LIBRO ROJO
DE LAS AVES DE ESPAÑA

2021



SEO BirdLife

Con el apoyo de:

GOBIERNO DE ESPAÑA

VICEPRESIDENCIA TERCERA DEL GOBIERNO

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO

Fundación Biodiversidad

LIBRO ROJO
DE LAS AVES DE ESPAÑA
2021

EDICIÓN REVISADA DICIEMBRE 2021

SEO BirdLife

LIBRO ROJO
DE LAS AVES DE ESPAÑA

2021

EDICIÓN REVISADA DICIEMBRE 2021

Sociedad Española de Ornitología

SEO BirdLife
www.seo.org

Libro Rojo de las Aves de España – 2021

Realizado por: Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife).

A efectos bibliográficos la obra debe citarse como sigue:
SEO/BirdLife (López-Jiménez, N. Ed). 2021. *Libro Rojo de las aves de España*.

Textos de especies (ejemplo)
Donázar, J. A. y Orueta, J. F. 2021. Alimoche común, *Neophron percnopterus*.
En: López-Jiménez, N. (Ed.): *Libro Rojo de las Aves de España*, pp. 125-136. SEO/BirdLife. Madrid.

Este proyecto cuenta con el apoyo del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, a través de la Fundación Biodiversidad.

Las opiniones que se expresan en esta obra son responsabilidad de los autores y no reflejan necesariamente las de SEO/BirdLife.

Edición de textos: Eduardo Viñuales Cobos, Roberto del Val Tabernas, Agustín Carretero.

Diseño y maquetación: Marta Munguía.

Fotografía de portada: Golondrina común (Niko López).

DOI: 10.31170/0087
ISBN: 978-84-124888-2-1

EQUIPO PRINCIPAL DE TRABAJO

Edición técnica y coordinación
Nicolás López-Jiménez

Comité asesor
José Manuel Arcos
Roberto González
Octavio Infante
Juan Antonio Lorenzo
Blas Molina
Miguel Rouco
Pablo Vera

Asistencia técnica y gestión de datos
Alejandra López
Blas Molina
Virginia Escandell
Aaron Nebreda
Emilio Escudero
Juan Carlos del Moral

Coordinación editorial
Olimpia García

Ilustraciones
Juan Varela

SEO BirdLife
www.seo.org

Índice

PRÓLOGO ... 9

AGRADECIMIENTOS ... 10

INTRODUCCIÓN ... 12

METODOLOGÍA ... 20
1. Identificación preliminar de especies candidatas y especies seleccionadas para la Lista Roja de las Aves de España. ... 23
2. Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN. ... 26
3. Procedimiento de aplicación de las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN. ... 33
4. Origen de los datos y fuentes de información para cada taxón. ... 36
5. Clasificación de las amenazas para la avifauna española. ... 43
6. Medidas de conservación existentes en la actualidad. ... 48
7. Actuaciones de conservación propuestas para el futuro. ... 48
8. Estructura del texto sobre las especies de aves amenazadas incluidas en el Libro Rojo. ... 49
9. Justificación del cambio de categoría de especies no incluidas en el actual Libro Rojo. ... 52
10. Taxones extintos o de presencia no probada en España. ... 53

RESULTADOS Y CONCLUSIONES ... 54
1. Estado de Conservación de la avifauna española ... 56
2. Lista Roja de las Aves de España. ... 58
3. Cambios y evolución del estado de conservación de las aves en España: 2004-2021 ... 65
4. Principales amenazas que afectan a las especies del Libro Rojo ... 98
5. Medidas de conservación existentes. Protección y Conservación de las aves en España. ... 114
6. Actuaciones de conservación propuestas. ... 133
7. Conclusiones ... 137

FICHAS DE LAS ESPECIES AMENAZADAS QUE FORMAN PARTE DEL LIBRO ROJO
1. Especies "En Peligro Crítico" (CR). ... 144
2. Especies "En Peligro" (EN). ... 276
3. Especies "Vulnerables" (VU). ... 532
4. Otras especies de interés. ... 752
5. Especies relevantes no incluidas en el actual libro rojo: justificación de exclusión ... 780

TAXONES EXTINTOS EN ESPAÑA Y TAXONES DE PRESENCIA NO PROBADA ... 860
Introducción ... 861
Taxones extintos en España. ... 862
Taxones de presencia no probada en España. ... 873

ANEXOS ... 877
Anexo I: Lista Roja de las Aves de España ... 878
Anexo II: Taxones canarios infraespecíficos en el Libro Rojo. ... 892

ÍNDICE DE NOMBRES CIENTÍFICOS. ... 897
ÍNDICE DE NOMBRES COMUNES. ... 900

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS ... 903



ALERTA ROJA

Asunción Ruiz. Directora ejecutiva de SEO/BirdLife



El papel avisador de las aves está anclado a la misma historia de la humanidad. Las aves siguen siendo, en el sentido más amplio, y nunca mejor dicho "nuestro canario en la mina". Combinando ese papel indicador y avisador de peligros de las aves con el título de esta obra, *Libro Rojo de las Aves de España*, se entiende muy rápidamente de qué estamos hablando. A medida que el ser humano ha complicado, y degradado, su relación con el entorno y el sustrato que le da la vida, la naturaleza, la avifauna ha tenido que incorporar nuevas y más complejas funciones a su papel avisador. Ya no solo se trata del anuncio de la llegada de las estaciones, en positivo, sino de la paulatina -y cada vez más rápida- destrucción y alteración de hábitats, de los efectos de un modelo agropecuario insostenible, de la contaminación por tierra, mar, aire, e incluso en el subsuelo y hasta en el espectro luminoso, de la reacción tardía de las sociedades y de sus Administraciones públicas a la crisis ecológica y también a los efectos del cambio climático.

Esta edición del *Libro Rojo*, al que acompaña la Lista Roja, incorpora, por primera vez, el cambio climático como una seria amenaza para la avifauna de nuestro país. Y lo hace constatando que es una amenaza recurrente en prácticamente todas las categorías de la lista. De hecho, siguiendo el esquema de la UICN, el cambio climático ya afecta a más de un 60 % de las especies del *Libro Rojo*. Las aves de nuevo como avisadores y, en esta ocasión, dando la voz de alarma de los dos grandes desafíos a los que nos enfrentamos ya y en las próximas décadas: evitar los efectos más dramáticos del calentamiento global y detener la pérdida de biodiversidad. Las aves, de nuevo, como indicadores y, al tiempo, como víctimas de lo que estaba y está pasando.

El ingente trabajo que ha supuesto la actualización del *Libro Rojo*, que ha esperado pacientemente más de diez años su renovación, no solo muestra la consolidación de la evidencia científica a la hora de documentar el impacto del cambio global, sino también muestra la necesidad de dar un giro de 180 grados al modelo económico actual para reconectar nuestra prosperidad con lo que, de verdad, nos permite vivir en este planeta, la naturaleza y los servicios ecosistémicos que nos regala.

También muestra lo mucho que ha avanzado nuestro conocimiento sobre las aves de España, cimentado en la contribución impagable de miles de voluntarios que llevan años saliendo al campo a contar aves para poder describir y documentar los problemas que nos rodean. De las 241 especies que no pudieron ser evaluadas en la anterior edición del *Libro Rojo*, en 2004, se ha pasado a "solo" 39. Siguen siendo muchas y, sin duda, marcan una de las prioridades de la ciencia ciudadana de SEO/BirdLife en los próximos años, pero es un dato que indica el compromiso y dedicación de las pajareras y pajareros de nuestro país, y también de la comunidad científica, que continúa añadiendo información y conceptos a la lista de avisos que nos marcan las aves.

El *Libro Rojo* es mucho más que un termómetro del estado de conservación de las aves de España. Es una obra que mejora sensiblemente el conocimiento científico sobre el estado de salud del medioambiente estatal y, con ello, el conocimiento sobre nuestra propia calidad de vida. Atendiendo a los resultados que arroja -más de la mitad de las especies analizadas presentan problemas de conservación, incluyendo las 18 en Riesgo Crítico de Extinción- , las aves han vuelto a avisarnos, nuestros centinelas alados vuelven a darnos la voz de alarma y a activarnos la alerta roja.

Prólogo

AGRADECIMIENTOS



Para la realización de este nuevo *Libro Rojo de las Aves de España*, se ha contado con el apoyo del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, a través de la Fundación Biodiversidad.

En primer lugar, queremos mostrar nuestro más sincero agradecimiento a todas las personas que han contribuido desinteresadamente con su tiempo, experiencia y conocimientos a la realización de las fichas de las especies amenazadas de esta edición, así como de las fichas justificativas de las especies que dejaron de estar en las máximas categorías de amenaza, al igual que a aquellas personas que han evaluado otras especies propias de la avifauna española. En definitiva, a las autoras y autores que han permitido que este libro salga adelante y suponga un hito en la conservación de la avifauna de este país.

Muchas gracias a:

Airam Rodríguez, Alberto Ucero, Alejandro Delgado, Alejandro Onrubia, Alejandro Pérez-Hurtado, Álvaro Barros, Álvaro Ortiz, Ana Bermejo, Ana Sanz-Aguilar, Andrés Bermejo, Andrés de la Cruz, Ángel Sallent, Antoni Curcó, Antoni J. Margalida, Antonio Martínez, Antonio Sandoval, Arantza Leal Nebot, Beatriz Arroyo, Beneharo Rodríguez, Blas Molina, Carlos Camacho, Carlos Ciudad, Carlos Gutiérrez Expósito, Carlos Molina, Carlos Palacín, Carlos Ponce Cabas, Carlos Zumalacárregui, Carlota Viada, Clara Morey Rubio, Claudine de le Court, Cristian Pérez Granados, Daniel González, Daniel Oro, David Álvarez, David García, David Giralt, David López-Idiáquez, David Miguélez, David Serrano, Diego García-Ferré, Domingo Trujillo, Eladio García de la Morena, Esperanza Macarena Castro, Felipe Rodríguez, Felipe Siverio, Félix de Pablo, Francisco Hortas, Francisco J. Pérez Ruiz, Francisco José Purroy Iraizoz, François Mougeot, Gabriel Martín, Gerard Bota, Germán M. López Iborra, Giacomo Taveccia, Gonzalo M. Arroyo, Gustavo Ballesteros, Gustavo Tejera Betancort, Gustavo Tejera, Hugo Robles, Ignacio C. Fernández Calvo, Inmaculada Abril-Colón, Javier Bustamante, Javier de la Puente, Javier García Fernández, Javier Purroy Balda, Javier Romero Rodríguez, Javier Ruiz, Javier Vidal-Mateo, Javier Viñuela, Jesús Domínguez, Jesús Martínez Padilla, Jesús Miguel Avilés, Jesús Pinilla, Jordi Sargatal Vicens, Jorge F. Orueta, Jorge Mouriño, José A. Masero, José Antonio Donazar, José Antonio Gil, José Carrilo-Hidalgo, José Guerra, José Ignacio Dies, José Jiménez, José Luis Arroyo, José Luis Copete, José Luis del Valle, José Manuel Arcos, José Manuel Reyes-González, José María Fernández-García, José Navarrete Pérez, José Ramón Obeso, José Vicente López-Bao, Juan A. Fargallo, Juan Antonio Lorenzo, Juan Arizaga, Juan Bécares de Fuentes, Juan Carlos Alonso, Juan Carlos del Moral, Juan Carlos Illera, Juan Ramírez, Juan Rodríguez-Silvar, Juan S. Monrós, Juan Traba, Juanjo

Aja, Lara Moreno Zarate, Laura E. Gangoso, Lorenzo Alcántara Cáceres, Luis Lorente Villanueva, Luis Robles, Luis Santiago Cano Alonso, Luis Tirado, Maite Louzao, Manuel B. Morales, Manuel Siverio, Manuel Soler Cruz, Marc Gálvez, Marcel Gil-Velasco, Marcelino Cardalliaguet Guerra, Marcelo Cabrera, Marcos Ferrández, María del Mar Delgado, María Vidal, Mario Fernández Tizón, Mario Giménez, Marta Cruz-Flores, Meritxell Genovart, Miguel Ángel Díaz-Portero, Miguel Ángel Gómez-Serrano, Miguel Ángel Guirado Cajal, Miguel Lorenzo, Miguel Mari Elósegui, Miguel Rouco, Nicolás López-Jiménez, Octavio Infante, Óscar Gordo, Pablo Salinas López, Pablo Vera, Paola Laiolo, Paulo Lago, Pedro Sáez-Gómez, Rafael Barrientos, Rafael E. Mas, Roberto González García, Rubén Rodríguez, Salvador García-Barcelona, Santiago Mañosa, Sara Cabezas-Díaz, Sofía Morcelle, Susana Cárcamo, Ugo Mellone, Verónica Cortés, Vicente Urios y Víctor Suarez.

También queremos mostrar nuestra gratitud a los asesores que han analizado y evaluado qué especies, dentro de los distintos grupos de aves y ambientes, eran las más amenazadas. Gracias a Blas Molina, José Manuel Arcos, Juan Antonio Lorenzo, Miguel Rouco, Octavio Infante, Roberto González y Pablo Vera.

Todo el trabajo de evaluación de las diferentes especies no hubiera sido posible sin el procesado y gestión de bases de datos, mapas y tablas con una cantidad ingente de información sobre las aves de España, su distribución, tendencias y tamaños poblacionales, bibliografía específica, etc. Este trabajo de gran valor y fundamental ha sido posible gracias a la labor técnica de Alejandra López y Aaron Nebreda. En este sentido, han sido decisivas las aportaciones y la labor del área de Ciencia Ciudadana de SEO/BirdLife, coordinado por Juan Carlos del Moral, y con la ayuda de Virginia Escandell, Blas Molina y Emilio Escudero, que supieron hacer posible que más de 25 años de datos de todos los programas de seguimiento de aves desarrollados por SEO/BirdLife estuvieran disponibles y procesados para poder ser utilizados en la evaluación del estado de conservación de la avifauna española.

No podemos olvidar a todas y cada una de las personas que trabajan en SEO/BirdLife, porque todas ellas permiten que proyectos como este vean la luz. Gracias al equipo SEO/BirdLife por vencer cualquier dificultad siempre.

Por último, pero no menos importante, hay que agradecer y destacar la labor abnegada, desinteresada e ilusionante que desarrollan los miles de socias, socios, voluntarias y voluntarios de la gran familia de SEO/BirdLife, ya que sin su trabajo y dedicación no sería posible contar con información de calidad para poder conocer el riesgo de extinción al que se enfrentan nuestras aves, y, por lo tanto, no tendríamos herramientas para luchar por su conservación. Gracias.

SUGERENCIAS Y ERRORES

Para informar de posibles errores o para aportar comentarios o sugerencias, alentamos a las personas que lean el texto de este libro a que se pongan en contacto con SEO/BirdLife (seo@seo.org) para informar de posibles errores en el texto, incorrecciones o para sugerencias o comentarios que mejoren el *Libro Rojo de las Aves de España* 2021.

Introducción

Han pasado 17 años desde la publicación en 2004 del anterior *Libro Rojo de las Aves de España*, y era ya una necesidad perentoria volver a evaluar el estado de conservación de las aves españolas mediante la aplicación de los criterios actualizados de la UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza). Durante el largo periodo de tiempo transcurrido desde la publicación del anterior *Libro Rojo*, se ha constatado un alarmante declive de muchas especies o grupos de especies, de acuerdo con la información científica más reciente y con los últimos censos realizados.





© Aaltair-Shutterstock

Los Libros y Listas Rojas de fauna y flora, terrestre y marina, se deberían revisar y actualizar, al menos cada cinco años, y esto resulta una obligación implícita de las diferentes Administraciones recogida en el *Real Decreto 556/2011, de 20 de abril, para el desarrollo del Inventario Español del Patrimonio Natural y la Biodiversidad*. Desde 2004 no se había realizado esta labor que garantiza poder observar cambios en las tendencias poblacionales, en la evolución de la distribución y en el estado de conservación de las distintas especies, así como adelantarse ante posibles extinciones para desarrollar las actuaciones de conservación más adecuadas.

Un *Libro Rojo de las Aves de España* actualizado permite, por tanto, contar con los criterios científicos necesarios para incluir a las especies de aves españolas -tanto si son reproductoras como invernantes- en sus correspondientes categorías de amenaza a escala estatal y en muchos casos autonómica. Así, podrá determinarse qué taxones son los que presentan un estado de conservación más preocupante, de manera que las diferentes Administraciones puedan establecer prioridades de actuación que garanticen la conservación de dichas especies.

Además, sería deseable que las Administraciones competentes utilizaran la información científica incluida en el presente *Libro Rojo* para que la incluyeran en sus catálogos legales de protección de especies amenazadas, tanto a nivel estatal como a nivel autonómico, con aquellas especies que han sido recogidas. Para esto sería importante que las especies que se incluyen en un catálogo o listado legal de protección contaran con categorías equivalentes a las asignadas con los criterios UICN, ya que de esta forma los catálogos legales de protección de especies tendrían la robustez de estar basados en criterios científicos.

De acuerdo con la *Lista de las Aves de España* (Rouco *et al.,* 2019), la riqueza de la ornitofauna española asciende a un total de 622 especies, de las que 572 podrían considerarse de presencia natural. El resto de las especies, 50, se considerarían de procedencia dudosa o de origen no natural. Durante la época reproductora, de acuerdo con los datos del *III Atlas de las Aves en Época Reproductora en España 2014-2018* (en preparación), se ha



confirmado la presencia de 462 especies, de las que un 63 % (293 especies) serían autóctonas que se reproducen en el territorio español, mientras que un 15 % (67) se corresponderían con especies que, aunque se encuentran presentes durante la temporada reproductora, no crían o se encuentran en migración. Además, habría que añadir un 14 % (64) de especies que podrían considerarse exóticas, aunque no todas ellas se reproduzcan en España. Y, por último, habría que contemplar un 8 % (38) de especies cuya presencia es rara u ocasional y que podrían reproducirse de manera puntual.

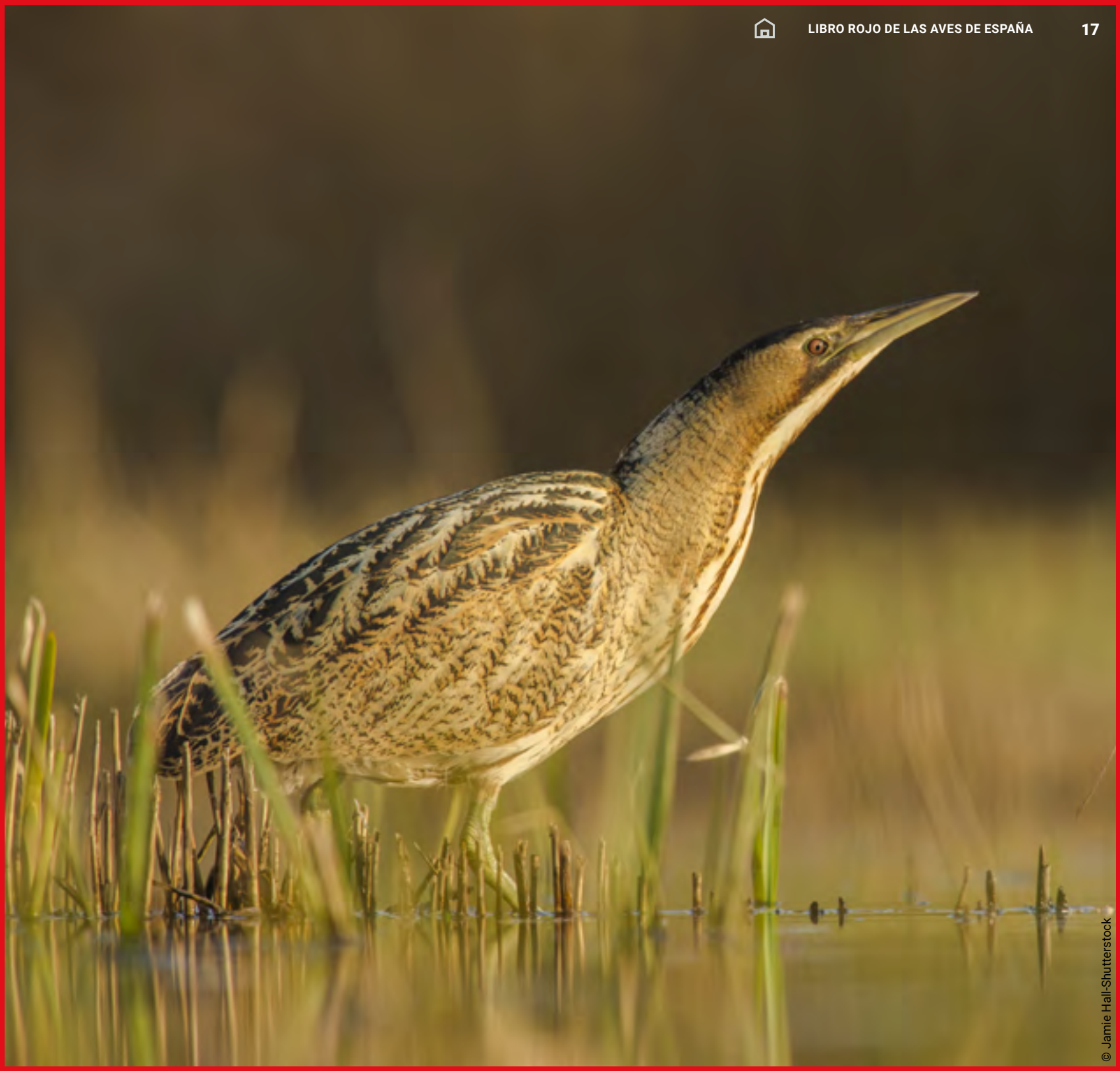
Estas cifras dan una idea de la gran riqueza ornitológica de España en su contexto geográfico, teniendo en cuenta que el territorio estatal considerado tanto por el *III Atlas de Aves Reproductoras* como por el presente *Libro Rojo*, estaría formado por la España peninsular, las islas Baleares, las islas Canarias y los territorios del norte de África -Ceuta y Melilla, peñón de Vélez de la Gomera, islas Alhucemas, islas Chafarinas e isla de Alborán-. Las peculiaridades geográficas de estos territorios, sin duda contribuyen a que dentro del territorio español se desarrolle una gran riqueza faunística, en la que además se incluyen 20 especies que dentro del contexto europeo únicamente habitan en España. Hay que destacar el caso de las islas Canarias, donde se dan los mayores porcentajes de endemicidad para la avifauna española.

Es por todo esto que, dentro del contexto de la Unión Europea, España tiene una gran responsabilidad en la conservación de las especies de aves. No sólo cuenta con endemismos exclusivos dentro de sus fronteras, sino que, además, sin ser endémicas, hay un grupo de unas 40 especies en las que casi toda la población europea se encuentra localizada en España, contando muchas de ellas con un estado de conservación desfavorable. No obstante, el presente *Libro Rojo* únicamente evalúa el riesgo de extinción de la avifauna española, por lo que para el establecimiento de prioridades de conservación a nivel mundial o europeo se deberían de tener en cuenta valoraciones a otras escalas, salvo que la proporción de la población de un taxón a nivel mundial o europeo esté íntegramente o en gran parte dentro de España.



Objetivos

El principal objetivo de esta obra es la elaboración de una Lista Roja de las Aves de España, y el consiguiente *Libro Rojo*, donde se integre la evaluación del estado de conservación de la avifauna española, identificando las especies amenazadas y, de acuerdo con las posibilidades actuales, identificando aquellos factores que son los causantes de su estado actual, así como poder proponer actuaciones de conservación que conduzcan a la recuperación de unos niveles poblaciones que alejen a estas especies del peligro de la extinción.



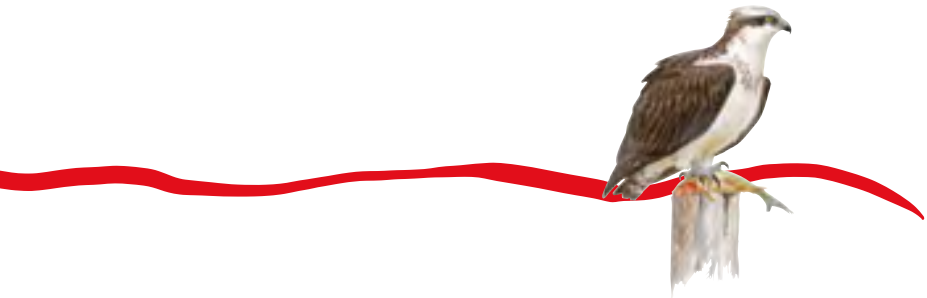
© Jamie Hall-Shutterstock

Para la consecución de este objetivo general se plantean una serie de objetivos específicos:

01 **Recopilación de la información existente** en cuanto al estado de conservación de las aves españolas, mediante la consulta a especialistas en determinadas especies o grupos de especies, la recopilación bibliográfica o revisión de los artículos científicos e informes técnicos publicados desde 2004-2020, y la compilación de los censos o estimaciones poblacionales realizadas en los últimos 15 años.

02 **Evaluación de la pertenencia de las diferentes especies** a una de las categorías de amenaza de la Lista Roja de UICN, mediante la aplicación de los cinco criterios (A-E) de catalogación existentes a nivel estatal, tanto para aquellas especies que se reproducen en España como para aquellas consideradas como invernantes o migratorias. Para poder adscribir las diferentes especies a una u otra categoría se analizará la información recopilada -demografía, tendencias poblacionales y variaciones en la distribución geográfica- y se aplicarán los criterios de la UICN de cada categoría para evaluar el cumplimiento de estos a nivel regional.

03 **Elaboración de la *Lista Roja de las Aves de España*** con las diferentes categorías de UICN para cada especie de la avifauna española que cuente con los datos suficientes como para poder adscribirla a una categoría (CR, EN, VU, NT, LC), incluyendo también aquellas que no hayan podido ser evaluadas (NE) o cuyos datos no sean concluyentes por contar con una información deficiente (DD).



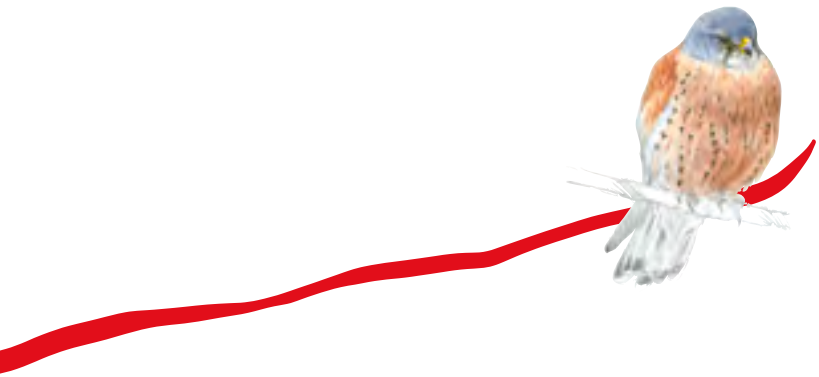
04 **Incluir una descripción detallada de aquellas especies evaluadas** en la *Lista Roja de las Aves de España* que cumplieron los criterios para estar catalogadas como En Peligro Crítico (CR), En Peligro (EN) y Vulnerables (VU), y que formarán parte del *Libro Rojo de las Aves de España*.

05 **Realización de un análisis comparativo** de los cambios de categoría de UICN experimentados por las diferentes especies de aves con respecto al anterior *Libro Rojo de las Aves de España* de 2004, para así permitir establecer la mejora o empeoramiento del estado de conservación de las diferentes especies de aves en la actualidad.

06 **Identificar las principales causas de amenaza** que están provocando que las diferentes especies presenten un estado de conservación desfavorable y que ponen en riesgo a las poblaciones.

07 **Poner de manifiesto las medidas de conservación** que se están desarrollando en la actualidad por parte de las Administraciones con competencias en la materia, para garantizar la conservación de las diferentes especies amenazadas y proponer las actuaciones necesarias para mejorar el estado de conservación de la avifauna amenazada y revertir o mitigar la probabilidad de extinción.

08 **Proporcionar una herramienta práctica** de conservación a las autoridades competentes, instituciones -gubernamentales y no gubernamentales- y personas interesadas, además de ofrecer una herramienta objetiva para facilitar y actualizar el sistema de catalogación a escala nacional y regional -Catálogo Nacional de Especies Amenazadas y catálogos autonómicos-, con todas las implicaciones legales que ello pueda conllevar en materia legislativa, de infracciones, delitos y gestión de especies que cuentan con problemas de conservación.



Metodología

1. Identificación preliminar de especies candidatas y especies seleccionadas para la Lista Roja de las Aves de España.
2. Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN.
3. Procedimiento de aplicación de las categorías y criterios de la Lista Roja de la UICN.
4. Origen de los datos y fuentes de información para cada taxón.
5. Clasificación de las amenazas para la avifauna española.
6. Medidas de conservación existentes en la actualidad.
7. Actuaciones de conservación propuestas para el futuro.
8. Estructura del texto sobre las especies de aves amenazadas incluidas en el *Libro Rojo*.
9. Justificación del cambio de categoría de especies no incluidas en el actual *Libro Rojo*.
10. Taxones extintos o de presencia no probada en España.



© Feathercollector-Shutterstock

Para la adecuada inclusión de los diferentes taxones que están incluidos en la Lista Roja y en el *Libro Rojo de las Aves de España*, se muestran a continuación, las fuentes de información que se han tenido en cuenta, así como la metodología empleada para la aplicación de las categorías y criterios de amenaza de la UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza). Las categorías y criterios aplicados en la evaluación de los taxones incluidos tanto en la Lista Roja como en el *Libro Rojo* han seguido los mismos estándares, y se han aplicado siguiendo las mismas premisas y recomendaciones de la UICN (2012a, 2012b, 2017, 2019), pues únicamente difieren en la cantidad de información que incluyen para cada taxón analizado.

La Lista Roja únicamente enumera las especies -nombre científico y común en castellano- y sus categorías de riesgo de extinción asociadas, mientras que dentro del *Libro Rojo* para cada especie, además de la categoría, se proporciona más información adicional sobre la especie: categoría y criterios UICN, nombres en diferentes idiomas, ilustración, estatus en conservación en diferentes listados, descripción de la distribución y del hábitat, tendencia y tamaño poblacional, justificación de la categoría UICN adoptada, amenazas y actuaciones de conservación propuestas.

En la Lista Roja se incluyen todas las especies dentro de cualquiera de las categorías UICN, tanto amenazadas como no amenazadas (EX, EW, RE, CR, EN, VU, NT, LC, DD, NE), mientras que en el *Libro Rojo* solo se han tenido en cuenta aquellas especies incluidas en las categorías de amenaza "En Peligro Crítico" (CR), "En Peligro" (EN) o "Vulnerable" (VU), con la salvedad de determinados taxones cuyo interés especial se ha considerado relevante.

Para definir y evaluar las categorías de amenaza de cada taxón, tanto en la elaboración de la Lista Roja como en el *Libro Rojo de las Aves de España*, se tuvieron en cuenta las categorías y criterios de la UICN en su versión 3.1 (UICN, 2001), así como las *Directrices para el uso de las categorías y criterios de la Lista Roja de la UICN* en su versión 14 (UICN, 2019).

Tanto en la Lista Roja como en el *Libro Rojo de las Aves de España* se han evaluado los diferentes taxones a nivel taxonómico de especie, aunque para determinados taxones con rango infraespecífico –subespecies- se han hecho las pertinentes matizaciones o especificaciones, principalmente en el caso de las poblaciones endémicas canarias, si estas tenían implicaciones en la definición del estatus de conservación de la especie y de su categoría, así como implicaciones poblacionales o de amenazas. Por lo tanto, en la actual Lista Roja y *Libro Rojo de las Aves de España* se incluyen taxones a nivel específico, pero incluyendo la información relevante correspondiente sobre los distintos taxones infraespecíficos que incluya esa especie en el territorio español. Por lo tanto, los criterios serán aplicados a una unidad taxonómica en el nivel de especie o inferior, por lo que en la presente Lista y *Libro Rojo* el término "taxón" se empleará para hacer referencia a una especie o a un nivel infraespecífico como es la subespecie (UICN, 2012a).

Lo mismo ocurre para el caso de especies que presentan poblaciones bien diferenciadas y que presentan un aislamiento derivado de sus particularidades geográficas, donde además de evaluar el taxón a nivel estatal se han indicado las posibles variaciones en el estado de conservación de las distintas poblaciones.

Por último, es necesario aclarar que para el tratamiento taxonómico de las especies incluidas tanto en la Lista

como en el *Libro Rojo* se ha adoptado la clasificación taxonómica y la nomenclatura utilizadas en la edición de 2019 de la Lista Roja de las Aves de España (Rouco *et al*., 2019). Este documento fue realizado por el Grupo de Trabajo de Taxonomía de SEO/BirdLife.

La clasificación taxonómica que adopta esta lista de aves, y que es la que sigue la presente obra, se basa en el análisis y combinación de las dos listas mundiales de mayor arraigo y reconociendo en Europa, dentro de sus últimas versiones:

- Gill., D. Donsker *et* P. Rasmussen (Eds). 2021. *IOC World Bird List (v11.1)*. doi: 10.14344/IOC.ML.11.1.

- HBW-BirdLife International. 2019. *Handbook of the Birds of the World and BirdLife International digital checklist of the birds of the world. Version 4*. Available at: http://datazone.birdlife.org/userfiles/file/Species/Taxonomy/HBW-BirdLife_Checklist_v4_Dec19.zip.

1. IDENTIFICACIÓN PRELIMINAR DE ESPECIES CANDIDATAS Y ESPECIES SELECCIONADAS PARA LA LISTA ROJA DE LAS AVES DE ESPAÑA

Para el proceso de selección de las especies y poblaciones candidatas a ser evaluadas, se han tenido en cuenta únicamente aquellas especies de aves silvestres autóctonas que habitan de forma natural en España. De las 622 especies que componen la ornitofauna española (Rouco *et al*. 2019), 572 podrían considerarse de presencia natural. El resto de las especies, 50, se considerarían de procedencia dudosa o de origen no natural, por lo que directamente esas especies se han considerado como "No Aptas" (NA) para su evaluación. El procedimiento de evaluación se ha llevado a cabo, por tanto,



sobre especies con poblaciones que se reproducen en España, así como también sobre aquellas que no se reproducen aquí pero que utilizan regularmente nuestro territorio o sus recursos biológicos, como es el caso de las especies invernantes y migratorias. En estos casos, al igual que en las especies reproductoras, únicamente se han tenido en cuenta aquellas especies cuyas poblaciones no nidificantes aparecen de manera regular como invernantes o migratorias, descartando las rarezas o las de aparición ocasional. Siguiendo estas premisas, de las 622 especies que pueden observarse o se han citado en España, incluyendo los territorios insulares, se han excluido de la selección preliminar los siguientes grupos de taxones, que no cumplían con los requisitos para ser evaluados a nivel regional como país, y que por lo tanto se han considerado no aptos (NA) para su evaluación:

- Especies que son consideradas taxones accidentales o "Rarezas" por el Comité de Rarezas de SEO/BirdLife y de acuerdo con la información incluida en la Lista de las Aves de España (Rouco *et al*., 2019).

- Especies migratorias o divagantes, generalmente especies invernantes, cuya llegada o aparición se produce en números muy bajos y de manera irregular, y que además aparecen en muy pocas localidades, como por ejemplo la serreta mediana (*Mergus serrator*). O bien taxones reproductores

de muy reciente asentamiento, como podría ser el caso del charrán elegante (*Thalasseus elegans*) o del aguilucho papialbo (*Circus macrourus*).

- Especies consideradas como especies exóticas invasoras en España.

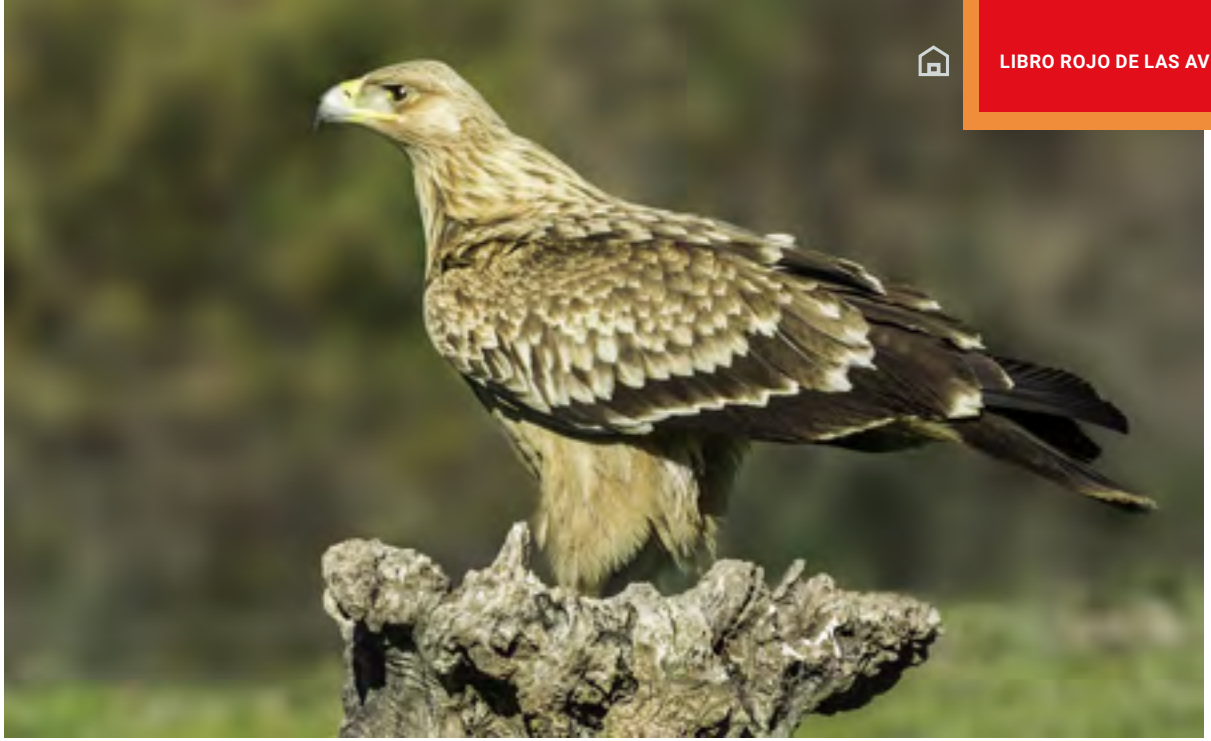
- Taxones de la Lista de las Aves de España con Categoría B: "Especies que han sido registradas, al menos una vez en estado aparentemente natural, desde el 1 de enero del año 1800 hasta el 31 de diciembre de 1949, pero no después de esta última fecha." (Rouco *et al*., 2019).

Por lo tanto, de las 622 especies observadas en todo el territorio español y tras descartar las anteriormente mencionadas como no aptas para su evaluación a nivel regional, se procedió a valorar la posibilidad de establecer el estatus de conservación de 398 taxones, estudiando si contaban con la información necesaria sobre su tendencia, población y distribución geográfica como para poder aplicar los criterios UICN con los que poder asignar una u otra categoría. De esta manera, se podrían incluir en una Lista Roja de las Aves de España todos los taxones evaluados, independientemente de su catalogación.

Así mismo, de los 398 taxones considerados preliminarmente para formar parte de la Lista Roja, no pudo realizarse una adecuada evaluación de 39 taxones (31 especies con poblaciones invernantes o migratorias y 8 reproductoras), debido a que no pudieron clasificarse de acuerdo con los criterios UICN, quedando por tanto con la categorización de "No Evaluados" (NE).

Para los restantes 359 taxones preseleccionados, se prestó especial atención a la revisión del estatus de conservación, y de su correspondiente evaluación, para aquellas especies que hasta la fecha se encontraban incluidas en el Catálogo Español de Especies Amenazadas, en las Directivas europeas de protección de especies o en otros convenios internacionales, especies globalmente amenazadas de acuerdo a la Lista Roja Mundial de la UICN (2021), especies incluidas en alguna categoría de amenaza dentro de la *Lista Roja Europea* de BirdLife International (2015, 2021), o especies cuya distribución -como reproductoras o invernantes- estuviera restringida total o en gran medida dentro del territorio español, y que por lo tanto le correspondería a España, como estado, la máxima responsabilidad en su conservación.

Finalmente, y teniendo en cuenta la disponibilidad de datos suficientes sobre estas 359 especies para poder llevar a cabo una adecuada evaluación de los diferentes criterios en cada categoría de UICN, se incluyeron en la categoría de "Datos Insuficientes" (DD) aquellos taxones para los que no había información adecuada o suficiente como para poder hacer una correcta evaluación -directa o indirecta- de su riesgo de extinción basándose en los cambios de su distribución o en sus tendencias demográficas. Hay que tener en cuenta que un taxón incluido en esta categoría puede estar bien estudiado, y su biología ser bien conocida, pero se puede carecer de los datos apropiados sobre su abundancia o distribución. La categoría de "Datos Insuficientes" no es por lo tanto una categoría de amenaza, pero es importante resaltar que cuando se incluye un taxón en esta categoría es muy importante que se hagan los esfuerzos pertinentes para obtener la información necesaria sobre el taxón en cuestión, de manera que los estudios realizados y la información obtenida permitan asignar una categoría de amenaza apropiada para la especie o se descarte su clasificación dentro de las categorías de amenaza.



© Fernando Sanchez - Shutterstock

Esto es de gran importancia, ya que, si no se cuenta con censos específicos, con una metodología o periodicidad estandarizadas, y no se cuenta con información de calidad sobre su distribución, tendencia y abundancia, no se podrá evaluar adecuadamente su riesgo de extinción, y se puede producir su desaparición antes de que se hayan puesto las medidas necesarias para evitarla. Un claro ejemplo de una especie que se encuentra en esta categoría, a pesar de ser una especie estudiada y de la que se tiene información, es el caso de pico mediano (*Dendrocoptes medius*), del que se conoce relativamente bien su biología y se han realizado diferentes estudios con diferentes metodologías, únicamente en parte de su territorio potencial y en zonas concretas. Por lo tanto, no se tienen censos específicos y estandarizados, ni un conocimiento preciso de su área de distribución y sus cambios en el tiempo. Es por esto por lo que la especie debe incluirse en la categoría de "Datos Insuficientes" debido a que con la información disponible no es posible determinar el grado de amenaza de la especie de acuerdo con los criterios UICN. Para esta especie y para la chocha perdiz o becada (*Scolopax rusticola*) se han incluido sendas fichas como ejemplos de especies catalogadas como con "Datos Insuficientes" donde se especifican todas estas cuestiones.

Además de las especies consideradas dentro de la categoría DD, para los restantes taxones, de los que se tenían datos suficientes, se completó la lista de aquellos que cumplieron con los criterios previos de selección y que podrían estar dentro de las categorías de amenaza (CR, EN, VU) o fuera de peligro (NT, LC). En los casos en que fue necesario, para los taxones integrantes de esta lista se realizaron las pertinentes consultas a expertos o equipos de expertos especializados en diferentes grupos de aves -alpinas y de montaña, forestales, urbanas, marinas, acuáticas dulceacuícolas y palustres, subestépicas o de ambientes agroesteparios, aves canarias, etc.-, para valorar y consensuar la pertinencia de su evaluación y la existencia de datos y parámetros evaluables.

2. CATEGORÍAS Y CRITERIOS DE LA LISTA ROJA DE LA UICN

Las categorías y criterios de la Lista Roja de la UICN pretenden ser un sistema de fácil comprensión para clasificar a las especies en función de su riesgo de extinción, tanto a nivel regional como global (UICN, 2012a). Este sistema permite utilizar una estructura objetiva y explícita para la clasificación de los diferentes grupos de seres vivos, en función de su riesgo de extinción. Sin embargo, aunque el objetivo principal de una Lista Roja es poner el foco de atención sobre aquellos taxones que presentan un mayor riesgo de extinción, no es el único medio de establecer prioridades para su conservación, y deberían ser las administraciones públicas competentes las que, basándose en los datos científicos que aportan este tipo de listados, incorporaran estos taxones a sus catálogos legales de protección de especies y que desarrollaran las actuaciones necesarias parta garantizar la conservación de esas especies en función de su categoría de amenaza y de su particular problemática.

Aunque el sistema de listas rojas es aplicable para la mayoría de los organismos, con excepción de los microorganismos, y suele adscribir a cada especie en una categoría de amenaza con un alto grado de fiabilidad, los criterios no tienen en cuenta "su historia natural". Por lo tanto, en ciertos casos concretos el riesgo de extinción puede estar sub o sobreestimado.

2.1. Categorías de la UICN

En general, hasta 1994 se aplicaron categorías subjetivas para evaluar el estado de conservación de las especies amenazadas en los Libros y Listas Rojas, pero a partir de esta fecha el Consejo de la UICN adoptó un nuevo sistema para elaborar dichos listados (UICN, 2001). Las nuevas categorías y criterios adoptados para la elaboración de las Listas Rojas de la UICN pretendían dotar de un sistema de valoración que pudiera ser empleado coherentemente por diferentes personas, mejorar el grado de objetividad, ofreciendo a los usuarios una guía clara sobre cómo evaluar los diferentes factores que conducen al riesgo de extinción, ofrecer un sistema que facilitara comparaciones entre taxones de manera muy amplia y proporcionar a las personas que se encuentran utilizando listas de especies amenazadas, una mejor comprensión de cómo fue clasificada cada especie (IUCN, 2019). Es por esto por lo que la UICN elaboró y publicó la versión 3.1 de una revisión en la que se completaron y establecieron las nuevas categorías y criterios de la Lista Roja de la UICN (UICN 2001, 2012b).

Como se ha mencionado anteriormente, las categorías y criterios utilizados en esta obra, por tanto, se corresponden a los adoptados por la UICN en la segunda edición de la versión 3.1. (UICN, 2012). La primera edición de la versión 3.1 fue publicada el 9 de febrero de 2001, tras su adopción formal por el Consejo de la UICN en febrero del 2000. La segunda edición de 2012 mantiene el mismo sistema de evaluación que la primera versión de 2001. La diferencia de esta edición con la versión posterior es la exclusión del Anexo 3 del documento para crear un documento independiente relativo a los posibles cambios ocasionales en la documentación requerida para las evaluaciones: *Estándares de Documentación y Verificación de Consistencia de las Evaluaciones y Fichas de Especies de la Lista Roja de la UICN* (UICN, 2012). Esta segunda edición, que es la versión aquí adoptada, considera las nueve categorías que aparecen reflejadas en la siguiente **Tabla 1**.

De acuerdo con esta clasificación (UICN, 2012a) podría considerarse que las especies amenazadas serían las que están incluidas dentro de una de las siguientes

categorías: “En Peligro Crítico” (CR), “En Peligro” (EN) o “Vulnerable” (VU). Estas categorías denotan una diferente evaluación del riesgo de extinción, y cada una está descrita y acompañada de una serie de criterios que deben cumplirse para que la especie evaluada se adscriba a una de ellas. Además de estas tres categorías de amenaza, la clasificación contempla las siguientes categorías: especies “Extintas” (EX), “Especies Extintas en Estado Silvestre (EW), “Casi Amenazadas” (NT), de “Preocupación Menor” o “No Amenazadas” (LC), “Poco Conocidas” o con “Datos Insuficientes” (DD) y “No Clasificadas” o “No Evaluadas” (NE).

Extinto (EX)	Un taxón está “Extinto” cuando no queda ninguna duda razonable de que el último individuo existente ha muerto. Se considera que un taxón esta Extinto cuando la realización de prospecciones exhaustivas de sus hábitats, conocidos o esperados, en los momentos apropiados -diarios, estacionales, anuales-, y a lo largo de su área de distribución histórica, no ha podido detectar un solo individuo. Las prospecciones deberán ser realizadas en períodos de tiempo apropiados al ciclo de vida y formas de vida del taxón.
Extinto en Estado Silvestre (EW)	Un taxón está “Extinto en Estado Silvestre” cuando sólo sobrevive en cultivo, en cautividad o como población -o poblaciones- naturalizadas completamente fuera de su distribución original. Se presume que un taxón está “Extinto” en Estado Silvestre cuando la realización de prospecciones exhaustivas de sus hábitats, conocidos o esperados, en los momentos apropiados -diarios, estacionales, anuales-, y a lo largo de su área de distribución histórica, no ha podido detectar un solo individuo. Las prospecciones deberán ser realizadas en períodos de tiempo apropiados al ciclo de vida y formas de vida silvestre.
En Peligro Crítico (CR)	Un taxón está “En Peligro Crítico” cuando la mejor evidencia disponible indica que cumple cualquiera de los criterios del “A” al “E” para “En Peligro Crítico” y, por consiguiente, se considera que se está enfrentando a un riesgo extremadamente alto de extinción en estado silvestre.
En Peligro (EN)	Un taxón está “En Peligro” cuando la mejor evidencia disponible indica que cumple cualquiera de los criterios del “A” al “E” para En Peligro y, por consiguiente, se considera que se está enfrentando a un riesgo muy alto de extinción en estado silvestre.
Vulnerable (VU)	Un taxón es “Vulnerable” cuando la mejor evidencia disponible indica que cumple cualquiera de los criterios del “A” al “E” para “Vulnerable” y, por consiguiente, se considera que se está enfrentando a un riesgo de extinción alto en estado de vida silvestre.
Casi Amenazado (NT)	Un taxón está “Casi Amenazado” cuando ha sido evaluado según los criterios y no satisface, actualmente, los criterios para “En Peligro Crítico”, “En Peligro” o “Vulnerable”; pero está próximo a satisfacer los criterios, o posiblemente los satisfaga, en el futuro cercano.
Preocupación Menor (LC)	Un taxón se considera de “Preocupación Menor” cuando, habiendo sido evaluado, no cumple ninguno de los criterios que definen las categorías de “En Peligro Crítico”, “En Peligro”, “Vulnerable” o “Casi Amenazado”. Se incluyen en esta categoría taxones abundantes y de amplia distribución.
Datos Insuficientes (DD)	Un taxón se incluye en la categoría de “Datos Insuficientes” cuando no hay información adecuada para hacer una evaluación, directa o indirecta, de su riesgo de extinción basándose en la distribución o condición de la población. Un taxón en esta categoría puede estar bien estudiado, y su biología ser bien conocida, pero carecer de los datos apropiados sobre su abundancia o distribución. “Datos Insuficientes” no es por lo tanto una categoría de amenaza. Al incluir un taxón en esta categoría se indica que se requiere más información, y se reconoce la posibilidad de que investigaciones futuras demuestren que una clasificación de amenazada pudiera ser apropiada. Es importante hacer un uso efectivo de cualquier información disponible. En muchos casos habrá que tener mucho cuidado en elegir entre “Datos Insuficientes” y una condición de amenaza. Si se sospecha que la distribución de un taxón está relativamente circunscrita, y si ha transcurrido un período considerable de tiempo desde el último registro del taxón, entonces la condición de amenazado puede estar bien justificada.
No Evaluados (NE)	Todavía no ha sido clasificado en relación con estos criterios. Generalmente se trata de taxones no reproductores, de aparición ocasional o rarezas que cuentan con pocos datos o información muy dispersa que sería necesario analizar.

Tabla 1. Categorías de la Lista Roja de la UICN (UICN, 2012a).

Las categorías y los criterios de la UICN para elaborar las Listas Rojas están diseñados para reflejar el riesgo de extinción de las especies a nivel mundial, pero para la aplicación de los criterios a nivel regional -continente, estado, comunidad autónoma, provincia, etc.- se requiere de ciertos ajustes para determinar la categoría de amenaza. De esta manera, para la aplicación de las categorías y criterios de la UICN a nivel de estado o de país, a las nueve categorías mencionadas anteriormente habría que sumarle una más, para evaluar las extinciones a nivel regional, y que es la denominada "Extinta Regionalmente" (RE).

En contraste con la evaluación del riesgo de extinción a nivel global, donde se evalúa el riesgo de extinción de la población total de una especie en el Planeta, cuando se evalúa el riesgo de extinción a nivel regional –en este caso estatal– se evaluará el riesgo de extinción de un taxón en un área delimitada por fronteras regionales. Por lo tanto, la estimación para la evaluación del riesgo de extinción regional se refiere a menudo solo a una fracción de la población total de una especie en el caso de que está habite en varias regiones o países. Evidentemente para aquellas especies que habitan en diferentes regiones o países, una determinada población regional no suele estar aislada biológicamente, y está expuesta a la inmigración o la emigración de ejemplares, por lo que su posible riesgo de su extinción puede verse condicionado por la situación de las poblaciones vecinas con las que está en contacto o más próximas. Sería, por tanto, de gran interés que los procesos de evaluación de los criterios de la UICN a nivel regional pudieran complementarse con una evaluación adicional que tuviera en cuenta el estado de conservación de las poblaciones vecinas con las que pudiera haber flujo de individuos. Es evidente que esto no es necesario en el caso de endemismos, donde todo el conjunto de una población se encuentra dentro de la región o país evaluado, como es el caso de las aves endémicas canarias, y donde lo idóneo es realizar una evaluación global.

Debido a que las especies tienen diferentes patrones de distribución a lo largo del tiempo, algunas especies que pudieron ser nativas de una región desde antes de la llegada los humanos o de la influencia de la actividad humana y que habitaban normalmente en dicha región, han podido desaparecer paulatinamente de ese territorio por diferentes motivos, aunque permanezcan en otras regiones cercanas, como es el caso de las especies extintas a nivel regional.

A su vez, en una determinada región suele haber especies, en determinadas épocas del año, que no se reproducen en ese territorio, sino que lo usan habitualmente y dependen de sus recursos durante una parte de su ciclo anual -aves migratorias e invernantes-. Por eso para que la evaluación del estado de conservación de esas especies en una región, o país, sea la adecuada es importante tener en cuenta las *Directrices para el uso de los Criterios de la Lista Roja de la UICN a nivel regional y nacional- Versión 4.0* (UICN, 2012b), que han sido tenidas en cuenta y aplicadas para los taxones evaluados en este *Libro Rojo*.

De manera que al elaborar la Lista Roja de las Aves de España y el consiguiente *Libro Rojo,* se usarán las mismas categorías y criterios que en una evaluación a nivel mundial, pero con la consideración de que las categorías reflejadas en esta Lista y *Libro Rojo* se refieren al riesgo de extinción de las especies de aves únicamente en el contexto regional de España. Por eso, los datos utilizados para poder llevar a cabo el proceso de evaluación, como el tamaño y la tendencia poblacional, las fluctuaciones demográficas, los cambios del área de



© Galabin Vasilev Asenov - Shutterstock

distribución, etc., se refieren siempre a las poblaciones españolas de esas especies, aunque en ocasiones coincidan con los datos de la población mundial, como es el caso de los endemismos exclusivos. Y es por esto por lo que es necesario contemplar la categoría adicional de "Regionalmente Extinta" (RE) para poder evaluar el riesgo de la desaparición de una especie únicamente a nivel regional. La categoría de "Regionalmente Extinta" (RE) se aplicará, por tanto, a un taxón para el cual no hay duda de que el último individuo potencialmente capaz de reproducirse dentro de la región ha muerto o desaparecido del medio silvestre en la región, o en el caso de un taxón que no se reproduce en la región, de que es el último individuo muerto o desaparecido de la naturaleza en las regiones. El establecimiento de un posible límite de tiempo para la clasificación en la categoría de RE se deja a la discreción de los organismos regionales responsables de la Lista Roja, pero el límite no debe establecerse antes de los 1.500 años.

2.2. Criterios de la UICN para la evaluación de especies amenazadas

Los criterios utilizados para la evaluación de la pertenencia de un taxón a una de las categorías de amenaza -En Peligro Crítico, En Peligro o Vulnerable de la Lista Roja de la UICN-, es decir, para evaluar su riesgo de extinción se dividen en cinco grupos, indicados por las letras "A" a "E". El grupo del criterio "A" se basa en datos sobre la reducción del tamaño poblacional; el grupo "B" en datos sobre la reducción, fragmentación o fluctuaciones en el tamaño del área de distribución o tamaño de la población para especies con áreas de distribución pequeñas; el grupo "C" en datos sobre la reducción, fragmentación o fluctuaciones en el tamaño de la población de especies con pequeñas poblaciones; el grupo "D" en datos sobre poblaciones extremadamente pequeñas o que presentan un área de distribución muy restringida; y el del grupo "E" se basa

en análisis cuantitativos para evaluar la probabilidad de extinción de una especie en estado silvestre.

Una especie se considera amenazada cuando analizando los mejores indicadores y datos disponibles cumple con cualquiera de los criterios para alguna de las tres categorías de amenaza establecidas para una especie: "En Peligro Crítico" (CR), "En Peligro" (EN) o "Vulnerable" (VU) y, por lo tanto, presenta un determinado riesgo de extinción. Hay que tener en cuenta que existe una jerarquía entre las categorías, por lo que clasificarlas en una categoría superior de amenaza significa que presenta un mayor riesgo de extinción. Los criterios son los mismos para las tres categorías, pero los umbrales cuantitativos son diferentes para cada criterio en cada una de las categorías. Si un taxón puede ser catalogado como "En Peligro Crítico" (CR), significa que cumplirá simultáneamente los criterios para las categorías de "En Peligro" (EN) y "Vulnerable" (VU), mientras que si un taxón puede catalogarse como "En Peligro" (EN), también cumplirá con los criterios para la categoría de "Vulnerable" (VU), pero no llegará a los umbrales para estar catalogada como "En Peligro Crítico" (CR). Para el caso de taxones catalogados como "Casi Amenazada" (NT), no existen unos umbrales cuantitativos o criterios específicos, pero se debe incluir a un taxón en esta categoría si después de evaluar si cumple los diferentes criterios ya no cabe duda de que está muy cerca o a punto de cumplir los requisitos como para catalogar dentro de la categoría de "Vulnerable" (VU), aunque no los cumple del todo.

Si durante el proceso de evaluación una especie cumple con diferentes criterios de amenaza para diferentes categorías, la especie debe catalogarse siempre con la mayor categoría de amenaza, es decir, con la de mayor riesgo de extinción.

En la siguiente **Tabla 2**, se presenta un esquema resumen con los diferentes criterios y subcriterios que ha de cumplir un taxón para evaluar si debe ser incluido en alguna de las tres categorías de amenaza de la UICN.



Criterio A. Reducción del tamaño poblacional. Reducción del tamaño de la población basada en cualquiera de los subcriterios A1 a A4. El nivel de reducción se mide considerando el período más largo, ya sea 10 años o 3 generaciones

	En Peligro Crítico	En Peligro	Vulnerable
Subcriterio A1	≥ 90 %	≥ 70 %	≥ 50 %
Subcriterios A2, A3 y A4	≥ 80 %	≥ 50 %	≥ 30 %

A1. Reducción del tamaño de la población observada, estimada, inferida o sospechada en el pasado, donde las causas de la reducción son claramente reversibles. Y ser entendidas y conocidas. Y haber cesado.	Con base en y especificando cualquiera de los siguientes puntos:	(a) observación directa [excepto A3]
A2. Reducción del tamaño de la población observada, estimada, inferida o sospechada en el pasado donde las causas de la reducción pudieron no haber cesado. O no ser entendidas y conocidas. O no ser reversibles.		(b) un índice de abundancia apropiado para el taxón
A3. Reducción del tamaño de la población que se sospecha será alcanzada en el futuro -hasta un máximo de 100 años- [(a) no puede ser usado].		(c) una reducción del área de ocupación (AOO), extensión de presencia (EOO) y/o calidad del hábitat
A4. Reducción del tamaño de la población observada, estimada, inferida, proyectada o sospechada, donde el período de tiempo considerado debe incluir el pasado y el futuro -hasta un máx. de 100 años en el futuro-, y donde las causas de la reducción pueden no haber cesado. O pueden no ser entendidas y conocidas. O pueden no ser reversibles.		(d) niveles de explotación reales o potenciales
		(e) como consecuencia de taxones introducidos, hibridación, patógenos, contaminantes, competidores o parásitos

Criterio B. Distribución geográfica representada como extensión de presencia (B1) o área de ocupación (B2)

	En Peligro Crítico	En Peligro	Vulnerable
Subcriterio B1. Extensión de presencia (EOO)	< 100 km^2	< 5.000 km2	< 20.000 km2
Subcriterio B2. Área de ocupación (AOO)	< 10 km^2	< 500 km2	< 2.000 km2
Y por lo menos dos de las siguientes tres condiciones:			
(a) Severamente fragmentada, o número de localidades	=1	≤ 5	≤ 10
(b) Disminución continua observada, estimada, inferida o proyectada en cualesquiera de: (i) extensión de presencia; (ii) área de ocupación; (iii) área, extensión y/o calidad del hábitat; (iv) número de localidades o subpoblaciones; (v) número de individuos maduros.			
(c) Fluctuaciones extremas en cualesquiera de: (i) extensión de presencia; (ii) área de ocupación; (iii) número de localidades o subpoblaciones; (iv) número de individuos maduros.			

Criterio C. Pequeño tamaño de la población y disminución				
		En Peligro Crítico	En Peligro	Vulnerable
Número de individuos maduros		< 250	< 2.500	< 10.000
Y por lo menos uno de C1 o C2:				
C1. Una disminución continua observada, estimada o proyectada -hasta un máximo de 100 años en el futuro- de al menos:		el 25 % en 3 años o en una generación -lo que fuese más largo-	el 20 % en 5 años o en dos generaciones -lo que fuese más largo-	el 10 % en 10 años o en tres generaciones -lo que fuese más largo-
C2. Una disminución continua observada, estimada, proyectada o inferida. Y por lo menos una de las siguientes tres condiciones:				
(a)	(i) Número de individuos maduros en cada subpoblación.	≤ 50	≤ 250	≤ 1.000
	(ii) % de individuos en una sola subpoblación =	90-100 %	95-100 %	100 %
(b) Fluctuaciones extremas en el número de individuos maduros.				

Criterio D. Población muy pequeña o restringida			
	En Peligro Crítico	En Peligro	Vulnerable
D. Número de individuos maduros	< 50	< 250	D1. < 1.000
D2. Solo aplicable a la categoría VU Área de ocupación restringida o bajo número de localidades con una posibilidad razonable de verse afectados por una amenaza futura que podría elevar al taxón a CR o EX en un tiempo muy corto		-	D2. Típicamente: AOO < 20 km² o número de localidades ≤ 5

Criterio E. Análisis cuantitativo			
	En Peligro Crítico	En Peligro	Vulnerable
Indica que la probabilidad de extinción en estado silvestre es:	≥ 50 % dentro de 10 años o en tres generaciones, lo que fuese más largo -100 años max.-	≥ 20 % dentro de 20 años o en cinco generaciones, lo que fuese más largo -100 años max.-	≥ 10 % dentro de 100 años

Tabla 2. Esquema resumen de los Criterios (A-E) utilizados para evaluar la pertenencia de un taxón a una de las categorías de amenaza -"En Peligro Crítico", "En Peligro" o "Vulnerable"- de la Lista Roja de la UICN (Fuente: UICN, 2012a).

3. PROCEDIMIENTO DE APLICACIÓN DE LAS CATEGORÍAS Y CRITERIOS DE LA LISTA ROJA DE LA UICN

Con el fin de garantizar la correcta aplicación de las categorías y criterios de la Lista Roja de la UICN para las evaluaciones de los diferentes taxones, se tuvieron en cuenta los siguientes documentos:

- *Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN*: Versión 3.1 (UICN, 2012a). (www.iucnredlist.org/technical-documents/categories-and-criteria).

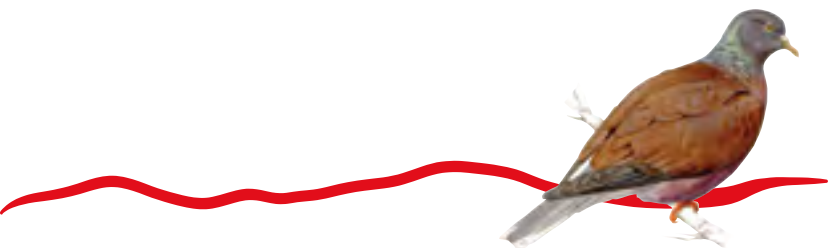
- La versión más reciente de las *Directrices para el uso de las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN* [Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria], disponible en www.iucnredlist.org/technical-documents/categories-and-criteria. En el caso de la versión en español, la última versión disponible es del año 2017 (UICN, 2017) y para la versión en inglés la última versión disponible es del año 2019 (UICN, 2019).

- *Estándares de Documentación y Verificación de Consistencia de las Evaluaciones y Fichas de Especies de la Lista Roja de la UICN* [Documentation Standards and Consistency Checks for IUCN Red List Assessments and Species Accounts]: Versión 2 (UICN, 2013). https://www.iucnredlist.org/resources/supporting-information-guidelines.

- *Directrices para el uso de los Criterios de la Lista Roja de la UICN a nivel regional y nacional*: Versión 4.0. (UICN. 2012b). www.iucnredlist.org/technical-documents/categories-and-criteria.

Para aplicar las categorías y criterios, en primer lugar, hay que tener en cuenta que únicamente se ha realizado la evaluación sobre aquellos taxones autóctonos que son de presencia habitual en la región, tanto en época reproductora como fuera de este periodo. Las especies exóticas invasoras que habitan en España, introducidas deliberadamente o fruto de escapes o negligencias, no se incluyen en el proceso de evaluación. Las especies consideradas como "rarezas" (Rouco *et al*., 2019) o que aparecen irregularmente en la región, tampoco se han considerado en el proceso de evaluación. El conjunto de especies que no han sido consideradas para el proceso de evaluación constituye el grupo de las especies consideradas como "No Aptas para su Evaluación" (NA), tal y como ya se comentó con anterioridad.

Durante el procedimiento para la elaboración de la Lista Roja a nivel regional y poder así seleccionar las especies y poblaciones que se van a evaluar a nivel estatal, es necesario seguir una serie de pasos consecutivos. En primer lugar, habrá que decidir que taxones y poblaciones se van a evaluar a nivel estatal -como región-, incluyendo por tanto las poblaciones insulares, a pesar de sus particularidades, para obtener una lista preliminar de especies candidatas para ser evaluadas. En segundo lugar, es necesario aplicar los criterios de la Lista Roja de la UICN (v.3.1.) para obtener una categorización preliminar y obtener una "Pre-Lista Roja". Y en tercer lugar habrá que aplicar las Directrices Regionales de la UICN (v. 4.0.) a las especies seleccionadas en la "Pre-Lista Roja" para determinar la categoría final a nivel regional. En este caso el concepto de "regional" se utiliza para la zona geográfica definida a nivel de estado, por lo que la categoría UICN será la que corresponda a toda la población española de un determinado taxón (UICN, 2012b).



Para determinar la categoría preliminar y establecer el riesgo de extinción de la población de un taxón a nivel regional, el procedimiento de evaluación será el mismo que para definir la categoría de riesgo de extinción de una población a nivel mundial: la evaluación se lleva a cabo de acuerdo con los criterios de la UICN (UICN, 2021), es decir, se aplican los mismos grupos de criterios –del A al E- y umbrales cuantitativos que para una evaluación global. No obstante, hay que tener en cuenta que todos los datos utilizados en este paso -por ejemplo, número de individuos, disminución del tamaño de la población, fragmentación, etc.- se referirán a la población regional. Además, las especies que alguna vez vivieron regularmente en la región y que ahora están extintas o ya no están presentes en dicha región, pero que aún existen en otras partes del mundo, se clasifican como especies "Regionalmente Extinta" (RE).

Finalmente, para determinar la categoría definitiva o final de una especie a nivel regional, habrá que tener en cuenta la influencia de las poblaciones vecinas -no regionales- sobre la población regional evaluada, para valorar si es necesario elevar o reducir la categoría de amenaza. De esta manera, la categoría definitiva o final podría ser más baja que la preliminar si se estima que la población extrarregional puede contribuir –por intercambio/reclutamiento- a reducir el riesgo de extinción poblacional dentro de la región analizada. Éste sería el caso, por ejemplo, de especies que cuentan con una pequeña población a nivel regional pero que forman parte de una población amenazada mucho más grande, donde se espera que la inmigración de ejemplares de áreas vecinas al territorio regional evaluado reduzca el riesgo de extinción, implicando un descenso de la categoría de amenaza a categorías inferiores. Sin embargo, para el caso de poblaciones de una región que están en declive y no son autosuficientes sin un flujo externo de individuos y donde se espera que sus poblaciones extrarregionales también estén en declive, sería pertinente valorar un aumento de la categoría de amenaza. No obstante, si se desconoce como las poblaciones de otras regiones influyen o afectan sobre el riesgo de extinción de las especies dentro de la región estudiada, o si se estima que el impacto de las poblaciones extrarregionalas es inapreciable, las categorías preliminares establecidas sobre la base de criterios globales deben mantenerse sin cambios.

Cuando se trata de evaluar el riesgo de extinción de un taxón que puede mantener cierto flujo de individuos o contacto con poblaciones extrarregionales de territorios vecinos, es importante tener en cuenta las circunstancias comentadas anteriormente, especialmente en los casos en los que la población evaluada se comporte como posible población receptora y la posible población

donante se encuentre también en declive, ofreciendo pocas posibilidades de inmigración. Pero este tipo de valoraciones o evaluaciones del riesgo asociado al estado de conservación de poblaciones extrarregionales incluye siempre cierta subjetividad, ya que no hay muchos casos en los que se pueda contar con suficiente información de calidad para demostrar claramente en qué casos la evolución demográfica de la población receptora de una región se está viendo afectada -positiva o negativamente- por las tasas de inmigración de individuos de otros territorios, por lo que se debe de actuar con cautela.

Por lo tanto, los criterios pueden aplicarse dentro de cualquier área geográfica o política específica, y en esta obra se aplicarán a nivel regional y estatal. Si bien fueron diseñados para una evaluación global de los taxones, el interés por parte de cada país de conocer el estado de conservación y el riesgo de extinción de sus taxones, tanto a nivel nacional como regional o a veces local, motivó a la UICN a la creación de una guía con las directrices necesarias para poder aplicar correctamente las categorías y los criterios de la Lista Roja de la UICN a nivel regional (UICN, 2012b). Gracias a estas directrices, con los criterios actuales se puede evaluar, desde el riesgo de extinción de una especie en un país o región determinada, al riesgo de extinción de un taxón endémico muy localizado o el de una población muy escasa o aislada.

Para el caso particular de las aves del archipiélago canario se dan diferentes circunstancias que es necesario aclarar, sobre todo teniendo en cuenta el alto número de taxones canarios que fueron incluidos en el anterior *Libro Rojo:*

- Las especies que constituyen endemismos exclusivos de las islas Canarias se han evaluado aplicando los criterios de la UICN como si se tratase de un taxón a nivel global, ya que sus poblaciones constituyen las únicas del Planeta.

- Las especies endémicas de Macaronesia, aunque no sean endemismos exclusivos de las islas Canarias también han sido evaluadas de la misma manera, por las consideraciones indicadas antes, especialmente si no se tiene constancia del posible flujo migratorio entre archipiélagos y de su influencia en la tendencia de las poblaciones.

- Las especies que se encuentran también la península ibérica y que son autóctonas del archipiélago canario se han evaluado como parte de la población global de la región estudiada, es decir como parte de la población estatal, pero teniendo en cuenta que pueden presentar diferencias significativas de tendencia, tamaño poblacional y amenazas propias de su presencia en Canarias. En estos casos se han indicado en la ficha del taxón estas particularidades, e incluso se ha procedido a aplicar una evaluación independiente de los criterios si hay constancia que no existe flujo migratorio y aislamiento entre las poblaciones.

- Las especies que cuentan con taxones infraespecíficos cuya validez taxonómica está reconocida y resulta consistente desde el punto de vista genético o biogeográfico, como pueden ser especies con subespecies endémicas de Canarias, han sido evaluadas dentro del taxón correspondiente a nivel específico pero como parte de la población global de la región estudiada, es decir como parte de la población estatal pero teniendo en cuenta estas particularidades, ya que en el presente Libro Rojo se evalúan los taxones a nivel de especie. No obstante,

teniendo en cuenta que en el anterior Libro Rojo se consideraron un gran número de taxones intraespecíficos endémicos del archipiélago canario y de acuerdo con los avances en el conocimiento científico en materia de filogenia y taxonomía, se ha decidido incluir el Anexo II: Taxones canarios infraespecíficos en el *Libro Rojo*, para considerar aquellos casos particulares de subespecies endémicas cuya validez taxonómica está reconocida y así poder establecer la evolución de sus poblaciones.

4. ORIGEN DE LOS DATOS Y FUENTES DE INFORMACIÓN PARA CADA TAXÓN

Para poder evaluar cada especie se utilizaron diversas fuentes de datos y de información recopilados o publicados hasta el año 2021 y, además, se consultó a diferentes especialistas en grupos de aves o en especies concretas -sobre todo en los casos de especies en las que había menos información o su evaluación resultaba más compleja-, pudiendo contar con información de primera mano e incluso inédita proporcionada por los distintos especialistas que evaluaron las diferentes especies. Esta información novedosa e inédita enriquece de manera notable el contenido del presente *Libro Rojo*, lo que hace que constituya una herramienta relevante en el conocimiento del estado de conservación de las especies de aves y de las amenazas a las que se enfrentan.

A su vez, se elaboró un registro o base de datos con las publicaciones ornitológicas de referencia que contenían información relevante para la evaluación del estado de conservación de las diferentes especies.

En la **Tabla 3** se indica de manera resumida las principales fuentes de información utilizadas, así como el número de especies sobre las que había datos disponibles en dichas fuentes:

FUENTES DE DATOS	ESPECIES CON DATOS
III Atlas de las aves en época reproductora en España (2014-2018)	326
Atlas de las aves reproductoras de España (1998-2002)	273
Atlas de las aves reproductoras de Canarias (1997-2003)	12 (+58 peninsulares)
Atlas de las aves en invierno en España (2007-2010)	215
Censos específicos - Monografías (2004-2020)	108
Censos anuales de aves acuáticas invernantes (1980-2017)	54
Programa Sacre (1998-2018)	126
Programa Sacin (2008-2018)	81
Programa Noctua (2006-2018)	10
Información sobre la duración de las generaciones de las aves (UICN-2021)	375

Tabla 3. Origen principal de las fuentes de datos consultadas para la evaluación del estado de conservación de las especies de la Lista Roja y del *Libro Rojo*, y número de especies con información en cada fuente de datos.

Además de la información aportada por las diferentes personas que han contribuido a la evaluación de las diferentes especies o en su caso a la redacción de las correspondientes fichas, y de la información previa al Atlas y *Libro Rojo* de 2003-2004, se ha contado con la información procedente de los estudios de largas series temporales desarrollados y analizados por el equipo de Ciencia Ciudadana de SEO/BirdLife: 23 años de datos del Programa Sacre (1998-2018), 11 años del Programa Sacin y 13 años del Programa Noctua. También, el mismo equipo analizó las tendencias de las 37 compilaciones de censos de aves acuáticas invernantes realizadas en todo el estado anualmente entre 1980-2017. A

esta información hay que añadir los 17 años de censos específicos realizados desde la publicación del anterior *Libro Rojo*, con datos demográficos sobre poblaciones de diferentes especies censadas a nivel estatal (2004-2020) y cinco años de información recopilada durante los trabajos para la realización del nuevo *Atlas de las Aves en época Reproductora en España* 2014-2018 (SEO/BirdLife, 2021). Gracias a este gran esfuerzo del área de Ciencia Ciudadana de SEO/BirdLife y al trabajo o dedicación de miles de socios y voluntarios, ha sido posible contar con información de calidad sobre la evolución, distribución y tamaño poblacional de una gran parte de las especies analizadas, lo que ha permitido por primera vez poder evaluar el estado de conservación de la mayoría de las especies que forman parte de la avifauna española, dando lugar entre otros aspectos a la primera *Lista Roja de las Aves de España*, que incluye a la práctica totalidad de las especies de aves presentes en el territorio estatal y que se ha incluido como **Anexo I** de esta obra.

- **III *Atlas de las Aves en Época Reproductora en España* (2014-2018, en preparación):**

Se incluye la información desarrollada durante cinco años de trabajo para la realización del nuevo *Atlas de las aves en época reproductora en España 2014-2018* (SEO/BirdLife, 2021). Esta información incluye datos relativos a los cambios en el área de distribución de las 326 especies tratadas con respecto al anterior *Atlas de las Aves Reproductoras* (1998-2002), publicado en 2003.

Los cambios en el área de distribución para cada especie se han calculado a partir de la comparación de la información aportada por las cuadrículas ocupadas con presencia de cada especie en los *Atlas de Aves Reproductoras* de 1998-2002 y de 2014-2018. En ambos Atlas se ha podido realizar una comparación directa de 2.778 cuadrículas –el 50 % de la superficie estatal- para calcular la variación del cambio del área de distribución, obteniendo parámetros de contracción o ampliación del área de distribución a lo largo del tiempo. La unidad de muestreo es la cuadrícula UTM de 10x10 km.

- ***Atlas de las Aves Reproductoras de España* (1998-2002):**

Se incluyen los datos existentes en el *Atlas de las Aves Reproductoras de España* (Martí *et* Del Moral, 2003), con información de los años 1998-2003.

- ***Atlas de las Aves Reproductoras de Canarias* (1997-2003):**

Se incluyen los datos existentes en el *Atlas de las aves nidificantes en el archipiélago canario* (Lorenzo, 2007), con información de los años 1997-2003.

- **Atlas de las aves en invierno en España (2007-2010):**

Se incluyen los datos existentes en el *Atlas de las aves en invierno en España* (SEO/BirdLife, 2012), con información de los años 2007-2010.

- **Censos específicos - Monografías (2004-2020):**

Se incluyen los datos de 17 años de censos específicos de diferentes especies realizados entre 2004 y 2020, coordinados y publicados por SEO/BirdLife. Desde la elaboración del anterior *Libro Rojo* de 2004 se han realizado censos específicos de 108 especies. Además, todas las monografías incluyen un análisis del estado de conservación de los diferentes taxones tratados, de acuerdo con la información sobre el tamaño poblacional y las tendencias disponibles hasta ese momento. Los datos aportados por estos censos específicos contienen

datos de observación directa o estimaciones apropiadas para poder aplicar algunos de los criterios poblacionales utilizados por la UICN para evaluar la pertenencia de una especie a una determinada categoría de amenaza.

Se han analizado e incluido los datos incluidos en las siguientes monografías:

- Alonso, J.C., C. Palacín y C.A. Martín (Eds.). 2005. *La avutarda común en la península Ibérica: población actual y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.

- Álvarez, D. y A. Velando. 2007. *El cormorán moñudo en España. Población en 2006-2007 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.

- Arroyo, B. y J. García. 2007. *El aguilucho cenizo y el aguilucho pálido en España. Población en 2006 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.

- Arroyo, B., B. Molina y J.C. del Moral (Eds.). 2019. *El aguilucho cenizo y el aguilucho pálido en España. Población reproductora en 2017 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.

- Atienza, J.C. 2006. *El escribano palustre en España. I Censo nacional (2005).* SEO/BirdLife. Madrid.

- Ballesteros, G., M. Cabrera, J.L. Echevarría, C.J. Lorenzo, C. Raya, J.A. Torres-Esquivias y C. Viedma. 2008. *Tarro canelo, cerceta pardilla, porrón pardo, malvasía cabeciblanca y focha moruna en España. Población en 2007 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.

- Bertolero, A., M. Genovart, A. Martínez-Abraín, B. Molina, J. Mouriño, D. Oro y G. Tavecchia. 2008. *Gaviota cabecinegra, picofina, de Audouin, tridáctila y gavión atlántico en España. Población en 2007 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.

- Bustamante, J., B. Molina y J.C. del MoraL (Eds.). 2020. *El cernícalo primilla en España, población reproductora en 2016-18 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.

- Cardiel, I.E. 2005. *El milano real (Milvus milvus) en España. II Censo Nacional (2004).* SEO/BirdLife. Madrid.

- Carrascal, L.M. y D. Palomino. 2008. *Tamaño de población de las aves comunes reproductoras en España en 2004-2006.* SEO/BirdLife. Madrid.

- Carrascal, L.M., J. Seoane, D. Palomino y C.L. Alonso. 2006. *El corredor sahariano en España. I Censo Nacional (2005-2006).* SEO/BirdLife. Madrid.

- Castany, J. y López, G. 2006. *El carricerín real en España. I Censo nacional (2005).* SEO/BirdLife. Madrid.

- Corbacho, C., J.M. Sánchez Guzmán y M.A. Villegas. 2009. *Pagazas, charranes y fumareles en España. Población reproductora en 2007 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.

- De la Puente, J., R. Moreno-Opo y J.C. del Moral. 2007. *El buitre negro en España. Censo Nacional (2006).* SEO/BirdLife. Madrid.

- Del Moral, J.C. y B. Molina (Eds.). 2018. *El águila perdicera en España, población reproductora en 2018 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.

- Del Moral, J.C. y B. molina (Eds.). 2018. *El alimoche común en España, población reproductora en 2018 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.
- Del Moral, J.C. y B. molina (Eds.). 2018. *El buitre leonado en España, población reproductora en 2018 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.
- Del Moral, J.C. y N. Oliveira (Eds.). 2019. *El cormorán moñudo en la península ibérica. Población reproductora en 2017 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.
- Del Moral, J.C. (Ed.). 2006. *El águila perdicera en España. Población en 2005 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Del Moral, J.C. (Ed.). 2008. *El halcón de Eleonora en España. Población en 2004-2007 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.
- Del Moral, J.C. (Ed.). 2009. *El águila real en España. Población reproductora en 2008 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.
- Del Moral, J.C. (Ed.). 2009. *El alimoche común en España. Población reproductora en 2008 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Del Moral, J.C. (Ed.). 2009. El buitre leonado en España. Población reproductora en 2008 y método de censo. SEO/BirdLife. Madrid.
- Del Moral, J.C. (Ed.). 2009. *El halcón peregrino en España. Población reproductora en 2008 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.
- Del Moral, J.C. (Ed.). 2017. *El buitre negro en España, población reproductora en 2017 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.
- Del Moral, J.C. (Ed.). 2018. *La cigüeña negra en España, población reproductora en 2017 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.
- Del Moral, J.C., A. Somoza, A.R. Muñoz y B. Molina (Eds.). 2017. *La cotorra de Kramer en España, población reproductora en 2015 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.
- García de la Morena, E.L., G. Bota, A. Ponjoan y M.B. Morales. 2006. *El sisón común en España. I Censo Nacional (2005).* SEO/BirdLife. Madrid.
- García de la Morena, E.L., G. Bota, S. Mañosa y M.B. Morales. 2018. *El sisón común en España. II Censo Nacional (2016).* SEO/BirdLife. Madrid.
- García Fernández, J. 2012. *La graja en España. Población reproductora en 2011 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.
- Garrido, J.R. y J.C. Del Moral (Eds.). 2011. *Las garzas en España, población reproductora e invernante en 2010-2011 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.
- Giralt, D., J.L. Rivas Y J.C. Albero (Eds.). 2010. *El alcaudón chico en España. Población reproductora en 2010 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.
- Lorenzo, J. A., C. González, M.A. Hernández y J.D. Delgado. 2007. *La avutarda hubara en España. Población en 2004-2006 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.

- Lorenzo, M. y P. Planelles. 2010. *La agachadiza común en España. Población reproductora en 2008 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.

- Máñez, M. y M. Rendón-Martos (Eds.). 2009. *El morito común, la espátula común y el flamenco común en España. Población en 2007 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.

- Molina, B y J.C. Del Moral. 2005. *La cigüeña blanca (Ciconia ciconia) en España. VI Censo Internacional (2004).* SEO/BirdLife. Madrid.

- Molina, B. y F. Martínez. 2008. *El aguilucho lagunero en España. Población en 2006 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.

- Molina, B. (Ed.) 2013. *El cormorán grande en España. Población reproductora e invernante en 2012-2013 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.

- Molina, B. (Ed.). 2009. *Gaviota reidora, sombría y patiamarilla en España. Población en 2007-2009 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.

- Molina, B. (Ed.). 2015. *El milano real en España. III Censo Nacional. Población invernante y reproductora en 2014 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.

- Molina, B., J.L. Postigo, A.R. Muñoz y J.C. Del MORAL (Eds.). 2016. *La cotorra argentina en España, población reproductora en 2015 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.

- Monrós, J.S., J.M. Neto, F. Arcos, P. Vera, y E.J. Belda. 2018. *El escribano palustre en España y Portugal. Población reproductora en 2015 y método de censo*. Universitat de València-Universitat Politécnica de València-SEO/BirdLife. Madrid.

- Mougeot, F., M. Fernández-Tizón, R. Tarjuelo, A. Benítez-López y J. Jiménez. 2021. *La ganga ibérica y la ganga ortega en España, población reproductora en 2019 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.

- Palomino, D. y B. Molina (Eds.). 2009. *Aves acuáticas reproductoras. Población en 2007 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.

- Palomino, D. y J. VALLS. 2011. *Las rapaces forestales en España. Población reproductora en 2009-2010 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.

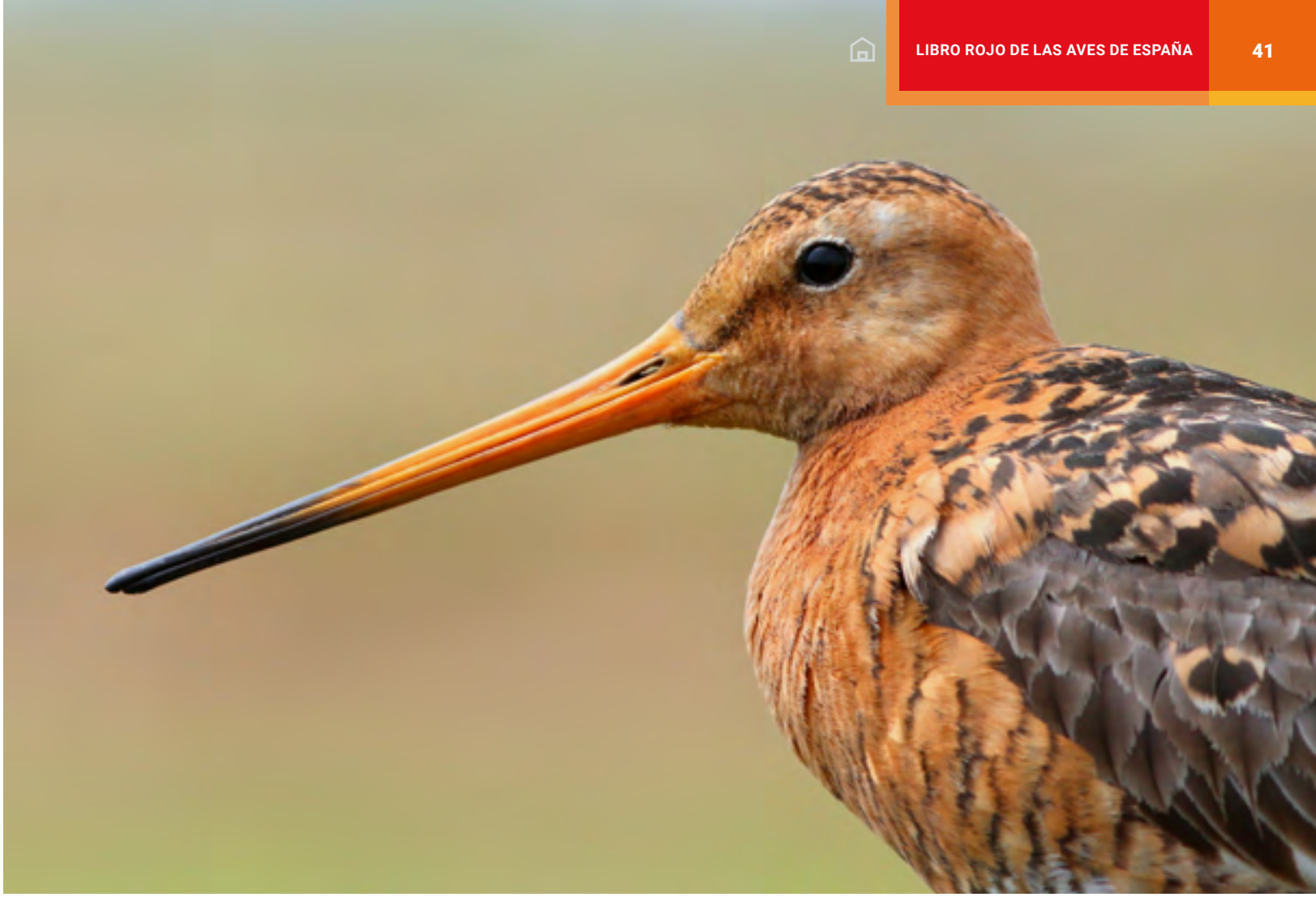
- Palomino, D. 2006. *El milano negro en España. I Censo Nacional (2005).* SEO/BirdLife. Madrid.

- Prieta, J. y J.C. Del Moral (Eds.). 2008. *La grulla común invernante en España. Población en 2007 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.

- Robles, L., F. Ballesteros y J. Canut (Eds.). 2006. *El urogallo en España, Andorra y pirineos franceses. Situación actual (2005).* SEO/BirdLife. Madrid.

- Román, J.A. 2019. *La grulla común en España, población invernante en 2018-2019 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.

- Seoane, J. 2005. *El alzacola (Cercotrichas galactotes) en España. I Censo nacional (2004).* SEO/BirdLife. Madrid.



© Ger Bosma Photos-Shutterstock

- Seoane, J., A. Kouri, J.C. Illera, D. Palomino, C.L. Alonso y L.M. Carrascal. 2010. *La tarabilla canaria en España. Población reproductora en 2005-2006 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.

- Siverio, M., F. Siverio, B. Rodríguez y J.C. Del Moral (Eds.). 2018. *El águila pescadora en España y Portugal: población invernante 2016-2017, reproductora en 2018 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.

- Suárez, F., I. Hervás, J. Herranz y J.C. Del Moral. 2006. *La ganga ibérica y la ganga ortega en España: población en 2005 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.

- Triay, R. y M. Siverio (Eds.). 2008. *El águila pescadora en España. Población en 2008 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.

Censos anuales de aves acuáticas invernantes (1980-2017):

Se incluyen los datos y la tendencia de 37 años de compilaciones de censos de las aves acuáticas existentes en los humedales estatales realizados en invierno, con la información existente desde 1980 hasta 2017, que son las series que están completas hasta la actualidad. Los datos de tendencias y abundancias aportados por estos censos anuales pueden servir como índices de abundancia apropiados para poder evaluar algunos de los criterios poblacionales utilizados por la UICN de cara a evaluar la pertenencia de una especie a una determinada categoría de amenaza, especialmente para evaluar la categoría de amenaza de poblaciones de especies de aves acuáticas invernantes en España.

Programa Sacre (1998-2018):

Se incluyen los datos de las tendencias obtenidas a través del Programa de Seguimiento de la Tendencia de Aves Comunes Reproductoras (Sacre) durante 23 años. Se ha considerado la información disponible para el periodo de 1998-2018, de manera que la información fuese comparable y coincidente con la información disponible en el nuevo *Atlas de Aves en Época Reproductora* (SEO/BirdLife, 2021). Los datos aportados por el Programa Sacre constituyen un índice de abundancia apropiado para poder aplicar algunos de los criterios poblacionales utilizados por la UICN para evaluar la pertenencia de una especie a una determinada categoría de amenaza.

Además, para todas las especies de aves estudiadas en el Programa Sacre se calculó la evolución de la tendencia poblacional a largo plazo, entre 1998 y 2018 -126 especies-. Para aquellas especies que presentaban una duración muy corta de su generación vital, se realizó un análisis complementario de la evolución de su tendencia poblacional a corto plazo, entre 2008 y 2018 -31 especies-. El índice de cambio en la evolución de la población para cada especie fue calculado con el programa estadístico *TRIM* -Trends & Indices for Monitoring data-, que es la herramienta estadística cuyo uso recomienda el *EBCC* -European Bird Census Council- para este tipo de análisis y la usada en el Programa Pan-Europeo de seguimiento de aves reproductoras de BirdLife Internacional.

Gracias también a este índice, para muchas especies estudiadas en el Programa Sacre y que contaban con censos específicos o con estimaciones de sus poblaciones (Carrascal *y* Palomino, 2008), fue posible aplicar el porcentaje de cambio y evolución del tamaño poblacional calculado en el Programa Sacre y obtener una estimación del tamaño poblacional para 2018 y su evolución desde 1998.

Programa Sacin (2008-2018):

Se incluyen los datos de las tendencias obtenidas a través del *Programa de Seguimiento de la Tendencia de Aves Comunes en Invierno* (Sacin) durante 11 años. Se ha considerado la información disponible para el periodo de 2008-2018, de manera que la información fuese comparable y coincidente con la información disponible en el nuevo *Atlas de Aves en Época Reproductora* (SEO/BirdLife, 2021). Los datos aportados por el Programa Sacin constituyen un índice de abundancia apropiado para poder aplicar algunos de los criterios poblacionales utilizados por la UICN para evaluar la pertenencia de una especie de ave invernante a una determinada categoría de amenaza.

Se incluye la información relativa a 49 especies de aves comunes durante el invierno –de noviembre-diciembre a enero-febrero-.

Programa Noctua (2006-2018):

Se incluyen los datos de las tendencias obtenidas a través del Programa de Seguimiento de la Tendencia de Aves Nocturnas (Noctua) durante 13 años. Se ha considerado la información disponible para el periodo de 2006-2018, de manera que la información fuese comparable y coincidente con la información disponible en el nuevo *Atlas de Aves en Época Reproductora* (SEO/BirdLife, 2021). Los datos aportados por el Programa Noctua constituyen un índice de abundancia apropiado para poder aplicar algunos de los criterios poblacionales utilizados por la UICN para evaluar la pertenencia de una especie de ave nocturna a una determinada categoría de amenaza.

Se incluye la información relativa a 10 especies de aves nocturnas de acuerdo con la fenología más importante para su detección y estudio –de diciembre-febrero, marzo-mayo y abril-junio-.

Información sobre la duración de "generación" (UICN-2021):

Para establecer el tiempo de duración de una generación vital en cada una de las diferentes especies se ha utilizado la información proporcionada por la web *I*UCN-Red List (https://www.iucnredlist.org/). Esta información, es la misma utilizada por BirdLife International en el proyecto Birds in Europe: Population Estimates, Trends and Conservation Status. Esta información resulta relevante para poder homogeneizar la fuente de información de donde se obtiene la duración de una generación para cada especie, ya que para la aplicación de algunos criterios es necesario conocer este dato, especialmente cuando la suma de tres generaciones supera los 10 años de evaluación de la tendencia de una población.

5. CLASIFICACIÓN DE LAS AMENAZAS PARA LA AVIFAUNA ESPAÑOLA

Aunque es importante señalar que el estado de conservación de algunas especies que se encontraban en categorías de amenaza en el anterior Libro Rojo ha mejorado, al mismo tiempo hay que destacar que una gran parte de las aves españolas está gravemente amenazada o se desconoce su estado de conservación.

Las causas del declive que afectan a estas especies amenazadas y que ha supuesto que haya una alta proporción de especies en categorías de amenaza que conllevan un alto riesgo de extinción, se deben a diversas causas que se analizarán posteriormente en el capítulo de "Resultados y conclusiones", pero hay que destacar que existe un gran número de especies sobre las que se tienen muy pocos datos sobre su tendencia poblacional, su distribución exacta o sobre qué factores afectan a su evolución poblacional o sus causas de mortalidad. Este desconocimiento de información sobre estas especies también puede ser una causa indirecta de amenaza.

Para aquellas especies incluidas en el *Libro Rojo*, es decir, las que se encuentran incluidas en las categorías de CR, EN o VU, se realizó una evaluación sobre las principales amenazas que sufrían sus poblaciones. Para analizar y agrupar las causas de amenaza se siguió el esquema propuesto en la Clasificación Unificada de Amenazas Directas de la UICN-CMP, versión 3.2 (UICN, 2019; UICN-CMP, 2021), que distingue en un primer nivel 12 grupos de causas de amenaza, y en cada grupo define unos tipos concretos de amenaza. En colaboración, UICN y Conservation Measures Partnership (CMP) elaboraron una clasificación estandarizada de las amenazas directas que los investigadores de todo el mundo han encontrado

que pueden estar afectando a las especies y que se sabe o se supone que en la actualidad o en un futuro próximo tienen o tendrán un impacto negativo significativo sobre las especies de aves amenazadas.

En el citado esquema (Tabla 4) de Clasificación Unificada de Amenazas Directas -versión 3.2-, se realiza una estructura jerárquica de los tipos de amenazas que presentan las especies evaluadas en el *Libro Rojo*.

1. Desarrollo urbanístico (residencial o comercial)	1.1 Vivienda y áreas urbanas	
	1.2 Áreas comerciales e industriales	
	1.3 Áreas de turismo y recreación	
2. Prácticas agroganaderas, silvícolas y de acuicultura	2.1 Cultivos no maderables anuales y perennes	2.1.1 Prácticas agrícolas itinerantes o rotatorias
		2.1.2 Prácticas agrícolas a pequeña escala –extensiva-
		2.1.3 Prácticas agrícolas agroindustriales o agricultura intensiva
		2.1.4 Agricultura a escala desconocida
	2.2 Plantaciones de madera y pulpa	2.2.1 Plantaciones de pequeños propietarios
		2.2.2 Plantaciones agroindustriales
		2.2.3 Plantaciones a escala desconocida
	2.3 Ganadería y granjas ganaderas	2.3.1 Ganadería extensiva trashumante
		2.3.2 Ganadería extensiva de pequeños propietarios
		2.3.3 Ganadería intensiva industrial
		2.3.4 Ganadería a escala desconocida
	2.4 Acuicultura marina y de agua dulce	2.4.1 Acuicultura de subsistencia / artesanal
		2.4.2 Acuicultura industrial
		2.4.3 Acuicultura a escala desconocida
3. Producción de energía y minería	3.1 Perforación de petróleo y gas	
	3.2 Minería y explotación de canteras	
	3.3 Infraestructuras de producción de energía renovable	
4. Infraestructuras lineares de transporte, energía y comunicaciones	4.1 Carreteras y ferrocarriles	Incluye atropellos
	4.2 Gasoductos, líneas eléctricas y telefónicas	Incluye electrocución y colisión
	4.3 Rutas de navegación y puertos	
	4.4 Rutas de vuelo y aeropuertos	

GRUPO DE AMENAZAS DIRECTAS	TIPO DE AMENAZA DIRECTA	SUBTIPO DE AMENAZA DIRECTA
5. Uso de recursos biológicos	5.1 Caza y recolección de animales terrestres	5.1.1 Uso intencional (el objetivo es la especie evaluada)
		5.1.2 Efectos no intencionales -las especies evaluadas no son el objetivo-
		5.1.3 Persecución / control
		5.1.4 Motivación desconocida / no registrada
	5.2 Recolección de plantas terrestres	5.2.1 Uso intencional -el objetivo es la especie evaluada-
		5.2.2 Efectos no intencionales -las especies evaluadas no son el objetivo-
		5.2.3 Persecución / control
		5.2.4 Motivación desconocida / no registrada
	5.3 Tala y extracción de madera	5.3.1 Uso intencional: subsistencia / pequeña escala -la especie que se está evaluando es el objetivo- [cosecha]
		5.3.2 Uso intencional: a gran escala -el objetivo es la especie evaluada- [cosecha]
		5.3.3 Efectos no intencionales: subsistencia / pequeña escala -las especies evaluadas no son el objetivo- [cosecha]
		5.3.4 Efectos no intencionales: gran escala -las especies evaluadas no son el objetivo- [cosecha]
		5.3.5 Motivación desconocida / no registrada
5. Uso de recursos biológicos	5.4 Pesca y recolección de recursos acuáticos	5.4.1 Uso intencional: subsistencia / pequeña escala -el objetivo es la especie evaluada- [cosecha]
		5.4.2 Uso intencional: a gran escala -el objetivo es la especie evaluada- [cosecha]
		5.4.3 Efectos no intencionales: subsistencia / pequeña escala -las especies evaluadas no son el objetivo- [cosecha]
		5.4.4 Efectos no intencionales: gran escala -las especies evaluadas no son el objetivo- [cosecha]
		5.4.5 Persecución / control
		5.4.6 Motivación desconocida / no registrada
6. Perturbaciones y molestias humanas	6.1 Molestias derivadas de actividades recreativas	
	6.2 Guerras, disturbios civiles y maniobras militares	
	6.3 Molestias derivadas de actividades laborales y otras	

GRUPO DE AMENAZAS DIRECTAS	TIPO DE AMENAZA DIRECTA	SUBTIPO DE AMENAZA DIRECTA
7. Modificaciones del sistema natural	7.1 Incendios o ausencia del régimen de estos	7.1.1 Aumento de la frecuencia / intensidad del fuego
		7.1.2 Supresión en la frecuencia / intensidad del fuego
		7.1.3 Tendencia desconocida / no registrada
7. Modificaciones del sistema natural	7.2 Presas y gestión/uso del agua	7.2.1 Extracción de agua superficial (uso doméstico)
		7.2.2 Extracción de agua superficial (uso comercial)
		7.2.3 Extracción de agua superficial (uso agrícola)
		7.2.4 Extracción de agua superficial (uso desconocido)
		7.2.5 Extracción de agua subterránea (uso doméstico)
		7.2.6 Extracción de agua subterránea (uso comercial)
		7.2.7 Extracción de agua subterránea (uso agrícola)
		7.2.8 Extracción de agua subterránea (uso desconocido)
		7.2.9 Pequeñas presas
		7.2.10 Grandes presas
		7.2.11 Presas-azudes (tamaño desconocido)
	7.3 Otras modificaciones del ecosistema/degradación del hábitat	
8. Especies, genes y enfermedades invasoras y otras problemáticas	8.1 Especies no nativas/exóticas, invasoras/ enfermedades exóticas	8.1.1 Especies o patógenos no especificados
		8.1.2 Especies o patógenos específicos
	8.2 Especies / enfermedades nativas problemáticas	8.2.1 Especies o patógenos no especificados
		8.2.2 Especies o patógenos específicos
	8.3 Material genético introducido	
	8.4 Especies o enfermedades nativas problemáticas / enfermedades de origen desconocido	8.4.1 Especies o patógenos no especificados
		8.4.2 Especies o patógenos específicos
	8.5 Enfermedades inducidas por virus / priones	8.5.1 “Especies” no especificadas (enfermedad)
		8.5.2 “Especies” denominadas (enfermedad)
	8.6 Enfermedades de causa desconocida	

GRUPO DE AMENAZAS DIRECTAS	TIPO DE AMENAZA DIRECTA	SUBTIPO DE AMENAZA DIRECTA
9. Contaminación	9.1 Aguas residuales domésticas y urbanas	9.1.1 Aguas residuales
		9.1.2 Escorrentía
		9.1.3 Tipo desconocido / no registrado
	9.2 Efluentes industriales y militares	9.2.1 Derrames de petróleo
		9.2.2 Filtración de la minería
		9.2.3 Tipo Desconocido / No registrado
	9.3 Efluentes agrícolas y forestales	9.3.1 Cargas de nutrientes y purines
		9.3.2 Erosión, sedimentación del suelo
		9.3.3 Herbicidas y pesticidas
		9.3.4 Tipo desconocido / No registrado
	9.4 Basura y desechos sólidos	
	9.5 Contaminantes del aire	9.5.1 Lluvia ácida
		9.5.2 Smog
		9.5.3 Ozono
		9.5.4 Tipo Desconocido / No registrado
	9.6 Aumentos de calor, sonido o luz	9.6.1 Contaminación lumínica
		9.6.2 Contaminación térmica
		9.6.3 Contaminación acústica
		9.6.4 Tipo desconocido / No registrado
10. Eventos geológicos	10.1 Volcanes	
	10.2 Terremotos / tsunamis	
	10.3 Avalanchas / deslizamientos de tierra	
11. Cambio climático y clima severo	11.1 Cambios y alteración del hábitat derivados	
	11.2 Sequías extremas	
	11.3 Temperaturas extremas	
	11.4 Tormentas e inundaciones	
	11.5 Otros impactos	
12. Otras opciones	12.1 Otras amenazas (especificar)	12.1.1. Inacción-Ineficacia de las Administraciones Públicas. Falta de protección y medidas de conservación
		12.1.2. Ahogamientos

Tabla 4. Esquema con la *Clasificación Unificada de Amenazas Directas* de la UICN-CMP, versión 3.2 (Fuente: Adaptado de UICN, 2019 y UICN-CMP, 2021).

Estas amenazas directas son aquellas actividades o procesos antrópicos que han impactado, están impactando o pueden impactar sobre estado del taxón en cuestión que se está evaluando -por ejemplo, pesca insostenible, caza ilegal, agricultura intensiva, desarrollo urbanístico, etc.-.

6. MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES EN LA ACTUALIDAD

Se incluye información básica sobre aquellas medidas de conservación que están llevando a cabo las Administraciones públicas en la actualidad o se han desarrollado recientemente para mejorar el estado de conservación de una especie en cuestión, tanto desde el punto de un ámbito internacional que ha tenido en cuenta a España dentro de las medidas, como a nivel estatal o autonómico.



© Tom-Reichner-Shutterstock

Estas medidas pueden incluir acciones de seguimiento y planificación, como son los Planes de recuperación, conservación o manejo y las actuaciones de seguimiento de las poblaciones, medidas legislativas de protección de especies -a nivel internacional, estatal o autonómico-, medidas de gestión y protección específicas para una determinada especie en un espacio protegido -de la red estatal, regional, Red Natura 2000, etc.-, medidas de gestión de la especie que impliquen planes de gestión sobre su captura o explotación, programas de cría y de reintroducción o de reforzamiento poblacional, o bien medidas de educación o sensibilización como son los programas y actuaciones de divulgación sobre la problemática de conservación de determinadas especies.

Las diferentes medidas o acciones adoptadas por las Administraciones se han integrado en una tabla que incluirá la información de manera concisa en la ficha de cada especie del *Libro Rojo*.

7. ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS PARA EL FUTURO

En cada especie tratada en el *Libro Rojo* se hace referencia a las actuaciones o medidas de conservación necesarias para mejorar el estado de conservación de una especie en cuestión y evitar o mitigar las amenazas descritas, indicando cuáles son las más adecuadas, urgentes o necesarias para evitar o mitigar las amenazas que sufre la especie en cuestión. En algunos casos pueden ser actuaciones que den continuidad a medidas que ya se están desarrollando en la actualidad.

También se pueden considerar medidas que no se están teniendo en cuenta o no se están llevando a cabo por parte de las Administraciones públicas a pesar de tener las competencias en materia de protección y conservación

de la fauna silvestre, como la falta de catalogación y seguimiento de las especies más amenazadas, o la no aprobación de los preceptivos planes de recuperación o conservación de las especies catalogadas legalmente como "En Peligro de Extinción" o "Vulnerables", o la falta de designación de espacios protegidos para garantizar la conservación de las especies que lo requieran.

Algunas medidas tendrán también que ver con la eliminación o mitigación de las causas de mortalidad directa, como es el caso de las electrocuciones o el uso de cebos envenenados o la gestión y erradicación de especies invasoras que están afectando a las poblaciones de especies amenazadas. Otras medidas tienen que ver con las lagunas de conocimiento de diversos aspectos de las especies amenazadas y la necesidad de realizar una mayor inversión en investigación sobre la ecología, los requerimientos de hábitat, la distribución o los factores de amenaza propios de cada especie.

Y, por último, también se pueden contemplar actuaciones destinadas a la conservación o restauración de los hábitats que son de importancia para la alimentación, cría o descanso de las diferentes especies amenazadas.

8. ESTRUCTURA DEL TEXTO SOBRE LAS ESPECIES DE AVES AMENAZADAS INCLUIDAS EN EL *LIBRO ROJO*

Para aquellas especies que tras llevar a cabo la correspondiente evaluación de los diferentes criterios haya resultado que deben incluirse dentro de alguna de las categorías de amenaza y que deben ser catalogadas como "En Peligro Crítico", "En Peligro" o "Vulnerable", se ha confeccionado una ficha con información más detallada sobre los aspectos que tienen que ver con su estado de conservación y que serán las que formen parte del *Libro Rojo de las Aves de España*.

Las diferentes especies se agruparán dentro del Libro Rojo en bloques por categorías de amenaza: CR, EN y VU.

Para cada especie se indica:

- El nombre común en castellano y el nombre científico de acuerdo con la Lista de las Aves de España (Rouco *et al*., 2019).
- La categoría y criterios de amenaza de acuerdo con la clasificación de la UICN.
- Los nombres comunes en catalán, gallego, euskera, portugués, inglés y francés, basados en la información de la obra *Birds of the World* (2021).
- Ilustración del taxón correspondiente a cargo del gran ilustrador de reconocido prestigio Juan Varela.
- Tabla comparativa con las categorías de conservación incluidas en la Lista Roja Mundial de la UICN, en la Lista Roja de las Aves de Europa (BirdLife International, 2015, 2021), en el *Libro Rojo de los Vertebrados de España* (1992) y en los *Libros Rojos de las Aves de España* (2004, 2021).
- **Distribución y hábitat:** Descripción del área de distribución del taxón en el ámbito de estudio del presente Libro Rojo, así como las características del hábitat más relevantes. Cuando se ha considerado necesario se ha indicado las diferencias entre el área de invernada y de reproducción del taxón analizado.
- **Tendencia y tamaño poblacional:** Datos disponibles sobre la tendencia poblacional del taxón a lo largo del tiempo, así como los datos demográficos

de censos o estimaciones poblacionales disponibles que reflejen la evolución de la población. También se incluye la información relativa a su tendencia espacial, para evaluar si la especie ha sufrido contracciones en su área de distribución.

- **Justificación de la categoría asignada y los criterios aplicados:** Evaluación adoptada después de haber aplicado los criterios de la UICN para llegar a la asignación de una categoría con la correspondiente justificación, así como las correspondientes observaciones de índole poblacional o geográfica.

- **Amenazas:** Descripción de las principales amenazas que se han documentado para el taxón en cuestión y que pueden ser las causantes de su declive, así como causas de mortalidad directa. Estas amenazas se incorporarán a la matriz de amenazas homologadas dentro de la clasificación de amenazas del esquema de UICN para su posterior análisis conjunto.

- **Medidas de conservación existentes:** Se indican las medidas de conservación que se están aplicando en la actualidad desde los diferentes niveles administrativos -internacional, estatal, autonómico- para el taxón en cuestión, siempre teniendo en cuenta que son las Administraciones públicas las que de alguna u otra manera tienen las competencias en esta materia. En este sentido se valorará si las diferentes especies cuentan con una protección legal en listados o catálogos de protección, así como si cuentan con las correspondientes estrategias, planes o programas de recuperación o Conservación. Estas medidas actuales de conservación se incorporarán a la matriz de medidas de conservación actuales dentro de la clasificación de medidas que se están llevando a cabo del esquema de UICN para su posterior análisis conjunto.

- **Otras medidas de conservación:** Medidas o actuaciones de conservación que se están llevando a cabo en la actualidad y que están resultando de utilidad para la conservación de la especie a nivel autonómico o estatal, de ámbito privado o con participación público-privada.

- **Espacios de interés:** En los casos en que se ha considerado necesario, se han incluido aquellos espacios protegidos o sin figuras de gestión que se consideran de especial relevancia para la conservación de la especie o que bien requieren de ser incluidos dentro de alguna figura de protección por su relevancia para la especie, estén o no declarados.

- **Actuaciones de conservación propuestas:** Se incluye una breve propuesta razonada de actuaciones o medidas que contribuirían a revertir la situación de amenaza de la especie, así como las causas de su declive o mortalidad. Pueden ser medidas de conservación in situ o ex situ, directas o indirectas, legislativas, de gestión, etc. Estas actuaciones de conservación propuestas se incorporarán a la matriz de actuaciones propuestas dentro de la clasificación de medidas para el futuro del esquema de UICN para su posterior análisis conjunto.

- Autores/as: Personas que han redactado la ficha de la especie en cuestión o que han contribuido a su elaboración.

Las referencias bibliográficas abreviadas de publicaciones que se citan en el texto de cada ficha y que se han considerado de interés para apoyar cualquiera de



© Sysasya photography-Shutterstock

las afirmaciones o datos incluidos en la ficha, así como referencias justificativas sobre cualquier aspecto relacionado con la conservación de la especie, sus amenazas, su distribución, etc., se han incluido dentro del capítulo de "Referencias bibliográficas".

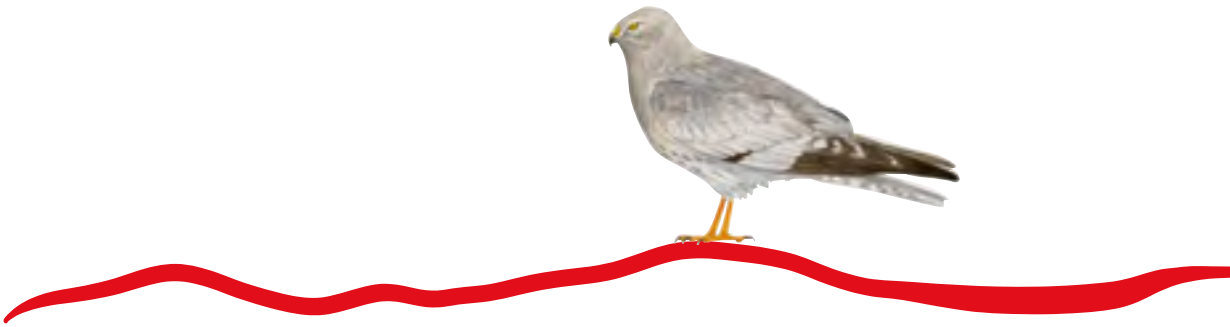
9. JUSTIFICACIÓN DEL CAMBIO DE CATEGORÍA DE ESPECIES NO INCLUIDAS EN EL ACTUAL *LIBRO ROJO*

Para aquellas especies que, habiendo sido evaluadas en el anterior *Libro Rojo* de 2004, han salido de las categorías de amenaza y que en la actual Lista Roja se han incluido dentro de las categorías NT, LC, DD o NE, se ha incluido en el capítulo 4 el apartado "4.5. Especies relevantes no incluidas en el actual *Libro Rojo*: justificación de exclusión", donde se aporta un breve texto justificativo para cada especie que explica los motivos por los que dicha especie ha dejado de estar incluida dentro de las categorías de amenaza CR, EN o VU. Las principales razones de estos cambios se deben a que:

El taxón ha mejorado su estado de conservación después de ser reevaluada con respecto al anterior Libro Rojo, lo que indicaría claramente que el riesgo de extinción ha disminuido para esta especie.

Actualmente hay nuevos o relevantes datos que permiten catalogar al taxón de manera más precisa y en función de esta mejora en la calidad o cantidad de los datos la evaluación indica que la especie no debe estar incluida en las categorías de amenaza.

La falta de datos precisos o de nuevos datos desde que se hizo la última evaluación en 2004 hace que no sea posible asignar a ese taxón a la categoría de amenaza que presentaba anteriormente, por lo que se ha decidido no evaluarlo o incluirlo dentro de las especies que presentan "Datos Insuficientes" (DD), ya que con la información disponible en la actualidad no se puede valorar la evolución en el estado de conservación de la especie, ni aplicar los criterios de la UICN.



A su vez, se ha creído conveniente incluir cuatro ejemplos significativos de este grupo de especies, que en el anterior *Libro Rojo* de 2004 estaban incluidas dentro de categorías de amenaza y que en la actualidad a tenor de los datos existentes en la actualidad o después de evaluar los criterios de la UICN, se ha considerado que no pueden incluirse dentro de dichas categorías, sino que deben catalogarse como "Casi Amenazada" (NT) o con "Datos Insuficientes" (DD). Son el caso de la avutarda euroasiática (*Otis tarda*) y el halcón de Eleonora (*Falco eleonorae*) incluidas en la categoría NT, el pico mediano (*Dendrocopos medius*) o la chocha perdiz (*Scolopax rusticola*), incluidas en la categoría DD.

10. TAXONES EXTINTOS O DE PRESENCIA NO PROBADA EN ESPAÑA

Para finalizar, se ha incluido un capítulo con una serie de taxones que actualmente se consideran desaparecidos o que no forman parte de la avifauna española en la actualidad: "*Taxones* extintos en España y taxones de presencia no probada". Para cada taxón se aporta un texto justificativo, así como una indicación de si se trata de una desaparición de su población reproductora o invernante, y las referencias bibliográficas importantes para la comprensión y justificación de dicha catalogación.

Estos taxones constituirían el grupo de los "Taxones extintos" -bien a nivel mundial (EX) o regional (RE)-, si bien es cierto que en el caso de los taxones considerados extintos a nivel regional (RE) podría haber citas esporádicas en España, tratándose siempre de individuos accidentales, raros o errantes que no forman parte de una población evaluable y que, por lo tanto, no han de ser tenidos en cuenta para la determinación de las categorías de amenaza.

Dentro de este capítulo también se han incluido un grupo de especies citadas para España como extintas o desaparecidas, pero sobre las que en realidad no existen evidencias científicas suficientemente sólidas para afirmar que alguna vez hayan estado presentes, al menos en el período histórico de los últimos cinco siglos.



Resultados y conclusiones

1. Estado de conservación de la avifauna española.
2. Lista Roja de las Aves de España.
3. Cambios y evolución del estado de conservación de las aves en España: 2004-2021.
4. Principales amenazas que afectan a las especies del *Libro Rojo*.
5. Medidas de Conservación existentes. Protección y Conservación de las aves en España.
6. Actuaciones de conservación propuestas.
7. Conclusiones.



© ©Niko Lopez

1. ESTADO DE CONSERVACIÓN DE LA AVIFAUNA ESPAÑOLA

Después de una primera aproximación para analizar la posibilidad de evaluar el estado de conservación de las 623 especies de aves que integran la Lista de las Aves de España, se identificaron 248 taxones como "No Aptos" (NA) para ser evaluados y se consideró que se podría iniciar el proceso de evaluación, de acuerdo con los criterios de la UICN, para un total de 398 taxones. De estos, no fueron evaluados 39 taxones al carecer de información (NE). Por lo tanto, se pudo asignar categorías de amenaza a un total de 359 especies, que constituyen la Lista Roja de las Aves de España. Por tanto, se ha evaluado el estado de conservación del 62,8 % de las aves más frecuentes que se pueden observar en España (572) y que forman el contingente reproductor, las invernantes habituales y otras especies migratorias de presencia regular. De todas las especies evaluadas,184 no presentaban categoría en el anterior *Libro Rojo*, donde se evaluaron 175 taxones, que suponían un 30,6 % de las aves más frecuentes que se pueden observar en España.

Dentro de los 359 taxones evaluados se catalogaron, de acuerdo con su riesgo de extinción y según las categorías de la UICN, 296 taxones con poblaciones reproductoras y 87 con poblaciones invernantes o migratorias. Es preciso tener en cuenta que algunos de los taxones presentan poblaciones reproductoras e invernantes en España. En estos casos, se han evaluado sus poblaciones por separado, al igual que en el caso de taxones con poblaciones canarias cuyas diferenciaciones taxonómicas o poblacionales así lo han requerido. En total se realizaron 383 evaluaciones de poblaciones pertenecientes a 359 taxones diferentes.

De los 359 taxones incluidos en la Lista Roja de las Aves de España (Tabla 5), un total de 90 (25,1 %) especies presentan categorías de amenaza (CR, EN y VU), 12 (3,3 %) especies o poblaciones podrían incluirse en categorías de extinción (EX, RE), 51 (14,2 %) se encuentran una situación cercana a la amenaza pero no llegan a catalogar dentro de las categorías de amenaza, 157 (43,7 %) parecen estar fuera de peligro y se han considerado con la categoría de "Preocupación menor", 49 (13,6 %) cuentan con información deficiente y no se ha podido asignar una categoría concreta, por lo que se han incluido dentro de la categoría de "Datos Insuficientes"; y finalmente 39 no se han evaluado por no tener información sobre sus poblaciones y, en consecuencia, se han incluido dentro del grupo de las especies no evaluadas.

Los taxones que presentaban alguna de las tres categorías de amenaza (CR, EN y VU) son los que se han incluido en el *Libro Rojo de las Aves de España*, y serán los que se detallan en cada una de las fichas correspondientes. Para las especies o poblaciones incluidas en las categorías de extinción (EX, RE) se ha incorporado el capítulo quinto, referido a taxones extintos en España y taxones de presencia no probada, donde además se incluyen algunas especies de presencia dudosa o que no ha sido convenientemente demostrada en España. En total suman 103 taxones con información detallada. Además, para 34 especies, se han realizado fichas justificativas dado que estaban incluidas en el anterior *Libro Rojo* (2004) y, en esta edición, han salido de las categorías de amenaza o han bajado de categoría. Así mismo, se han elaborado las correspondientes fichas para dos especies catalogadas como "Casi Amenazadas", avutarda euroasiática y halcón de Eleonora; y para dos

especies con “Datos Insuficientes”, la chocha perdiz y el pico mediano, por considerarlas de interés para comprender su estado de conservación y amenazas.

Aunque las especies extintas (EX, RE) y amenazadas (CR, EN, VU) incluidas dentro del *Libro Rojo* (103 taxones) suponen únicamente el 18 % de la avifauna española (572 especies), hay que tener en cuenta que son casi la tercera parte de las aves contempladas en la actual Lista Roja de las Aves de España (359 especies), es decir, un tercio de las aves que han podido ser evaluadas y sobre las que hay cierta información, están extintas o amenazadas.



© ©Niko Lopez

CATEGORÍA	Nº TAXONES *LIBRO ROJO* 2004	Nº TAXONES *LIBRO ROJO* 2021	% del Total (n=103)	Nº TAXONES-Poblaciones LISTA ROJA 2021	% del Total (n=359)	LISTA ROJA 2021 Invern./Migrat.	LISTA ROJA 2021 Reproductoras
EX	2	4	3,9	4	1,1	0	4
RE	7	8	7,8	8	2,2	2	6
CR	15	18	17,5	18	5,0	0	18
EN	39	37	35,9	39	10,9	2	38
VU	45	32	31,1	33	9,2	1	33
NT	32	2	1,9	51	14,2	9	47
LC	10	0	0,0	157	43,7	49	123
DD	25	2	1,9	49	13,6	26	25
Subtotal	175	103		359		89	294
% Avifauna Total Evaluada (572 sps)	30,6			62,8			
NE	241	271		39		31	10
TOTAL	416	374		398			

Tabla 5. Tabla comparativa de taxones y poblaciones incluidos en cada categoría de amenaza dentro del *Libro Rojo* de 2004 y en la Lista *y Libro Rojo* de 2021.

2. LISTA ROJA DE LAS AVES DE ESPAÑA

De las 398 especies y poblaciones analizadas (359 evaluadas y 39 no evaluadas) según los criterios de la UICN, en el Anexo I se han incluido las especies que forman parte de la Lista Roja de las Aves de España, donde aparecen incluidas ordenadas taxonómicamente y con su correspondiente categoría de la UICN. Las especies que aparecen con un símbolo de "*" en su categoría, son taxones con poblaciones en Canarias.

A modo de resumen, en la Tabla 6 se muestra el número de especies y poblaciones analizadas por categorías:

De todos los taxones evaluados, pasan a formar parte del *Libro Rojo de las Aves de España* las 103 especies que se incluyeron en categorías de amenaza (CR, EN, VU), mientras que el total de las 359 especies y poblaciones evaluadas serán las que forman parte de la Lista Roja de las Aves de España. En este listado, se han evaluado las poblaciones invernantes o migratorias de 89 taxones y 294 poblaciones reproductoras. Para las especies que cuentan con poblaciones invernantes y reproductoras, se han evaluado las categorías de conservación, tanto para sus poblaciones reproductoras como para sus poblaciones invernantes, asignándoles su categoría correspondiente cuando se ha creído que

CATEGORÍA	Nº TAXONES *LIBRO ROJO* 2021	Nº TAXONES-Poblaciones LISTA ROJA 2021	LISTA ROJA 2021 Invernantes/Migratorias	LISTA ROJA 2021 Reproductoras
EX	4	4	0	4
RE	8	8	2	6
CR	18	18	0	18
EN	37	39	2	38
VU	32	33	1	33
NT	2	51	9	47
LC	0	157	49	123
DD	2	49	26	25
TOTAL Evaluadas	103	359	89	294
% Avifauna Total Evaluada (572 sps.)	18 %	62,8 %		
NE		39	31	10
TOTAL		398		

Tabla 6. Especies y poblaciones analizadas en el *Libro* y la Lista Roja por categorías.

2021				
CATEGORÍA	Nº TAXONES	%	GRUPOS	%
EX	4	1,1	12	3,3
RE	8	2,2		
CR	18	5,0	90	25,1
EN	39	10,9		
VU	33	9,2		
NT	51	14,2	51	14,2
LC	157	43,7	157	43,7
DD	49	13,6	49	13,6
Total	359			

Tabla 7. Distribución de las especies de la avifauna española incluidas en la Lista Roja de las Aves de España por categorías de la UICN.

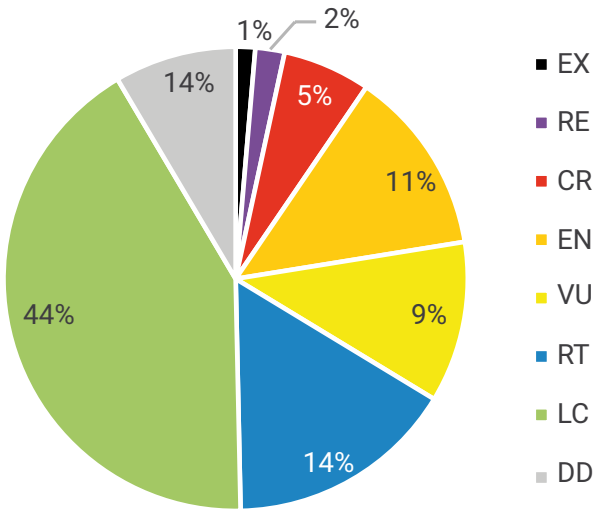


Gráfico 1. Porcentaje de taxones-poblaciones incluidos en la Lista Roja de las Aves de España de acuerdo con sus correspondientes categorías.

esta diferenciación era necesaria al representar estos contingentes poblacionales bien diferenciadas. Así, por ejemplo, puede ocurrir que una especie de una anátida cuente con un contingente invernante muy abundante y bien distribuido, que presenta un estado de conservación de "Preocupación menor", pero que su población reproductora sea muy exigua y esté repartida por un número reducido de humedales. Las implicaciones en la conservación de la población reproductora de esta especie serán muy diferentes si se cuenta con una evaluación del contingente reproductor, que, si se realiza únicamente una evaluación a nivel específico de la población global, con independencia de la fenología, ya que esta tendrá mucho que ver con la procedencia de los ejemplares.

Con respecto al grado de amenaza o riesgo de extinción, si se analiza el conjunto de las especies evaluadas en la Lista Roja, en la Tabla 7 y en el Gráfico 1, puede observarse que aproximadamente el 3 % de las especies se han extinguido global o regionalmente, y que el 25,1 %

se encuentra dentro de las categorías de amenaza de la UICN (CR, EN, VU), siendo su riesgo de extinción preocupante. Un 43,7 % de las especies evaluadas presenta un estado de conservación que podría considerarse favorable, es decir, que están catalogadas dentro de la categoría de "Preocupación menor". Por el contrario, el 56,3 % de las aves evaluadas presenta problemas de conservación, en mayor o menor medida, es decir, se han extinguido (EX, RE), corren riesgo de extinción (CR, EN, VU) o están a punto de hacerlo (NT), o se desconoce su situación por falta de información suficiente (DD).

Analizando únicamente el conjunto de especies que presenta un estado de conservación desfavorable, en la Tabla 8, puede observarse que más del 40 % están dentro de categorías de amenaza (CR, EN, VU), el 25 % están cerca de entrar en esas categorías de amenaza (NT) y que casi de la cuarta parte de las aves evaluadas no se tiene información precisa (DD) como para poder incluirlas en una u otra categoría.

2021				
CATEGORÍA	Nº TAXONES	%	GRUPOS	%
EX	4	2,0	12	5,9
RE	8	4,0		
CR	18	8,9	90	44,6
EN	39	19,3		
VU	33	16,3		
NT	51	25,2	51	25,2
DD	49	24,3	49	24,3
Total	202			

Tabla 8. Distribución de las especies de la avifauna española incluidas en la Lista Roja de las Aves de España por categorías de la UICN, que presentan un estado de conservación desfavorable.

Si no se tienen en cuenta las especies extintas a nivel regional o global, para el conjunto de especies que presentan problemas de conservación, en la Tabla 9 puede comprobarse que más del 50 % de la avifauna evaluada está dentro de las categorías de amenaza (CR, EN, VU), mientras que sigue habiendo una cuarta parte de las especies evaluadas sobre las que no se contaría con suficiente información (DD) y otra cuarta parte muy cercanas a entrar dentro de las categorías de amenaza (NT).

2021				
CATEGORÍA	NºTAXONES	%	GRUPOS	%
CR	18	9,5	90	52,6
EN	39	20,5		
VU	33	17,4		
NT	51	26,8	51	26,8
DD	49	25,8	49	25,8
Total	190			

Tabla 9. Distribución de las especies de la avifauna española incluidas en la Lista Roja de las Aves de España por categorías de la UICN, que presentan un estado de conservación desfavorable, sin tener en cuenta a las especies extintas (EX, RE).

2021 (359 taxones)				
CR	18	25%	39%	53%
EN	39			
VU	33			
NT	51			
DD	49			
Totales	190			

Tabla 10. Porcentajes y número de especies y poblaciones analizadas que se encuentran amenazadas, en riesgo o cercanas a la amenaza o con información insuficiente.

Por último, en la Tabla 10, puede comprobarse que, de todas las especies y poblaciones evaluadas en la Lista Roja, el 2 5% de la avifauna española se encuentra amenazada, un 39 % está amenazado o en riesgo de estarlo, y un 53 %, más de la mitad de la avifauna española, se encuentra amenazada, en riesgo de amenaza o no cuenta con información suficiente como para poder ser evaluadas correctamente.

En el Gráfico 2 se muestra el número de taxones de poblaciones reproductoras e invernantes o migratorias incluidos en las diferentes categorías dentro de la Lista Roja. En total, se evaluaron 294 poblaciones de especie de aves reproductoras y 89 poblaciones de especies de aves migratorias o invernantes. En general, la mayor parte de las especies migratorias o invernantes se encuentran fuera de las categorías de amenaza o no se tiene suficiente información como para poder evaluar su estado de conservación, mientras que, de las poblaciones reproductoras, sí se dispone de más información y se ha podido asignar la correspondiente categoría, con la distribución que aparece en el siguiente gráfico.

Las poblaciones de aves reproductoras contempladas en la Lista Roja incluiríanal 77 % de las especies evaluadas (294 taxones). Analizando exclusivamente el estado de conservación de las aves reproductoras, tal y como se muestra en el Gráfico 3, el 58 % de los taxones reproductores, están en situación desfavorable o se desconoce su estado por carecer de información suficiente. Solo un 42 % de las especies se encuentran dentro de la categoría de “Preocupación Menor”.

Las poblaciones de aves migratorias o invernantes contempladas en la Lista Roja incluirían al 23% de las especies evaluadas (89 taxones). Si se atiende exclusivamente a su estado de conservación, tal y como se

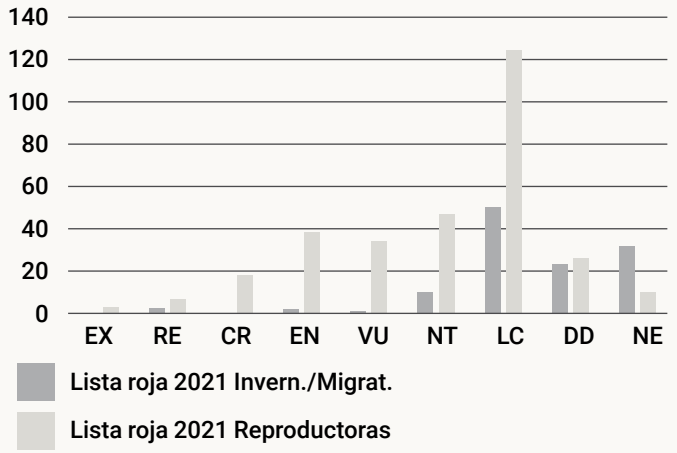


Gráfico 2. Porcentaje de taxones-poblaciones de reproductores e invernantes o migratorios incluidos en la Lista Roja de las Aves de España de acuerdo con sus correspondientes categorías.

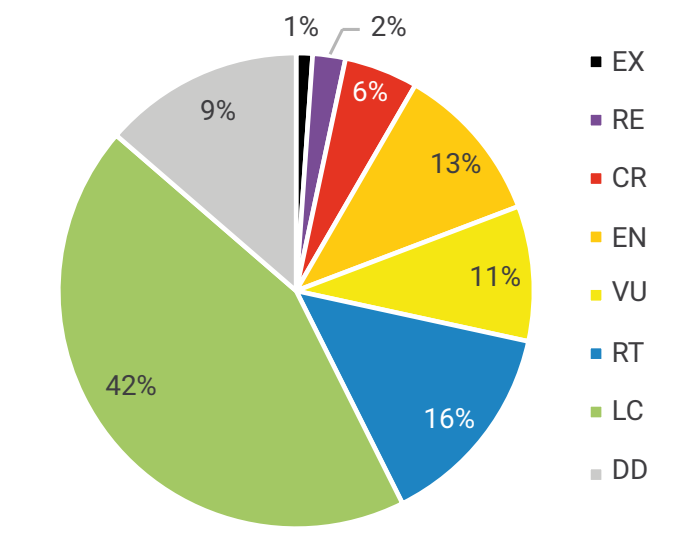


Gráfico 3. Porcentaje de taxones-poblaciones de taxones reproductores incluidos en la Lista Roja de las Aves de España de acuerdo con sus correspondientes categorías.

muestra en el Gráfico 4, el 44% de los taxones invernantes o migratorios, se hallan en situación desfavorable o se desconoce su estado. Por el contrario, un 56% de las especies se encuentran dentro de la categoría de "Preocupación Menor", y se considera que presentan un estado de conservación favorable.

En relación con los tipos de hábitats, las especies amenazadas se encuentran todo tipo de hábitats. Aunque muchas especies pueden ocupar hábitats diferentes a lo largo de su ciclo biológico, se han agrupado las especies amenazadas en cinco grandes grupos de hábitats preferentes: hábitats seminaturales, que incluyen las zonas de cultivos, los hábitats pseudoesteparios o agroesteparios, las campiñas, las dehesas o los herbazales pastoreados; hábitats dulce acuícolas, que engloban a los humedales de agua dulce de todo tipo; hábitats marinos y costeros , en donde se agrupan desde la zona más próxima a la costa hasta los hábitats de mar abierto; hábitats montanos o alpinos , que incluyen desde los ambientes de media montaña y los roquedos de interior, hasta los hábitats de las altas cumbres; y los hábitats forestales , que comprenden las formaciones vegetales dominadas por vegetales leñosos de porte arbóreo o subarbóreo.

En el Gráfico 5 y la Tabla 11 puede observarse que la mayor parte de las especies de aves amenazadas (CR, EN, VU) habitan preferentemente en agrosistemas y otros hábitats seminaturales (34%), seguidas de las

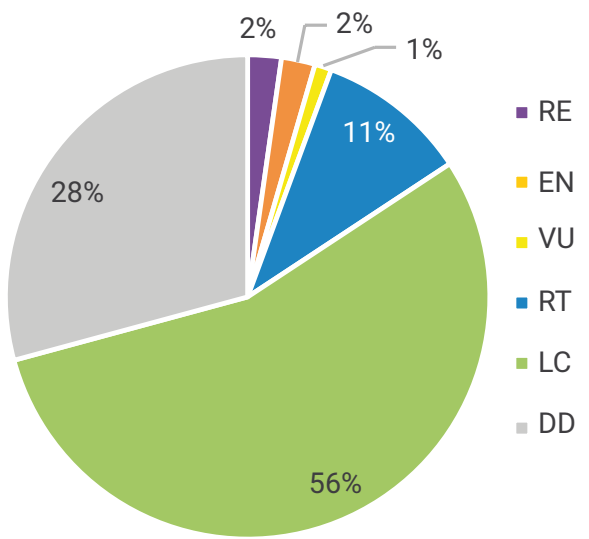


Gráfico 4. Porcentaje de taxones-poblaciones de especies migratorias o invernantes incluidos en la Lista Roja de las Aves de España de acuerdo con sus correspondientes categorías.

HÁBITAT PREFERENTE	% ESPECIES AMENAZADAS	Nº SPS (n=97)
FORESTALES	10,31	10
MONTANOS/ALPINOS	12,37	12
MARINOS/COSTEROS	18,56	18
HUMEDALES	24,74	24
SEMINATURALES (Agrosistemas, dehesas, etc.)	34,02	33

Tabla 11. Porcentaje y número de especies de aves amenazadas agrupadas en función del tipo de hábitat preferente para estas especies.



© Luis Martínez

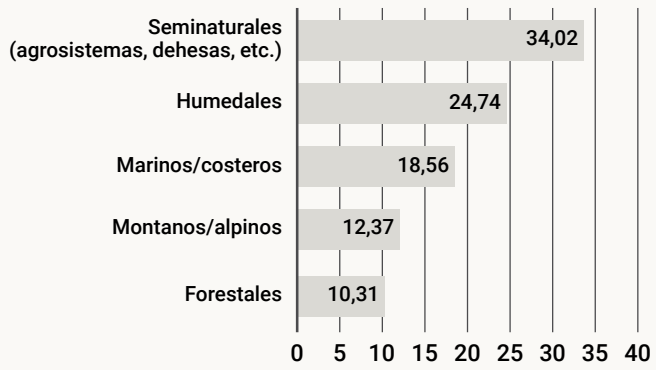


Gráfico 5. Porcentajes de especies de aves amenazadas agrupadas en función del tipo de hábitat preferente para estas especies.

aves propias de humedales dulceacuícolas (24,7%). Un 18% de las aves amenazadas son especies marinas o costeras, el 12% habitan en zonas de montaña y, por último, tan solo el 10% estaría formado por aves propias de medios forestales.

Esta distribución de los taxones de aves amenazadas por grandes tipos de hábitats refleja, por otra parte, cuáles son los hábitats más amenazados en España, ya que las aves son unas magníficas indicadoras del estado de los ecosistemas. De acuerdo con los datos, los agrosistemas o ecosistemas agroesteparios y los humedales son los ecosistemas que están sometidos a una mayor presión antrópica y, por lo tanto, los más amenazados.

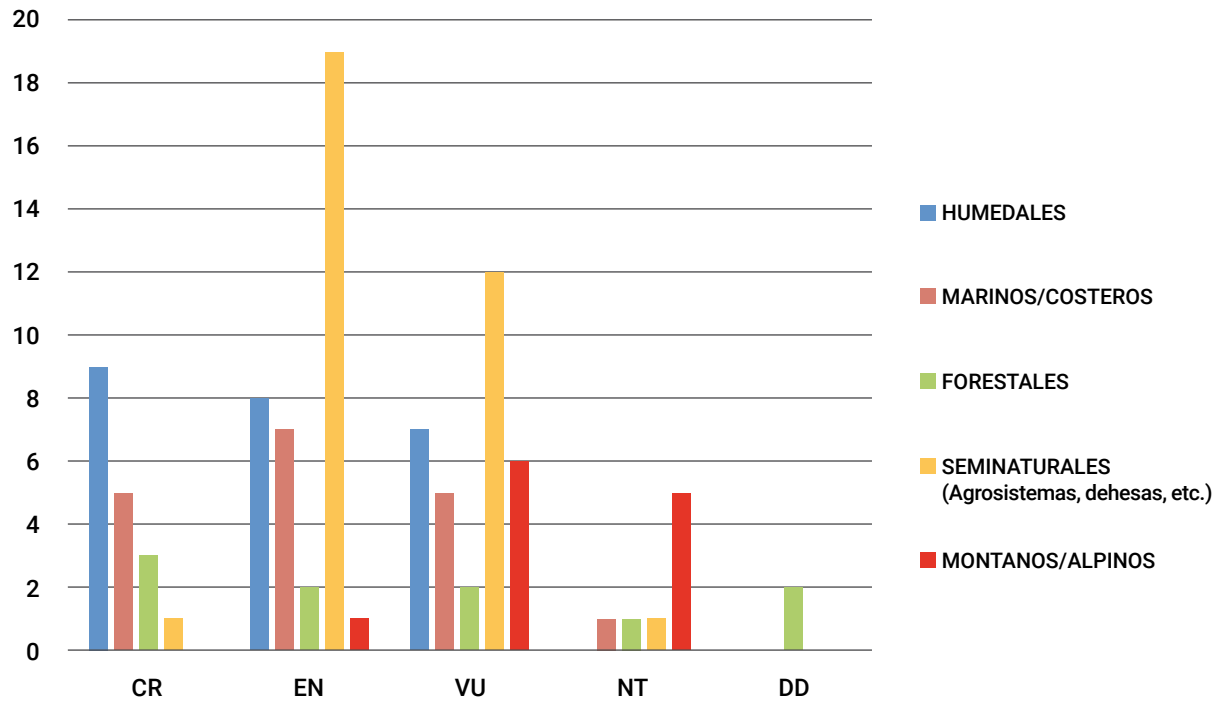


Gráfico 6. Especies de aves amenazadas de cada una de las categorías en función de su hábitat preferente. Se han incluido las especies catalogadas como NT y como DD de las que había información disponible sobre sus amenazas.

Si se analizan las preferencias de hábitat de las aves amenazadas en función de su categoría de amenaza, tal y como muestran en el Gráfico 6 y la Tabla 12, puede comprobarse que la mayor parte de las especies catalogadas como "En Peligro Crítico" son aves propias de humedales y ambientes marinos, mientras que las especies catalogadas como "En Peligro" son mayoritariamente aves propias de hábitats seminaturales o manejados, al igual que las aves catalogadas como "Vulnerable". De este modo, se refleja de nuevo, que las especies que presentan un mayor riesgo de extinción

HÁBITAT PREFERENTE	CR	EN	VU	NT	DD
HUMEDALES	9	8	7	0	0
MARINOS/COSTEROS	5	7	5	1	0
FORESTALES	3	2	2	1	2
SEMINATURALES (Agrosistemas, dehesas, etc.)	1	19	12	1	0
MONTANOS/ALPINOS	0	1	6	5	0

Tabla 12. Número de especies de aves amenazadas de cada una de las categorías en función de su hábitat preferente. (Se han incluido las especies catalogadas como NT y como DD de las que había información disponible sobre sus amenazas).

son aquellas que habitan en agrosistemas o ecosistemas agroesteparios y en humedales, seguidas de las aves ligadas a ambientes marinos. Por tanto, son estos hábitats los que están sufriendo un impacto más severo.

3. CAMBIOS Y EVOLUCIÓN DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN DE LAS AVES EN ESPAÑA: 2004-2021

El *Libro Rojo de las Aves de España* y un esbozo de la Lista Roja de las Aves de España se compilaron por primera vez en 2004 (Madroño *et al.*, 2004). En su desarrollo, se empleó la misma versión de las categorías y los criterios de la UICN (*Versión 3.1*, UICN 2001) para que fuesen comparables. Sin embargo, la Lista Roja de 2004 no utilizó las directrices para la aplicación de los criterios de la UICN a nivel regional (UICN, 2003), que fueron publicadas con posterioridad a los trabajos de evaluación. Además, en 2003, la categoría de especies "Casi En Peligro" no se aplicó con arreglo a las directrices de la UICN, y la categoría de "Datos Insuficientes" se trató erróneamente como una de las categorías en situación de peligro. Es importante enfatizar que los cambios en las categorías en este libro son el resultado de una aplicación más precisa de los criterios de la UICN y las pautas regionales para la mayoría de las especies, y que, para un pequeño número de especies, las categorías han cambiado según el cambio real de la población o, especialmente, por contar con un mayor grado de conocimiento y un mayor número de series temporales de datos.

En 2004 solo se evaluaron 10 especies con la categoría de "Preocupación Menor", 32 especies se consideraron como "Casi amenazadas" y 25 presentaban se catalogaron en "Datos Insuficientes". Dentro de las categorías de amenaza, se evaluó que 45 especies formaban parte



© ©Niko Lopez

de la categoría "Vulnerable", 39 especies se situaban en "En Peligro" y 15 taxones entraban dentro de la categoría "En Peligro Crítico". Además, en 2004 se listaron dos taxones como "Extintos" a nivel mundial y otros siete a escala regional.

En la actual Lista y *Libro Rojo de las Aves de España* se han considerado un total de 157 taxones o poblaciones incluidos dentro de la categoría de "Preocupación Menor", 51 que se listan como "Casi Amenazada", 33 como "Vulnerable", 39 "En Peligro" y 18 como "En Peligro Crítico". Con respecto a las categorías que implican la extinción de poblaciones o especies, en la presente edición del *Libro Rojo* se han considerado cuatro taxones extintos a nivel mundial y ocho a nivel regional. Por último, un total de 49 taxones o poblaciones han sido incluidos dentro de la categoría de "Datos Insuficientes". En la Tabla 13 se presenta una comparación numérica de las variaciones entre ambos Libros y con respecto a la presente Lista Roja de Aves de España.

CATEGORÍA	Nº TAXONES-Poblaciones *LIBRO ROJO* 2004	Nº TAXONES *LIBRO ROJO* 2021	Nº TAXONES-Poblaciones LISTA ROJA 2021	LISTA ROJA 2021 Invern./Migrat.	LISTA ROJA 2021 Reproductoras (*Canarias)
EX	2	4	4	0	4
RE	7	8	8	2	6
CR	15	18	18	0	18
EN	39	37	39	2	38
VU	45	32	33	1	33
NT	32	2	51	9	47
LC	10	0	157	49	123
DD	25	2	49	26	25
TOTAL Evaluados	175	103	359	89	294
% Avifauna Total Evaluada (572 sps)	30,6 %		62,8 %		
NE	241	271	39	31	10
TOTAL	416	374	398		

Tabla 13. Tabla comparativa de taxones y poblaciones incluidos en cada categoría de amenaza dentro del *Libro Rojo* de 2004 y en las Listas y *Libro Rojo* de 2021.



© ©Niko Lopez

Para proporcionar una comparación más gráfica y exhaustiva de los posibles cambios en la catalogación de las diferentes especies, en la Tabla 14, se recoge la categoría asignada a cada especie de la avifauna española, incluyendo el nombre común en castellano, el nombre científico, así como la categoría asignada en el *Libro Rojo de las Aves de España* de 2004 y la nueva categoría asignada dentro de la Lista Roja de las Aves de España de 2021, para los distintos taxones y poblaciones evaluadas. En la columna de la izquierda se indica si la evolución de la especie ha sido favorable (color verde y signo "▲"), desfavorable (color rojo y signo "▼"), si no ha habido variación y la especie presenta la misma categoría (color naranja y signo "="), si la especie ha sido evaluada y ha resultado catalogada como "Datos Insuficientes" (color gris y signo "●"), o si la especie sigue sin haber sido evaluada (color blanco y signo "■").

EVOLUCIÓN CATEGORÍA 2004-2021	NOMBRE COMÚN	NOMBRE CIENTÍFICO	LR2004 (*Canarias)	LISTA ROJA 2021 Invern./Migrat.	LISTA ROJA 2021 Reproductoras (*Canarias)
▲	Abejaruco europeo	*Merops apiaster*	NE		LC
▼	Abejero europeo	*Pernis apivorus*	LC		NT
▲	Abubilla común	*Upupa epops*	NE		LC
▼	Acentor alpino	*Prunella collaris*	NE		NT
▲	Acentor común	*Prunella modularis*	NE		LC
●	Agachadiza chica	*Lymnocryptes minimus*	DD	DD	
=	Agachadiza común	*Gallinago gallinago*	EN	LC	EN
●	Agateador euroasiático	*Certhia familiaris*	NE		DD
▲	Agateador europeo	*Certhia brachydactyla*	NE		LC
▲	Águila calzada	*Hieraaetus pennatus*	NE		LC
=	Águila imperial ibérica	*Aquila adalberti*	EN		EN
▲	Águila perdicera	*Aquila fasciata*	EN		VU
▲	Águila pescadora	*Pandion haliaetus*	CR		EN
=	Águila real	*Aquila chrysaetos*	NT		NT

EVOLUCIÓN CATEGORÍA 2004-2021	NOMBRE COMÚN	NOMBRE CIENTÍFICO	LR2004 (*Canarias)	LISTA ROJA 2021 Invern./Migrat.	LISTA ROJA 2021 Reproductoras (*Canarias)
=	Aguilucho cenizo	*Circus pygargus*	VU		VU
▲	Aguilucho lagunero occidental	*Circus aeruginosus*	NE		LC
▼	Aguilucho pálido	*Circus cyaneus*	NE		EN
■	Aguilucho papialbo	*Circus macrourus*	NE		
▼	Aguja colinegra	*Limosa limosa*	VU	VU	CR
▲	Aguja colipinta	*Limosa lapponica*	NE	LC	
●	Alca común	*Alca torda*	NE	DD	
=	Alcaraván común	*Burhinus oedicnemus*	NT/EN*		NT
▲	Alcatraz atlántico	*Morus bassanus*	NE	LC	
=	Alcaudón chico	*Lanius minor*	CR		CR
▼	Alcaudón común	*Lanius senator*	NT		EN
▼	Alcaudón dorsirrojo	*Lanius collurio*	NE		VU
▼	Alcaudón norteño	*Lanius excubitor*	NE		NT*
▼	Alcaudón real	*Lanius meridionalis*	NT/DD*		EN
▼	Alcotán europeo	*Falco subbuteo*	NT		EN
▲	Alimoche común	*Neophron percnopterus*	EN/CR*		VU/EN*
▼	Alondra común	*Alauda arvensis*	NE		VU
=	Alondra ricotí	*Chersophilus duponti*	EN		EN
▲	Alondra totovía	*Lullula arborea*	NE		LC
▼	Alzacola rojizo	*Cercotrichas galactotes*	EN		EN
▲	Ánade azulón	*Anas platyrhynchos*	NE	LC	LC

EVOLUCIÓN CATEGORÍA 2004-2021	NOMBRE COMÚN	NOMBRE CIENTÍFICO	LR2004 (*Canarias)	LISTA ROJA 2021 Invern./Migrat.	LISTA ROJA 2021 Reproductoras (*Canarias)
=	Ánade friso	*Mareca strepera*	LC	LC	
▼	Ánade rabudo norteño	*Anas acuta*	VU	LC	EN
●	Andarríos bastardo	*Tringa glareola*	NE	DD	
▼	Andarríos chico	*Actitis hypoleucos*	NE	NT	NT
▲	Andarríos grande	*Tringa ochropus*	NE	LC	
▼	Ánsar campestre	*Anser fabalis*	CR	RE	
▲	Ánsar común	*Anser anser*	NE	LC	
●	Ánsar piquicorto	*Anser brachyrhynchus*	NE	DD	
=	Arao común	*Uria aalge*	CR		CR
▲	Archibebe claro	*Tringa nebularia*	NE	LC	
▲	Archibebe común	*Tringa totanus*	VU	LC	DD
■	Archibebe fino	*Tringa stagnatilis*	NE		
▲	Archibebe oscuro	*Tringa erythropus*	NE	LC	
▲	Arrendajo euroasiático	*Garrulus glandarius*	NE		LC
▼	Autillo europeo	*Otus scops*	NE		VU
=	Avefría europea	*Vanellus vanellus*	LC	LC	DD
▲	Avetorillo común	*Ixobrychus minutus*	NE	LC	LC
=	Avetoro común	*Botaurus stellaris*	CR		CR
▲	Avión común occidental	*Delichon urbicum*	NE		LC
▲	Avión roquero	*Ptyonoprogne rupestris*	NE		LC
▲	Avión zapador	*Riparia riparia*	NE		LC

EVOLUCIÓN CATEGORÍA 2004-2021	NOMBRE COMÚN	NOMBRE CIENTÍFICO	LR2004 (*Canarias)	LISTA ROJA 2021 Invern./Migrat.	LISTA ROJA 2021 Reproductoras (*Canarias)
=	Avoceta común	*Recurvirostra avosetta*	LC	LC	LC
▲	Avutarda euroasiática	*Otis tarda*	VU		NT
=	Avutarda hubara canaria	*Chlamydotis undulata*	EN		EN*
▲	Azor común	*Accipiter gentilis*	NE		LC
▼	Bigotudo	*Panurus biarmicus*	NT		VU
▼	Bisbita alpino	*Anthus spinoletta*	NE		NT
▲	Bisbita arbóreo	*Anthus trivialis*	NE		LC
▲	Bisbita caminero	*Anthus berthelotii*	DD		LC*
▲	Bisbita campestre	*Anthus campestris*	NE		LC
■	Bisbita costero	*Anthus petrosus*	NE		
■	Bisbita de Richard	*Anthus richardi*	NE		
■	Bisbita gorgirrojo	*Anthus cervinus*	NE		
▲	Bisbita pratense	*Anthus pratensis*	NE		LC
▲	Búho campestre	*Asio flammeus*	NT		LC
▲	Búho chico	*Asio otus*	NE/DD*		LC
▲	Búho real	*Bubo bubo*	NE		LC
▲	Buitre leonado	*Gyps fulvus*	NE		LC
▲	Buitre negro	*Aegypius monachus*	VU		NT
▲	Busardo ratonero	*Buteo buteo*	NE/NT*		LC
●	Buscarla pintoja	*Locustella naevia*	NE		DD
=	Buscarla unicolor	*Locustella luscinioides*	NT		NT

EVOLUCIÓN CATEGORÍA 2004-2021	NOMBRE COMÚN	NOMBRE CIENTÍFICO	LR2004 (*Canarias)	LISTA ROJA 2021 Invern./Migrat.	LISTA ROJA 2021 Reproductoras (*Canarias)
▼	Calamón común	*Porphyrio porphyrio*	NE		NT
▼	Calandria común	*Melanocorypha calandra*	NE		NT
▲	Camachuelo común	*Pyrrhula pyrrhula*	NE		LC
▼	Camachuelo trompetero	*Bucanetes githagineus*	EN/NT*		VU/VU*
=	Canastera común	*Glareola pratincola*	VU		VU
▲	Cárabo común	*Strix aluco*	NE		LC
▲	Carbonero común	*Parus major*	NE		LC
▲	Carbonero garrapinos	*Periparus ater*	NE		LC
▲	Carbonero palustre	*Poecile palustris*	NE		LC
▼	Carraca europea	*Coracias garrulus*	VU		EN
▼	Carricerín cejudo	*Acrocephalus paludicola*	VU		EN
■	Carricerín común	*Acrocephalus schoenobaenus*	NE		
=	Carricerín real	*Acrocephalus melanopogon*	VU		VU
▲	Carricero común	*Acrocephalus scirpaceus*	NE		LC
▼	Carricero tordal	*Acrocephalus arundinaceus*	NE		NT
▼	Cerceta carretona	*Spatula querquedula*	VU	DD	CR
▲	Cerceta común	*Anas crecca*	VU	LC	DD
=	Cerceta pardilla	*Marmaronetta angustirostris*	CR	DD	CR
■	Cernícalo patirrojo	*Falco vespertinus*	NE		
=	Cernícalo primilla	*Falco naumanni*	VU		VU
▼	Cernícalo vulgar	*Falco tinnunculus*	NE/VU*		EN

EVOLUCIÓN CATEGORÍA 2004-2021	NOMBRE COMÚN	NOMBRE CIENTÍFICO	LR2004 (*Canarias)	LISTA ROJA 2021 Invern./Migrat.	LISTA ROJA 2021 Reproductoras (*Canarias)
▲	Cetia ruiseñor	*Cettia cetti*	NE		LC
■	Charrán ártico	*Sterna paradisaea*	NE		
■	Charrán bengalí	*Thalasseus bengalensis*	NE		
=	Charrán común	*Sterna hirundo*	NT		NT
▼	Charrán patinegro	*Thalasseus sandvicensis*	NT		VU
■	Charrán rosado	*Sterna dougallii*	NE		
=	Charrancito común	*Sternula albifrons*	NT		NT
●	Chocha perdiz	*Scolopax rusticola*	NE	DD	DD
▲	Chochín paleártico	*Troglodytes troglodytes*	NE		LC
▲	Chorlitejo chico	*Charadrius dubius*	NE	LC	LC
▲	Chorlitejo grande	*Charadrius hiaticula*	NE	LC	
▼	Chorlitejo patinegro	*Charadrius alexandrinus*	VU	EN	EN
●	Chorlito carambolo	*Charadrius morinellus*	EN	DD	DD
▲	Chorlito dorado europeo	*Pluvialis apricaria*	NE	LC	
▲	Chorlito gris	*Pluvialis squatarola*	NE	LC	
▼	Chotacabras cuellirrojo	*Caprimulgus ruficollis*	NE		VU
▲	Chotacabras europeo	*Caprimulgus europaeus*	NE		LC
▼	Chova piquigualda	*Pyrrhocorax graculus*	NE		NT
=	Chova piquirroja	*Pyrrhocorax pyrrhocorax*	NT/EN*		NT
▲	Cigüeña blanca	*Ciconia ciconia*	NE		LC
=	Cigüeña negra	*Ciconia nigra*	VU		VU
▲	Cigüeñuela común	*Himantopus himantopus*	NE	LC	LC

EVOLUCIÓN CATEGORÍA 2004-2021	NOMBRE COMÚN	NOMBRE CIENTÍFICO	LR2004 (*Canarias)	LISTA ROJA 2021 Invern./Migrat.	LISTA ROJA 2021 Reproductoras (*Canarias)
▼	Cistícola buitrón	*Cisticola juncidis*	NE		NT
▼	Codorniz común	*Coturnix coturnix*	DD		EN
▲	Cogujada común	*Galerida cristata*	NE		LC
▲	Cogujada montesina	*Galerida theklae*	NE		LC
●	Colimbo ártico	*Gavia arctica*	NE	DD	
●	Colimbo chico	*Gavia stellata*	NE	DD	
▲	Colimbo grande	*Gavia immer*	VU	NT	
▲	Colirrojo real	*Phoenicurus phoenicurus*	VU		LC
▲	Colirrojo tizón	*Phoenicurus ochruros*	NE		LC
▼	Collalba gris	*Oenanthe oenanthe*	NE		NT
=	Collalba negra	*Oenanthe leucura*	LC		LC
=	Collalba rubia	*Oenanthe hispanica*	NT		NT
▲	Combatiente	*Calidris pugnax*	NE	LC	
▲	Cormorán grande	*Phalacrocorax carbo*	NE	LC	LC
=	Cormorán moñudo	*Phalacrocorax aristotelis*	EN/VU		VU(EN/VU)
▲	Corneja negra	*Corvus corone*	NE		LC
=	Corredor sahariano	*Cursorius cursor*	EN		EN
●	Correlimos canelo	*Calidris subruficollis*	NE	DD	
▲	Correlimos común	*Calidris alpina*	NE	LC	
●	Correlimos de Temminck	*Calidris temminckii*	NE	DD	
▲	Correlimos gordo	*Calidris canutus*	NE	LC	

EVOLUCIÓN CATEGORÍA 2004-2021	NOMBRE COMÚN	NOMBRE CIENTÍFICO	LR2004 (*Canarias)	LISTA ROJA 2021 Invern./Migrat.	LISTA ROJA 2021 Reproductoras (*Canarias)
▼	Correlimos menudo	*Calidris minuta*	NE	NT	
●	Correlimos oscuro	*Calidris maritima*	NE	DD	
●	Correlimos pectoral	*Calidris melanotos*	NE	DD	
▲	Correlimos tridáctilo	*Calidris alba*	NE	LC	
▲	Correlimos zarapitín	*Calidris ferruginea*	NE	LC	
▲	Críalo europeo	*Clamator glandarius*	NE		LC
▲	Cuchara común	*Spatula clypeata*	NT	LC	DD
▲	Cuco común	*Cuculus canorus*	NE		LC
▲	Cuervo grande	*Corvus corax*	NE/EN*		LC
=	Culebrera europea	*Circaetus gallicus*	LC		LC
■	Curruca balear	*Sylvia balearica*	NE		
▲	Curruca cabecinegra	*Sylvia melanocephala*	NE		LC
▲	Curruca capirotada	*Sylvia atricapilla*	NE		LC
▲	Curruca carrasqueña	*Sylvia cantillans*	NE		LC
=	Curruca mirlona occidental	*Sylvia hortensis*	LC		LC
▲	Curruca mosquitera	*Sylvia borin*	NE		LC
▼	Curruca rabilarga	*Sylvia undata*	NE		EN
■	Curruca subalpina	*Sylvia subalpina*	NE		
▲	Curruca tomillera	*Sylvia conspicillata*	NE		LC
▲	Curruca zarcera	*Sylvia communis*	NE		LC
●	Éider común	*Somateria mollissima*	NE	DD	
=	Elanio común	*Elanus caeruleus*	NT		NT

EVOLUCIÓN CATEGORÍA 2004-2021	NOMBRE COMÚN	NOMBRE CIENTÍFICO	LR2004 (*Canarias)	LISTA ROJA 2021 Invern./Migrat.	LISTA ROJA 2021 Reproductoras (*Canarias)
▼	Escribano cerillo	*Emberiza citrinella*	NE		EN
▼	Escribano hortelano	*Emberiza hortulana*	NE		NT
▲	Escribano montesino	*Emberiza cia*	NE		LC
●	Escribano nival	*Plectrophenax nivalis*	NE	DD	
▼	Escribano palustre	*Emberiza schoeniclus*	EN/VU		CR
▼	Escribano soteño	*Emberiza cirlus*	NE		NT
▲	Escribano triguero	*Emberiza calandra*	NE		LC
▲	Esmerejón	*Falco columbarius*	NE	LC	
=	Espátula común	*Platalea leucorodia*	VU	LC	VU
▲	Estornino negro	*Sturnus unicolor*	NE		LC
▲	Estornino pinto	*Sturnus vulgaris*	NE		LC
●	Falaropo picofino	*Phalaropus lobatus*	NE	DD	
●	Falaropo picogrueso	*Phalaropus fulicarius*	NE	DD	
=	Flamenco común	*Phoenicopterus roseus*	NT	DD	NT
●	Flamenco enano	*Phoeniconaias minor*	NE	DD	
▲	Focha común	*Fulica atra*	NE		LC
=	Focha moruna	*Fulica cristata*	CR		CR
●	Frailecillo atlántico	*Fratercula arctica*	NE		DD
■	Fulmar boreal	*Fulmarus glacialis*	NE		
■	Fumarel aliblanco	*Chlidonias leucopterus*	NE		
●	Fumarel cariblanco	*Chlidonias hybrida*	VU		DD
▼	Fumarel común	*Chlidonias niger*	EN		CR

EVOLUCIÓN CATEGORÍA 2004-2021	NOMBRE COMÚN	NOMBRE CIENTÍFICO	LR2004 (*Canarias)	LISTA ROJA 2021 Invern./Migrat.	LISTA ROJA 2021 Reproductoras (*Canarias)
▼	Gallineta común	*Gallinula chloropus*	NE	NT	LC
=	Ganga ibérica	*Pterocles alchata*	VU		VU
▼	Ganga ortega	*Pterocles orientalis*	VU		EN/VU*
▲	Garceta común	*Egretta garzetta*	NE	LC	LC
▼	Garceta grande	*Ardea alba*	NE	LC	NT
▲	Garcilla bueyera	*Bubulcus ibis*	NE	LC	LC
=	Garcilla cangrejera	*Ardeola ralloides*	NT	DD	NT
▼	Garza imperial	*Ardea purpurea*	LC	NT	NT
▲	Garza real	*Ardea cinerea*	NE	LC	LC
▲	Gavilán común	*Accipiter nisus*	NE/VU*		LC
▲	Gavión atlántico	*Larus marinus*	NE	LC	
■	Gavión hiperbóreo	*Larus hyperboreus*	NE		
■	Gaviota argéntea europea	*Larus argentatus*	NE		
▼	Gaviota cabecinegra	*Larus melanocephalus*	NE	NT	
■	Gaviota cana	*Larus canus*	NE		
=	Gaviota de Audouin	*Larus audouinii*	VU		VU
■	Gaviota de Delaware	*Larus delawarensis*	NE		
■	Gaviota de Sabine	*Xema sabini*	NE		
■	Gaviota del Caspio	*Larus cachinnans*	NE		
■	Gaviota enana	*Hydrocoloeus minutus*	NE		
■	Gaviota groenlandesa	*Larus glaucoides*	NE		
▼	Gaviota patiamarilla	*Larus michahellis*	NE		NT

EVOLUCIÓN CATEGORÍA 2004-2021	NOMBRE COMÚN	NOMBRE CIENTÍFICO	LR2004 (*Canarias)	LISTA ROJA 2021 Invern./Migrat.	LISTA ROJA 2021 Reproductoras (*Canarias)
▲	Gaviota picofina	*Chroicocephalus genei*	VU		NT
▲	Gaviota reidora	*Chroicocephalus ridibundus*	NE	LC	
=	Gaviota sombría	*Larus fuscus*	LC	LC	LC
▼	Gaviota tridáctila	*Rissa tridactyla*	VU		CR
▼	Golondrina común	*Hirundo rustica*	NE		VU
▲	Golondrina dáurica	*Cecropis daurica*	NE		LC
▼	Gorrión alpino	*Montifringilla nivalis*	NE		NT
▲	Gorrión chillón	*Petronia petronia*	NE		LC
▲	Gorrión común	*Passer domesticus*	NE		LC
▼	Gorrión molinero	*Passer montanus*	NE		NT
▲	Gorrión moruno	*Passer hispaniolensis*	NE		LC
▼	Graja	*Corvus frugilegus*	VU		EN
▼	Grajilla occidental	*Corvus monedula*	NE		EN
=	Grévol común	*Tetrastes bonasia*	RE		RE?
=	Grulla común	*Grus grus*	RE	LC	RE
=	Grulla damisela	*Grus virgo*	RE		RE
■	Guión de codornices	*Crex crex*	NT		
=	Halcón borní	*Falco biarmicus*	RE		RE
=	Halcón de Eleonora	*Falco eleonorae*	NT		NT
▼	Halcón peregrino	*Falco peregrinus*	NE		NT
▲	Halcón tagarote	*Falco pelegrinoides*	EN		VU*
▲	Herrerillo canario	*Cyanistes teneriffae*	EN*		LC

EVOLUCIÓN CATEGORÍA 2004-2021	NOMBRE COMÚN	NOMBRE CIENTÍFICO	LR2004 (*Canarias)	LISTA ROJA 2021 Invern./Migrat.	LISTA ROJA 2021 Reproductoras (*Canarias)
▲	Herrerillo capuchino	*Lophophanes cristatus*	NE		LC
▲	Herrerillo común	*Cyanistes caeruleus*	NE		LC
▼	Ibis eremita	*Geronticus eremita*	NE		RE
▲	Jilguero europeo	*Carduelis carduelis*	NE		LC
▼	Jilguero lúgano	*Spinus spinus*	NE	NT	LC
=	Lagópodo alpino	*Lagopus muta*	VU		VU
▲	Lavandera blanca	*Motacilla alba*	NE		LC
▲	Lavandera boyera	*Motacilla flava*	NE		LC
▲	Lavandera cascadeña	*Motacilla cinerea*	NE		LC
■	Lavandera cetrina	*Motacilla citreola*	NE		
▼	Lechuza común	*Tyto alba*	NE/EN*		NT
=	Malvasía cabeciblanca	*Oxyura leucocephala*	EN		EN
▼	Martín pescador común	*Alcedo atthis*	NT		EN
▼	Martinete común	*Nycticorax nycticorax*	NE	NT	NT
▲	Milano negro	*Milvus migrans*	NT		LC
=	Milano real	*Milvus milvus*	EN		EN
▲	Mirlo acuático europeo	*Cinclus cinclus*	NE		LC
●	Mirlo capiblanco	*Turdus torquatus*	NE		DD
▲	Mirlo común	*Turdus merula*	NE		LC
▲	Mito común	*Aegithalos caudatus*	NE		LC
=	Mochuelo boreal	*Aegolius funereus*	VU		VU

EVOLUCIÓN CATEGORÍA 2004-2021	NOMBRE COMÚN	NOMBRE CIENTÍFICO	LR2004 (*Canarias)	LISTA ROJA 2021 Invern./Migrat.	LISTA ROJA 2021 Reproductoras (*Canarias)
▼	Mochuelo europeo	*Athene noctua*	NE		NT
▲	Morito común	*Plegadis falcinellus*	VU	LC	NT
■	Mosquitero bilistado	*Phylloscopus inornatus*	NE		
▲	Mosquitero canario	*Phylloscopus canariensis*	DD		LC/EX*
▼	Mosquitero común	*Phylloscopus collybita*	NE		NT
▲	Mosquitero ibérico	*Phylloscopus ibericus*	NE		LC
●	Mosquitero musical	*Phylloscopus trochilus*	NT		DD
▲	Mosquitero papialbo	*Phylloscopus bonelli*	NE		LC
●	Mosquitero silbador	*Phylloscopus sibilatrix*	NE		DD
■	Negrón común	*Melanitta nigra*	NE		
■	Negrón especulado	*Melanitta fusca*	NE		
▲	Oropéndola europea	*Oriolus oriolus*	NE		LC
▼	Ostrero euroasiático	*Haematopus ostralegus*	NE	LC	EN
=	Ostrero negro canario	*Haematopus meadewaldoi*	EX		EX*
■	Págalo grande	*Stercorarius skua*	NE		
■	Págalo parásito	*Stercorarius parasiticus*	NE		
■	Págalo pomarino	*Stercorarius pomarinus*	NE		
■	Págalo rabero	*Stercorarius longicaudus*	NE		
●	Pagaza piconegra	*Gelochelidon nilotica*	VU		DD
■	Pagaza piquirroja	*Hydroprogne caspia*	NE		
■	Paíño boreal	*Oceanodroma leucorhoa*	NE		
=	Paíño de Madeira	*Hydrobates castro*	EN		EN*

EVOLUCIÓN CATEGORÍA 2004-2021	NOMBRE COMÚN	NOMBRE CIENTÍFICO	LR2004 (*Canarias)	LISTA ROJA 2021 Invern./Migrat.	LISTA ROJA 2021 Reproductoras (*Canarias)
■	Paíño de Wilson	*Oceanites oceanicus*	NE		
▼	Paíño europeo	*Hydrobates pelagicus*	VU		EN
▼	Paíño pechialbo	*Pelagodroma marina*	VU*		CR*
▲	Pájaro moscón europeo	*Remiz pendulinus*	NE		LC
▲	Paloma bravía	*Columba livia*	NE		LC
▲	Paloma rabiche	*Columba junoniae*	EN		VU
▲	Paloma torcaz	*Columba palumbus*	NE		LC
=	Paloma turqué	*Columba bollii*	NT		NT
▲	Paloma zurita	*Columba oenas*	DD		LC
▲	Papamoscas cerrojillo	*Ficedula hypoleuca*	NE		LC
▲	Papamoscas gris	*Muscicapa striata*	NE		LC
=	Pardela balear	*Puffinus mauretanicus*	CR		CR
■	Pardela capirotada	*Ardenna gravis*	NE		
=	Pardela cenicienta atlántica	*Calonectris borealis*	VU		VU
=	Pardela cenicienta mediterránea	*Calonectris diomedea*	EN		EN
▼	Pardela chica	*Puffinus baroli*	EN		CR*
▼	Pardela mediterránea	*Puffinus yelkouan*	NE		VU
▼	Pardela pichoneta	*Puffinus puffinus*	EN		CR*
■	Pardela sombría	*Ardenna grisea*	NE		
▲	Pardillo común	*Linaria cannabina*	NE		LC
▲	Pato colorado	*Netta rufina*	VU	LC	LC

EVOLUCIÓN CATEGORÍA 2004-2021	NOMBRE COMÚN	NOMBRE CIENTÍFICO	LR2004 (*Canarias)	LISTA ROJA 2021 Invern./Migrat.	LISTA ROJA 2021 Reproductoras (*Canarias)
▲	Pato havelda	*Clangula hyemalis*	NE	LC	
▼	Perdiz moruna	*Alectoris barbara*	NE		EN
=	Perdiz pardilla	*Perdix perdix*	VU		VU
▼	Perdiz roja	*Alectoris rufa*	DD		VU
▲	Petirrojo europeo	*Erithacus rubecula*	NE		LC
=	Petrel de Bulwer	*Bulweria bulwerii*	EN		EN*
■	Petrel freira	*Pterodroma madeira*	NE		
■	Petrel gongón/Petrel de las Desertas	*Pterodroma feae / Pterodroma deserta*	NE		
▲	Picamaderos negro	*Dryocopus martius*	NE		LC
▼	Pico dorsiblanco	*Dendrocopos leucotos*	VU		EN
●	Pico mediano	*Dendrocopos medius*	NT		DD
●	Pico menor	*Dryobates minor*	NE		DD
▲	Pico picapinos	*Dendrocopos major*	NE/VU*		LC
▲	Picogordo común	*Coccothraustes coccothraustes*	NE		LC
=	Pinzón azul de Gran Canaria	*Fringilla polatzeki*	CR		CR*
▲	Pinzón azul de Tenerife	*Fringilla teydea*	VU		NT*
●	Pinzón real	*Fringilla montifringilla*	NE		DD
▲	Pinzón vulgar	*Fringilla coelebs*	NE/DD*-EN*		LC
▲	Piquituerto común	*Loxia curvirostra*	NE		LC
▲	Pito real ibérico	*Picus sharpei*	NE		LC
=	Polluela bastarda	*Porzana parva*	DD		DD
=	Polluela chica	*Porzana pusilla*	DD		DD

EVOLUCIÓN CATEGORÍA 2004-2021	NOMBRE COMÚN	NOMBRE CIENTÍFICO	LR2004 (*Canarias)	LISTA ROJA 2021 Invern./Migrat.	LISTA ROJA 2021 Reproductoras (*Canarias)
=	Polluela pintoja	*Porzana porzana*	DD		DD
▲	Porrón bastardo	*Aythya marila*	NE	LC	
▼	Porrón europeo	*Aythya ferina*	NE	EN	NT
▼	Porrón moñudo	*Aythya fuligula*	NE	EN	DD
=	Porrón pardo	*Aythya nyroca*	CR		CR
▲	Quebrantahuesos	*Gypaetus barbatus*	EN		VU
▼	Rabijunco etéreo	*Phaethon aethereus*	NE		EN*
▲	Rabilargo ibérico	*Cyanopica cooki*	NE		LC
▲	Rascón europeo	*Rallus aquaticus*	NE		LC
▲	Reyezuelo listado	*Regulus ignicapilla*	NE		LC
●	Reyezuelo sencillo	*Regulus regulus*	NE		DD
▼	Roquero rojo	*Monticola saxatilis*	NE		NT
▲	Roquero solitario	*Monticola solitarius*	NE		LC
▲	Ruiseñor común	*Luscinia megarhynchos*	NE		LC
●	Ruiseñor pechiazul	*Luscinia svecica*	NE		DD
▲	Serín canario	*Serinus canaria*	DD		LC*
▲	Serín verdecillo	*Serinus serinus*	NE		LC
■	Serreta mediana	*Mergus serrator*	NE		
▼	Silbón europeo	*Mareca penelope*	NE	NT	
▼	Sisón común	*Tetrax tetrax*	VU		EN
▲	Somormujo lavanco	*Podiceps cristatus*	NE	LC	LC

EVOLUCIÓN CATEGORÍA 2004-2021	NOMBRE COMÚN	NOMBRE CIENTÍFICO	LR2004 (*Canarias)	LISTA ROJA 2021 Invern./Migrat.	LISTA ROJA 2021 Reproductoras (*Canarias)
=	Tarabilla canaria	*Saxicola dacotiae*	EN/EX		EN*/EX*
▲	Tarabilla europea	*Saxicola rubicola*	NE		LC
●	Tarabilla norteña	*Saxicola rubetra*	NE		DD
▲	Tarro blanco	*Tadorna tadorna*	NT	LC	LC
▲	Tarro canelo	*Tadorna ferruginea*	CR		VU*
▲	Terrera común	*Calandrella brachydactyla*	VU		LC
▼	Terrera marismeña	*Alaudala rufescens*	NT/EN*-CR*		NT/EX*
▼	Torcecuello euroasiático	*Jynx torquilla*	DD		VU
▼	Torillo andaluz	*Turnix sylvaticus*	CR		RE
=	Tórtola europea	*Streptopelia turtur*	VU		VU
▲	Tórtola turca	*Streptopelia decaocto*	NE		LC
▲	Trepador azul	*Sitta europaea*	NE		LC
▼	Treparriscos	*Tichodroma muraria*	NE		NT
▼	Urogallo común	*Tetrao urogallus*	EN		CR
▲	Urraca común	*Pica pica*	NE		LC
▲	Vencejo cafre	*Apus caffer*	VU		NT
▼	Vencejo común	*Apus apus*	NE		VU
▼	Vencejo moro	*Apus affinis*	NE		NT
▲	Vencejo pálido	*Apus pallidus*	NE		LC
▲	Vencejo real	*Tachymarptis melba*	NE		LC
●	Vencejo unicolor	*Apus unicolor*	DD		DD

EVOLUCIÓN CATEGORÍA 2004-2021	NOMBRE COMÚN	NOMBRE CIENTÍFICO	LR2004 (*Canarias)	LISTA ROJA 2021 Invern./Migrat.	LISTA ROJA 2021 Reproductoras (*Canarias)
▲	Verderón común	*Chloris chloris*	NE		LC
▼	Verderón serrano	*Carduelis citrinella*	NE		NT
▲	Vuelvepiedras común	*Arenaria interpres*	NE	LC	
▲	Zampullín común	*Tachybaptus ruficollis*	NE	LC	LC
▲	Zampullín cuellinegro	*Podiceps nigricollis*	NT	LC	LC
●	Zampullín cuellirrojo	*Podiceps auritus*	NE	DD	
▼	Zarapito fino	*Numenius tenuirostris*	NE	RE	
▼	Zarapito real	*Numenius arquata*	EN	LC	CR
▲	Zarapito trinador	*Numenius phaeopus*	NE	LC	
●	Zarcero bereber	*Iduna opaca*	NE		DD
●	Zarcero icterino	*Hippolais icterina*	NE		DD
▲	Zarcero políglota	*Hippolais polyglotta*	NE		LC
●	Zorzal alirrojo	*Turdus iliacus*	NE	DD	
▲	Zorzal charlo	*Turdus viscivorus*	NE		LC
▲	Zorzal común	*Turdus philomelos*	NE		LC
●	Zorzal real	*Turdus pilaris*	NE	DD	

Tabla 14. Categorías de las especies de Aves asignadas en el *Libro Rojo* de 2004 y de las poblaciones y taxones evaluados. De los taxones que fueron incluidos en el *Libro Rojo* de 2004 fuera de categorías de amenaza y que fueron evaluados como "Casi Amenazados" (NT), hay que destacar que siete de ellos han empeorado su situación y han sido evaluadas como amenazadas dentro del presente *Libro Rojo*, como son el charrán patinegro, el bigotudo o la población canaria de camachuelo trompetero, que pasan a la categoría de "Vulnerable", mientras que, de manera alarmante, especies como el martín pescador común, el alcotán europeo, el alcaudón real y el alcaudón común pasan directamente a la categoría de "En Peligro". Por contra, también un grupo de especies catalogadas dentro de esta categoría siguen mejorando su estado de conservación para pasar a ser evaluadas como de "Preocupación Menor" (LC), alejándose todavía más de las categorías de amenaza, como son el tarro blanco, el cuchara común, el zampullín cuellinegro, el milano negro o el búho campestre.

De los taxones catalogados como “En Peligro Crítico” en el *Libro Rojo de las Aves de España* de 2004, el ánsar campestre y el torillo andaluz se consideran “Extintos Regionalmente” en 2021. También se considera extinta a nivel mundial la terrera marismeña subespecie *rufescens,* endémica de Islas Canarias y anteriormente catalogada “En Peligro Crítico”. La cerceta pardilla y el avetoro común continúan “En Peligro Crítico”, aunque se ha tratado de evaluar sus poblaciones invernantes por el interés para su conservación sin recabar información suficiente. El porrón pardo, la pardela balear, al alcaudón chico, la focha moruna y el pinzón azul de Gran Canaria siguen “En Peligro Crítico” a pesar de los esfuerzos de conservación llevados a cabo con muchas de estas especies a lo largo de los años. El arao común, aunque incluida de nuevo “En Peligro Crítico”, es posible que ya se haya extinguido. Ha habido una ligera mejora en la situación del águila pescadora, catalogada en 2004 “En Peligro Crítico” y que ha bajado a “En Peligro” en 2021; y el tarro canelo, que también desciende de la situación más crítica para catalogarse como “Vulnerable”.

Por otra parte, hay que destacar que en 2021 hay 10 taxones cuyas poblaciones reproductoras empeoran sensiblemente y que, por tanto, han sido evaluadas como “En Peligro Crítico”, elevando su grado de amenaza. Son cerceta carretona, urogallo común, paíño pechialbo, pardela pichoneta, pardela chica, zarapito real, aguja colinegra, gaviota tridáctila, fumarel común y escribano palustre.

Con respecto a las poblaciones catalogadas como “En Peligro” en el anterior *Libro Rojo*, cabe destacar la mejora en el estado de conservación de especies como el quebrantahuesos, el alimoche común, el águila perdicera, la paloma rabiche o el halcón tagarote, especies que han contado con programas de seguimiento y conservación a lo largo de los años y que parece que dan sus frutos al pasar a la categoría “Vulnerable”, y ver reducido su riesgo de extinción.

Otras especies, sin embargo, se mantienen en la misma categoría de “En Peligro”. Entre ellas, destacan especies como la malvasía cabeciblanca, el paíño de Madeira, la pardela cenicienta mediterránea, el petrel de Bulwer, el milano real, la avutarda hubara africana, la población reproductora de agachadiza común, el corredor sahariano, la alondra ricotí, el alzacola rojizo, la tarabilla canaria y el águila imperial ibérica,y aunque esta última mejora ligeramente no sale de esta categoría de amenaza. En el caso del cormorán moñudo, en el anterior *Libro Rojo* se realizaron fichas y se establecían categorías diferentes para la población mediterránea, catalogada como “Vulnerable” (subespecie *desmarestii*) y para la población atlántica (subespecie *aristotelis*), que se evaluó como “En Peligro”. En la presente revisión, si se toma en consideración todo el conjunto de la especie como una misma unidad regional, la especie presenta sus poblaciones dentro de la categoría de “Vulnerable”. Realizando un análisis accesorio, se comprueba que ambas subespecies presentan las mismas categorías que en la anterior edición y que las poblaciones no solo no han mejorado, sino que van a peor o no se conocen bien sus tendencias.

En relación con aquellos taxones que en 2004 presentaban la categoría de “Vulnerable” han empeorado su situación nueve, que pasan a la categoría de “En Peligro”. Son, en concreto, las poblaciones reproductoras de la cerceta carretona (“En Peligro Crítico”) y de ánade rabudo norteño (“En Peligro”), el paíño pechialbo (“En Peligro Crítico”), el paíño europeo (“En Peligro”), el sisón común (“En Peligro”), el chorlitejo patinegro (“En Peligro”), la población reproductora de aguja colinegra (“En Peligro”), si bien su población invernante se



© Richard Constantinoff-Shutterstock

considera "Vulnerable"; la gaviota tridáctila ("En Peligro Crítico"), las poblaciones peninsulares de ganga ortega ("En Peligro"), –aunque la población canaria se mantiene "Vulnerable"– la carraca europea ("En Peligro"), el pico dorsiblanco ("En Peligro"), la graja ("En Peligro"), el carricerín cejudo ("En Peligro"), el escribano palustre a nivel específico ("En Peligro Crítico") y el cernícalo vulgar que, evaluando su población a nivel estatal, incluyendo las poblaciones canarias, catalogado como "En Peligro."

Conviene subrayar que mejora el estado de conservación de algunas especies que, habiendo estado catalogadas como "Vulnerable"en 2004, pasan a la categoría de "Casi Amenazada". Entre ellas,el colimbo grande, la población reproductora de morito común, el buitre negro, la avutarda euroasiática, la gaviota picofina, el vencejo cafre o el pinzón azul de Tenerife. Incluso algunas especies han experimentado una notable mejoría, pasando de la categoría de "Vulnerable" a la categoría de "Preocupación Menor". Es el caso del pato colorado, la terrera común o el colirrojo real, que salen de las categorías de amenaza.

De los taxones que fueron incluidos en el *Libro Rojo* de 2004 fuera de categorías de amenaza y que fueron evaluados como "Casi Amenazada", siete de ellos han empeorado su situación y han sido evaluadas como amenazadas dentro del presente *Libro Rojo*. Son: el charrán patinegro, el bigotudo o la población canaria de camachuelo trompetero, que pasan a la categoría "Vulnerable"; mientras que, de manera alarmante, el martín pescador común, el alcotán europeo, el alcaudón real y el alcaudón común pasan directamente a la categoría de "En Peligro". Por contra, se reflejan especies que siguen mejorando su estado de conservación y pasan a ser evaluadas en la categoría "Preocupación Menor", alejándose todavía más de las categorías de amenaza, como son

el tarro blanco, el cuchara común, el zampullín cuellinegro, el milano negro y el búho campestre, entre otras.

Con respecto a las especies que en el anterior *Libro Rojo* estaban incluidas en "Datos Insuficientes", gracias a los avances en la investigación y el conocimiento de las especies experimentado desde 2004 y a que se ha podido contar con largas series temporales de datos que permitían establecer las tendencias poblacionales de las especies a corto y largo plazo, se ha podido responder a las lagunas de conocimiento que no permitían evaluar adecuadamente a algunas especies, lo que ha permitido adscribirlas a una categoría concreta. Es el caso de especies como la paloma zurita, el bisbita caminero o el serín canario, que pasan a la categoría de "Preocupación Menor". Otras, sin embargo, pasan de "Datos Insuficientes" a "Vulnerable", como es el caso de la perdiz roja o el torcecuello euroasiático. En el caso de la codorniz común, tras su evaluación tuvo que ser incluida en la categoría de "En Peligro".

Dentro del nutrido grupo de especies o poblaciones que no fueron evaluadas en el *Libro Rojo* de 2004, es importante destacar que se ha hecho un gran esfuerzo para poder esclarecer su estado de conservación, especialmente en aquellos taxones con poblaciones reproductoras en España. De los 241 taxones incluidos dentro de la lista de "No Evaluadas" en 2004 con representación a nivel estatal, se ha analizado el estado de conservación y se ha asignado una categoría de la UICN a 203 taxones y solo 38 taxones permanecen sin evaluación. Este avance ha permitido, por ejemplo, conocer que algunas especies comunes, y que contaban con poblaciones de miles de ejemplares, sin problemas aparentes, ahora hayan sido evaluadas dentro de las categorías de amenaza por haber sufrido graves declives poblacionales que han hecho que pierdan un importante número de individuos, pasando a entrar directamente en el grupo de aves amenazadas. Así, de las especies en la categoría "No Evaluada" anteriormente, la población invernante de porrón moñudo, la población reproductora de porrón europeo, la perdiz moruna, el rabijunco etéreo, el aguilucho pálido, el ostrero euroasiático, el cernícalo vulgar, la grajilla occidental, la curruca rabilarga y escribano cerillo pasan a la categoría de "En Peligro", mientras que la pardela mediterránea, el autillo europeo, el chotacabras cuellirrojo, el vencejo común, el alcaudón dorsirrojo, la alondra común o la golondrina común ingresan en la categoría "Vulnerable" después de evaluar el estado de sus poblaciones reproductoras. Otro grupo de especies no evaluadas anteriormente han sido catalogadas como "Casi Amenazada" como son la población reproductora de silbón europeo, la población invernante de porrón europeo, el martinete común, la población reproductora de garceta grande, el calamón común, el correlimos menudo, el andarríos chico, la gaviota patiamarilla, la lechuza común, el mochuelo europeo, el alcaudón norteño, la chiva piquigualda, la calandria común y el treparriscos, entre otras, hasta un total de más de 30 taxones o poblaciones que se encuentran muy próximos a la categoría de "Vulnerable", y a las que habrá que prestar mucha atención para poder evaluar si aumenta su riesgo de extinción en los próximos años.

Y, por último, es preciso subrayar que, de las especies no evaluadas en el *Libro Rojo* de 2004, se ha considerado como "Regionalmente Extinta" a la población invernante de zarapito fino.

Comparando entre el *Libro Rojo* de 2004 y la edición de 2021, por grupos de taxones en función de su categoría de amenaza, en porcentajes relativos, se puede observar en la Tabla 15, que los porcentajes son muy similares en el grupo de los taxones amenazados (CR, EN, VU) y ligeramente superior en 2021 si se tienen también en cuenta el conjunto de los taxones que están en un estado desfavorable (CR, EN, VU, NT), con un 39 % frente a un 34 % en 2004. Sin embargo, si se añade el grupo de especies incluidas en "Datos Insuficientes", puede observarse que el porcentaje se eleva hasta el 53 % en 2021 respecto del 40 % en 2004. Por ello, es posible concluir que, del



© Javier Milla

2004 (391 taxones)				
CR	15	25%	34%	40%
EN	39			
VU	45			
NT	32			
DD	25			
Totales	156			

2021 (359 taxones)				
CR	18	25%	39%	53%
EN	39			
VU	33			
NT	51			
DD	49			
Totales	190			

Tabla 15. Comparación relativa entre taxones agrupados como "amenazados" (CR, EN, VU), "en estado desfavorable" (CR, EN, VU, NT) y "en estado desfavorable y desconocido" (CR, EN, VU, NT, DD), en relación con el porcentaje total de taxones candidatos a su evaluación.

total de taxones evaluados, más del 50 % de las aves presentan problemas de conservación en 2021, bien por su estado de amenaza o bien por su grado de desconocimiento, frente al 40 % en 2004.

Comparando entre las ediciones de 2004 y 2021, por categorías, por número de taxones en cada una de ellas, y con respecto al porcentaje del total de especies evaluadas (Tabla 16), puede observarse que, aunque con prácticamente el mismo número de taxones en las categorías de amenaza (CR, EN, VU), en 2004 las especies más amenazadas superaban el 50 % de todas las evaluadas en el *Libro Rojo*, mientras que, en 2021, son solo algo más del 25 %. En este sentido hay que

2021				
CATEGORÍA	Nº TAXONES	% TOTAL	GRUPOS	% TOTAL
EX	4	1,1	12	3,3
RE	8	2,2		
CR	18	5,0	90	25,1
EN	39	10,9		
VU	33	9,2		
NT	51	14,2	51	14,2
LC	157	43,7	157	43,7
DD	49	13,6	49	13,6
Total	359			

2004				
CATEGORÍA	Nº TAXONES	% TOTAL	GRUPOS	% TOTAL
EX	2	1,0	9	5,0
RE	7	4,0		
CR	15	9,0	99	57,0
EN	39	22,0		
VU	45	26,0		
NT	32	18,0	32	18,0
LC	10	6,0	10	6,0
DD	25	14,0	25	14,0
Total	175			

Tabla 16. Categorías, número de taxones en cada una, y porcentaje del total evaluado (columnas 1-3 respectivamente); las columnas 4 y 5 representan el número total de taxones agrupados: "extinguidos" (EX y RE) y "amenazados" (CR, EN y VU) (se indica el porcentaje con relación al número total de evaluaciones realizadas). Se incluyen todas las categorías.

tener en cuenta que el número de taxones evaluados en 2021 fue mucho mayor, ya que el grupo de especies fuera de peligro supone más de un 40% del total, por lo que es lógico que los porcentajes de las especies amenazadas con respecto del total sea menor en 2021. Para evitar la posible distorsión que pueda causar, en el análisis general, la comparación de los datos entre

2021				
CATEGORÍA	Nº TAXONES	% TOTAL	GRUPOS	% TOTAL
EX	4	2,0	12	5,9
RE	8	4,0		
CR	18	8,9	90	44,6
EN	39	19,3		
VU	33	16,3		
NT	51	25,2	51	25,2
DD	49	24,3	49	24,3
Total	202			

2004				
CATEGORÍA	Nº TAXONES	% TOTAL	GRUPOS	% TOTAL
EX	2	1,2	9	5,5
RE	7	4,2		
CR	15	9,1	99	60,0
EN	39	23,6		
VU	45	27,3		
NT	32	19,4	32	19,4
DD	25	15,2	25	15,2
Total	165			

Tabla 17. Categorías, número de taxones en cada una, y porcentaje del total evaluado (columnas 1-3 respectivamente); las columnas 4 y 5 representan el número total de taxones agrupados: "extinguidos" (EX y RE) y "amenazados" (CR, EN y VU) (se indica el porcentaje con relación al número total de evaluaciones realizadas). Excluyendo los taxones catalogados como LC.

ambos estudios, debida a este mayor grupo de taxones, se ha realizado también la misma comparación (Tabla 17), pero sin incluir las especies catalogadas como "Preocupación Menor", lo que arroja porcentajes más similares por grupos de amenazas.

Del mismo modo se ha hecho la misma comparación (Tabla 18) excluyendo los taxones catalogados como "Preocupación Menor" y los considerados extintos a nivel mundial o regional. En este caso, los porcentajes son muy similares entre las dos obras, aunque sigue habiendo un mayor porcentaje de especies amenazadas (CR, EN, VU) en 2004 frente a 2021, mientras que en la nueva edición destaca el mayor porcentaje de taxones cercanos a la amenaza o con un desconocimiento de su estado.

Por último, resulta interesante tratar en detalle algunos de los cambios significativos que se han producido desde la anterior evaluación del estado de conservación de las especies del *Libro Rojo*, teniendo en cuenta aspectos taxonómicos, ecológicos y de las políticas de conservación o gestión de las poblaciones, entre otros. Y aunque estas agrupaciones de especies resulten artificiales desde el punto de vista taxonómico, pueden tener utilidad por ser especies que comparten amenazas y problemas de gestión. Algunos ejemplos:

De las especies evaluadas en la Lista Roja y pertenecientes al grupo considerado de manera amplia como "aves marinas", incluidas en las familias Gavidae, Oceanitidae, Hydrobatidae, Procellariidae, Phaethontidae, Sulidae, Phalacrocoracidae, Pandionidae,

2021				
CATEGORÍA	Nº TAXONES	% TOTAL	GRUPOS	% TOTAL
CR	18	9,5	90	52,6
EN	39	20,5		
VU	33	17,4		
NT	51	26,8	51	26,8
DD	49	25,8	49	25,8
Total	190			

2004				
CATEGORÍA	Nº TAXONES	% TOTAL	GRUPOS	% TOTAL
CR	15	9,1	99	63,5
EN	39	23,6		
VU	45	27,3		
NT	32	19,4	32	19,4
DD	25	15,2	25	15,2
Total	156			

Tabla 18. Categorías, número de taxones en cada una, y porcentaje del total evaluado (columnas 1-3 respectivamente); las columnas 4 y 5 representan el número total de taxones agrupados: "extinguidos" (EX y RE) y "amenazados" (CR, EN y VU) (se indica el porcentaje con relación al número total de evaluaciones realizadas). Excluyendo los taxones catalogados como LC, EX y RE.

Laridae, Stercorariidae y Alcidae, y representado por 59 taxones en España, han empeorado notablemente: más del 40 % de los taxones se encontrarían amenazados (CR, EN y VU) o casi amenazados (NT), para un 51 % se cuenta con datos insuficientes (DD) como para poder hacer una evaluación de su estado de conservación o no se tienen datos y no han podido si quiera ser evaluadas (NE), y tan solo el 8 % presentan un estado de conservación favorable(LC).

A nivel taxonómico de género, también es destacable el grave declive sufrido por los alcaudones, incluidos en el género *Lanius*. De las cinco especies que habitan en España, cuatro están dentro de categorías de amenaza (CR, EN, VU) y una en la categoría de "Casi Amenazada", habiendo experimentado un empeoramiento de su estado de conservación respecto de la evaluación de 2004, cuando únicamente una especie estaba dentro de categorías de amenaza y dos estaban casi amenazadas. Similar situación experimentan las especies del género *Emberiza*, ya que, de las seis especies evaluadas, solo dos presentan un estado de conservación favorable, el escribano triguero y el escribano montesino. En 2004 únicamente se evaluó el estado de conservación del escribano palustre, que empeora en el actual *Libro Rojo* hasta la categoría de "En Peligro Crítico". El escribano cerillo pasa a la categoría de "En Peligro" y los escribanos hortelano y soteño catalogan como "Casi Amenazadas".

Los datos sobre las especies que habitan en ambientes montanos o alpinos también reflejan un alto grado de amenaza, ya que de las 12 especies que se podrían



© Rudmer Zwerver-Shutterstock

considerar como más exclusivas de estos hábitats, todas presentan un estado de conservación desfavorable con una especie “En Peligro”, seis incluidas en “Vulnerable” y cinco “Casi Amenazadas”, muy probablemente como consecuencia de los efectos del cambio climático.

Otro grupo heterogéneo pero que también presenta similares problemas de conservación es el de las grandes aves rapaces. Fruto, muy probablemente, de los esfuerzos llevados a cabo por ONG y las administraciones públicas, y gracias a la implementación de políticas de conservación de especies y espacios, un buen número de esas grandes rapaces, que se encontraban gravemente amenazadas en el anterior *Libro Rojo*, han mejorado en parte su estado de conservación, aunque otras muchas siguen sin salir de las categorías que implican un riesgo real de amenaza. Así, mejora el estado de conservación de especies como el quebrantahuesos, el águila perdicera, el buitre negro, el águila pescadora, el alimoche común o el milano negro, y aunque el águila imperial ibérica sigue catalogando como “En Peligro”, los datos de su paulatina recuperación son alentadores.



© Bildagentur Zoonar GmbH-Shutterstock

Con respecto a las 33 especies de aves consideradas como cinegéticas en las órdenes de veda de las diferentes comunidades autónomas, es decir, aquellas cuya caza está permitida en distintos territorios en distintas épocas del año, y sobre las que se ha hecho una nueva evaluación de su estado de conservación en la nueva Lista Roja, hay que destacar que 12 especies han empeorado sensiblemente su estado de conservación, de seis de ellas no se cuenta con información suficiente como poder evaluarlas y otras 15 presentan el mismo estado de conservación o mejoran ligeramente con respecto a la valoración de 2004. En este *Libro Rojo,* la población reproductora de una especie está catalogada como “En Peligro Crítico”, las poblaciones reproductoras de otras cinco especies catalogan como “En Peligro”, dos especies se sitúan en “Vulnerable”, tres especies están “Casi Amenazadas”, con dos poblaciones reproductoras y una invernante, y de un buen número de poblaciones y especies no se cuenta con suficiente información y se han catalogado como con “Datos Insuficientes”.

Por otro lado, de las 33 especies cuya caza está autorizada en España, únicamente presentan un estado de conservación favorable las poblaciones invernantes o migratorias de 11 especies y las poblaciones reproductoras también de 11 especies (Tabla 19). Esto resulta grave puesto que el 50 % de las especies sobre las que

NOMBRE CIENTÍFICO	NOMBRE COMÚN	*LIBRO ROJO* 2004	LISTA ROJA 2021 Invern./Migrat.	LISTA ROJA 2021 Reproductoras
Lymnocryptes minimus	Agachadiza chica	DD	DD	
Gallinago gallinago	Agachadiza común	EN	LC	EN
Anas platyrhynchos	Ánade azulón	NE	LC	LC
Mareca strepera	Ánade friso	LC	LC	
Anas acuta	Ánade rabudo norteño	VU	LC	EN
Anser anser	Ánsar común	NE	LC	NE
Vanellus vanellus	Avefría europea	LC	LC	DD
Spatula querquedula	Cerceta carretona	VU	DD	CR
Anas crecca	Cerceta común	VU	LC	DD
Scolopax rusticola	Chocha perdiz	NE	DD	DD
Coturnix coturnix	Codorniz común	DD		EN
Corvus corone	Corneja negra	NE		LC
Spatula clypeata	Cuchara común	NT	LC	DD
Sturnus vulgaris	Estornino pinto	NE		LC
Fulica atra	Focha común	NE		LC
Larus michahellis	Gaviota patiamarilla	NE		NT
Chroicocephalus ridibundus	Gaviota reidora	NE	LC	
Corvus monedula	Grajilla occidental	NE		EN
Columba livia	Paloma bravía	NE		LC
Columba palumbus	Paloma torcaz	NE		LC
Columba oenas	Paloma zurita	DD		LC

NOMBRE CIENTÍFICO	NOMBRE COMÚN	*LIBRO ROJO* 2004	LISTA ROJA 2021 Invern./Migrat.	LISTA ROJA 2021 Reproductoras
Netta rufina	Pato colorado	VU	LC	LC
Alectoris barbara	Perdiz moruna	NE		EN
Alectoris rufa	Perdiz roja	DD		VU
Aythya ferina	Porrón europeo	NE	NT	EN
Aythya fuligula	Porrón moñudo	NE	EN	DD
Mareca penelope	Silbón europeo	NE	LC	NT
Streptopelia turtur	Tórtola europea	VU		VU
Pica pica	Urraca común	NE		LC
Turdus iliacus	Zorzal alirrojo	NE	DD	
Turdus viscivorus	Zorzal charlo	NE		LC
Turdus philomelos	Zorzal común	NE		LC
Turdus pilaris	Zorzal real	NE	DD	

Tabla 19. Listado de especies y poblaciones consideradas cinegéticas en las diferentes órdenes de veda de las comunidades autónomas con su categoría de la UICN en el *Libro Rojo* de 2004 y en la presente Lista Roja, diferenciado las poblaciones reproductoras de las invernantes-migratorias.

se está realizando una presión y explotación cinegética autorizada, serían en muchos casos especies o poblaciones amenazadas (CR, EN, VU), que catalogan como "Casi Amenazada" o especies y poblaciones sobre las que no hay información disponible como para saber cómo podría estar afectando la presión de la caza sobre sus tendencias poblacionales.

Para el grupo de aves consideradas más estrictamente como "aves nocturnas" y que además son objeto de seguimiento por parte del Programa Noctua de SEO/BirdLife, pertenecientes a las familias Tytonidade, Strigidae y Caprimulgidae, el 50 % presentan tendencias negativas y declive poblacional, y se encuentran amenazadas o casi amenazadas. En 2004, el mochuelo boreal, como "Vulnerable", y el búho campestre, como "Casi Amenazada", se incluyeron en el *Libro Rojo*, además de las poblaciones canarias de la lechuza común, a nivel infraespecífico, con la categoría de "En Peligro", y de búho chico, que se catalogó como con "Datos Insuficientes". El resto

de las 6 especies y poblaciones no fueron evaluadas. En la nueva edición, se ha considerado que tres taxones catalogan como "Vulnerable". Son: el mochuelo boreal, el autillo europeo y el chotacabras cuellirrojo. Otras dos especies catalogan como "Casi Amenazadas": la población a nivel estatal de lechuza común y el mochuelo europeo. El resto de las especies estarían en un estado de conservación favorable, pasando a estar catalogadas como "Preocupación Menor".

En cuanto al grupo de las aves que habitan más específicamente en ambientes palustres y humedales, ecosistemas muy frágiles y sometidos a una alta presión y amenazas, hay que destacar el elevado número de taxones en categorías altas de amenaza, y con un alto riesgo de extinción, casi la tercera parte de las aves amenazadas (CR, EN, VU) contempladas en el *Libro Rojo*, son propias de estos medios. Su evolución desde la anterior edición ha sido muy negativa, ya que la mayoría de las aves amenazadas que habitan estos medios han aumentado su riesgo de extinción y, por lo tanto, su categoría de amenaza. Algunos de los ejemplos más significativos son el escribano palustre, que a nivel infraespecífico fueron evaluadas diferentes subespecies como "En Peligro" y "Vulnerable" en 2004 y ahora toda la especie en conjunto a nivel estatal cataloga "En Peligro Crítico"; el bigotudo, que pasa de estar "Casi Amenazado" a "Vulnerable"; el carricerín cejudo que pasa de "Vulnerable" a "En Peligro"; o las poblaciones reproductoras de porrón europeo y porrón moñudo ,que no fueron evaluadas en 2004 y pasan directamente a estar "En Peligro". Además, otras muchas de estas especies, no han mejorado de estado de amenaza desde 2004 y siguen con el mismo riesgo de extinción. Es el caso del avetoro común, la cerceta pardilla, la focha moruna o el porrón pardo, que continúan "En Peligro Crítico", o la malvasía cabeciblanca, que continua como "En Peligro".

Por otro lado, cabe destacar el caso de los taxones y poblaciones evaluados en la Lista Roja que se reproducen de manera exclusiva en Islas Canarias y no en el resto del estado. De las 19 especies evaluadas, únicamente tres presentan un estado de conservación favorable, mientras que cuatro taxones se han extinguido, dos están "En Peligro Crítico", cinco están "En Peligro", cuatro como "Vulnerable" y dos como "Casi Amenazada", lo que da una idea del frágil estado de conservación de las aves de las islas. En el segundo anexo de este libro, se hace un análisis más exhaustivo de la avifauna propia del archipiélago canario y de sus peculiaridades.

Un alto porcentaje de las aves propias de agrosistemas o ecosistemas agroesteparios que habitan en ambientes ligados a un cierto grado de actividad agrícola o ganadera, en ambientes más o menos humanizados del medio rural, o en enclaves con hábitats subestépicos han empeorado notablemente su estado de conservación. Muchas especies de estos medios no habían sido evaluadas anteriormente por falta de datos suficientes, pero en esta ocasión, al haber podido contar con indicadores adecuados que han proporcionado largas series temporales de datos, principalmente provenientes del Programa Sacre para el seguimiento de aves comunes de SEO/BirdLife, se han podido establecer tendencias poblacionales, que han puesto de manifiesto el declive que sufren un buen número de especies y, con ello, su elevado riesgo de extinción. Gran parte de ellas siguen presentando las mismas categorías de amenaza de 2004, sin que haya mejorado su situación, como, por ejemplo, la alondra ricotí ("En Peligro"), el aguilucho cenizo ("Vulnerable"), la ganga ibérica ("Vulnerable"), el cernícalo primilla ("Vulnerable") o la tórtola europea ("Vulnerable"), entre otras. Sin embargo, otras han empeorado sensiblemente, pasando de "Vulnerable" a "En Peligro", como el sisón común, la ganga ortega

o la carraca. Otras especies propias de estos medios, y para las que no se contaba con suficiente información en 2004, se han incluido dentro de categorías de amenaza tras haber podido ser evaluadas. Es el caso de la codorniz común, que pasa a "En Peligro", o la perdiz común, que cataloga como "Vulnerable". Finalmente, para otras especies que no fueron evaluadas en el anterior *Libro Rojo*, y tras haber pasado el proceso de evaluación, han entrado en categorías de amenaza que reflejan su alto riesgo de extinción, como es el caso del aguilucho pálido, la grajilla occidental, la perdiz moruna o el cernícalo vulgar, que pasan directamente a estar catalogadas como "En Peligro", o la alondra común, que pasa a estar catalogada como "Vulnerable", entre otras.

Por último, uno de los resultados más relevantes del presente estudio, y que debe servir para marcar las prioridades de gestión e investigación en biología de conservación de cara al futuro, es la existencia de lagunas de conocimiento que evidencian el alto porcentaje de especies que han sido catalogadas como "Datos Insuficientes" o "No Evaluada". Dentro de las especies que intentaron evaluarse en este *Libro Rojo*, de 39 especies no se sabe prácticamente nada y no pudieron ser evaluadas, frente a las 241 no evaluadas en 2004. Y aunque es evidente que se ha mejorado sensiblemente, el dato sigue suponiendo una importante falta de información sobre las aves españolas y su estado de conservación. De la misma manera, 49 taxones y poblaciones, un 14 % de las que fueron evaluadas, se catalogaron como "Datos Insuficientes", frente a las 25 especies que se incluyeron en esta misma categoría en 2004. Para la mayoría de estos 49 taxones hay información, pero es una información parcial, que no cuenta con series temporales completas o que no refleja el tamaño de la población a nivel estatal, por no existir censos estandarizados que cubran toda el área de distribución del taxón.

Como se señaló anteriormente, los taxones dentro de "Datos Insuficientes" han de tener una atención preferente, y no se debe considerar que la inclusión en esta categoría supone que esos taxones no presenten un riesgo de extinción alto. Algunas de estas especies pueden estar desapareciendo paulatinamente, pero la falta de información no permitirá adoptar las medidas de conservación adecuadas a tiempo si no contamos con información precisa y de calidad.

4. PRINCIPALES AMENAZAS QUE AFECTAN A LAS ESPECIES DEL *LIBRO ROJO*

A pesar de la gran riqueza ornitológica que presenta España, un alto porcentaje de taxones se encuentran amenazados o no se dispone de suficiente información como para poder evaluar el estado de conservación de sus poblaciones. Hasta 12 especies de aves reproductoras se han extinguido en España y 90 taxones están incluidos en categorías de riesgo de extinción (CR, EN, VU) debido a las amenazas que les afectan.

Para evaluar cuáles eran las principales o más importantes amenazas que afectan a la avifauna española, se llevó a cabo un análisis de las amenazas que afectaban a 97 taxones integrados en el Lista y *Libro Rojo*; incluyendo la información que pudo obtenerse de las causas de amenaza para ocho especies de la categoría de "Casi Amenazada" y otras dos con "Datos Insuficientes".

Para la realización del análisis se categorizaron y codificaron todas las amenazas descritas en el texto de las fichas de cada especie de acuerdo con el esquema propuesto en la *Clasificación Unificada de Amenazas Directas, versión 3.2* de la UICN-CMP, (IUCN, 2019; IUCN-CMP, 2021) que, en un primer nivel, diferencia 11 grupos de amenazas generales, y dentro de esos



© Edo Van Uchelen

grupos, 45 tipos de amenazas directas y 75 subtipos; y otro grupo más denominado “Otras opciones” donde podrían especificarse otras amenazas no incluidas en los anteriores tipos. En este otro grupo se incluyó el subtipo “Inacción-Ineficacia de las Administraciones Públicas. Falta de protección y medidas de conservación”, dado que es una de las amenazas que, de manera recurrente, reflejan en las fichas los especialistas, debido al riesgo que supone para algunas especies la falta de políticas de protección o de medidas de conservación por parte de las administraciones públicas o lo que es lo mismo la inacción o ineficacia de los organismos competentes. Para los diferentes tipos de amenazas se establecen, a su vez, subtipos en los casos en que ha sido necesario especificar amenazas diferentes dentro de un mismo tipo.

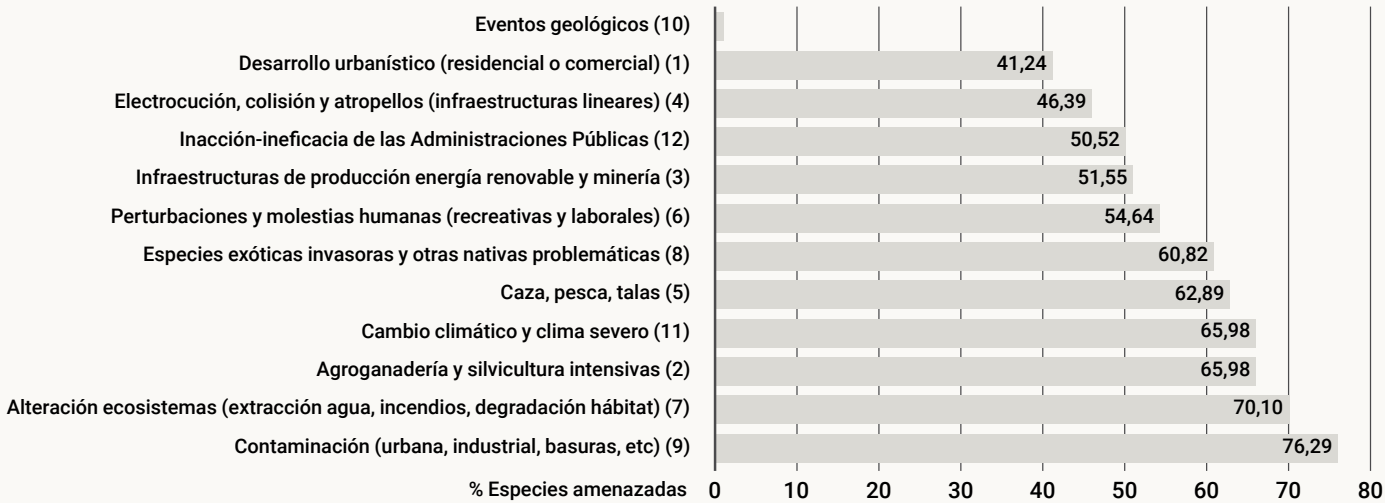


Gráfico 7. Porcentaje de especies de aves del *Libro Rojo* sobre las que tienen impacto las amenazas de primer nivel del Esquema de Clasificación de Amenazas de la UICN. Entre paréntesis, el código del grupo de amenazas en el sistema de clasificación de la UICN.

AMENAZA	% ESPECIES AMENAZADAS	NºSPS (n=97)
Contaminación (urbana, industrial, basuras, etc.) (9)	76,29	74
Alteración ecosistemas (Extracción agua, incendios, degradación hábitat) (7)	70,10	68
Agroganaderia y silvicultura intensivas (2)	65,98	64
Cambio climático y clima severo (11)	65,98	64
Caza, pesca, talas (5)	62,89	61
Especies exóticas invasoras y otras nativas problemáticas (8)	60,82	59
Perturbaciones y molestias humanas (recreativas y laborales) (6)	54,64	53
Infraestructuras de producción energía renovable y minería (3)	51,55	50
Inacción-Ineficacia de las Administraciones Públicas (12)	50,52	49
Electrocución, colisión y atropellos (infraestructuras lineares) (4)	46,39	45
Desarrollo urbanístico (residencial o comercial) (1)	41,24	40
Eventos geológicos (10)	1,03	1

Tabla 20. Amenazas del primer nivel del Esquema de Clasificación de Amenazas de la UICN con el porcentaje y número de especies de aves del *Libro Rojo* sobre las que tienen impacto. Entre paréntesis, el código del grupo de amenazas en el sistema de clasificación de la UICN.


© Pep Arcos

En total se pudieron estudiar las causas de amenaza del 100 % de las especies incluidas en el *Libro Rojo* y de un 27 % de las especies evaluadas en la Lista Roja de las Aves de España.

La contaminación y la alteración de los ecosistemas son las mayores amenazas para la avifauna amenazada, como puede observarse en el Gráfico 7 y en la Tabla 20, seguidas de las prácticas agroganaderas intensivas, el cambio climático y las prácticas cinegéticas.

Si se analizan las amenazas que afectan a las especies del *Libro Rojo* teniendo en cuenta su categoría (Tabla 21), puede observarse que estos grupos de amenazas impactan

AMENAZA	% ESPECIES AMENAZADAS	Nº SPS (n=97)	Nº SPS CR (n=18)	%CR	Nº SPS EN (n=37)	%EN	Nº SPS VU (n=32)	%VU
Contaminación (urbana, industrial, basuras, etc.) (9)	76,29	74	17	94,4	28	75,7	25	78,1
Alteración ecosistemas (extracción agua, incendios, degradación hábitat) (7)	70,10	68	13	72,2	26	70,3	23	71,9
Agroganaderia y silvicultura intensivas (2)	65,98	64	10	55,6	25	67,6	23	71,9
Cambio climático y clima severo (11)	65,98	64	12	66,7	23	62,2	20	62,5
Caza, pesca, talas (5)	62,89	61	14	77,8	23	62,2	20	62,5
Especies exóticas invasoras y otras nativas problemáticas (8)	60,82	59	14	77,8	23	62,2	20	62,5
Perturbaciones y molestias humanas (recreativas y laborales) (6)	54,64	53	7	38,9	16	43,2	21	65,6
Infraestructuras de producción energía renovable y minería (3)	51,55	50	6	33,3	20	54,1	17	53,1
Inacción-Ineficacia de las Administraciones Públicas (12)	50,52	49	9	50,0	21	56,8	16	50,0
Electrocución, colisión y atropellos (infraestructuras lineares) (4)	46,39	45	6	33,3	19	51,4	16	50,0
Desarrollo urbanístico (residencial o comercial) (1)	41,24	40	3	16,7	20	54,1	16	50,0
Eventos geológicos (10)	1,03	1	1	5,6	0	0,0	0	0,0

Tabla 21. Amenazas agrupadas adaptado del Esquema de Clasificación de Amenazas de la UICN, con el porcentaje y número de especies de aves evaluadas, total y por categorías, sobre las que tienen impacto dichas amenazas. Entre paréntesis, el código del grupo de amenazas en el sistema de clasificación de la UICN.

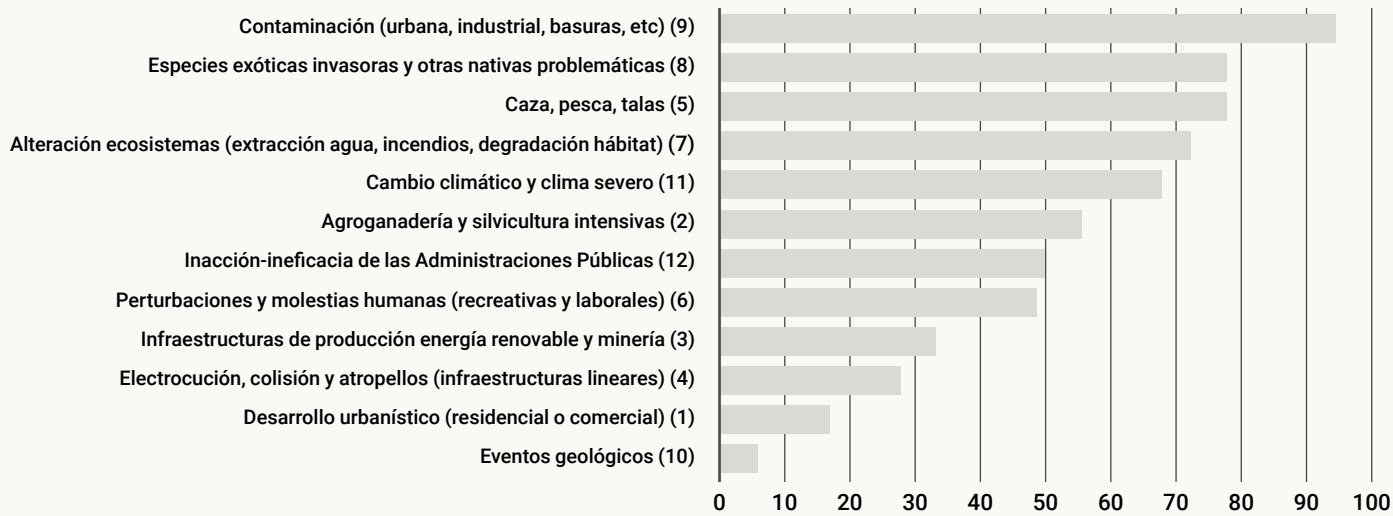


Gráfico 8. Porcentaje de especies de aves del *Libro Rojo* catalogadas como "En Peligro Crítico" sobre las que tienen impacto las amenazas de primer nivel del *Esquema de Clasificación de Amenazas* de la UICN. Entre paréntesis, el código del grupo de amenazas en el sistema de clasificación de la UICN.

AMENAZAS SPS CR	% ESPECIES AMENAZADAS	Nº SPS (n=18)
Contaminación (urbana, industrial, basuras, etc.) (9)	94,44	17
Caza, pesca, talas (5)	77,78	14
Especies exóticas invasoras y otras nativas problemáticas (8)	77,78	14
Alteración ecosistemas (extracción agua, incendios, degradación hábitat) (7)	72,22	13
Cambio climático y clima severo (11)	66,67	12
Agroganaderia y silviculturas intensivas (2)	55,56	10
Inacción-Ineficacia de las Administraciones Públicas (12)	50,00	9
Perturbaciones y molestias humanas (recreativas y laborales) (6)	38,89	7
Infraestructuras de producción energía renovable y minería (3)	33,33	6
Electrocución, colisión y atropellos (infraestructuras lineares) (4)	27,78	5
Desarrollo urbanístico (residencial o comercial) (1)	16,67	3
Eventos geológicos (10)	5,56	1

Tabla 22. Amenazas del primer nivel del Esquema de Clasificación de Amenazas de la UICN con el porcentaje y número de especies de aves del *Libro Rojo* catalogadas como "En Peligro Crítico" (CR) sobre las que tienen impacto. Entre paréntesis, el código del grupo de amenazas en el sistema de clasificación de la UICN.

de una manera similar a todas las especies con categoría de amenaza (CR, EN, VU), y el porcentaje de especies afectadas por cada grupo de amenazas es similar, aunque es importante destacar algunas diferencias.

Por categorías de la UICN y tipo de amenazas agrupadas, para las especies evaluadas como "En Peligro Crítico", cambia el orden de importancia de estas amenazas (Gráfico y Tabla 22). La mayor amenaza vuelve a ser la contaminación, en orden del porcentaje de especies afectadas, pero, en segundo lugar, las mayores amenazas para estas aves son las especies exóticas invasoras y las prácticas cinegéticas, seguidas de la alteración de los ecosistemas y el cambio climático.



© _Nacho Aransay

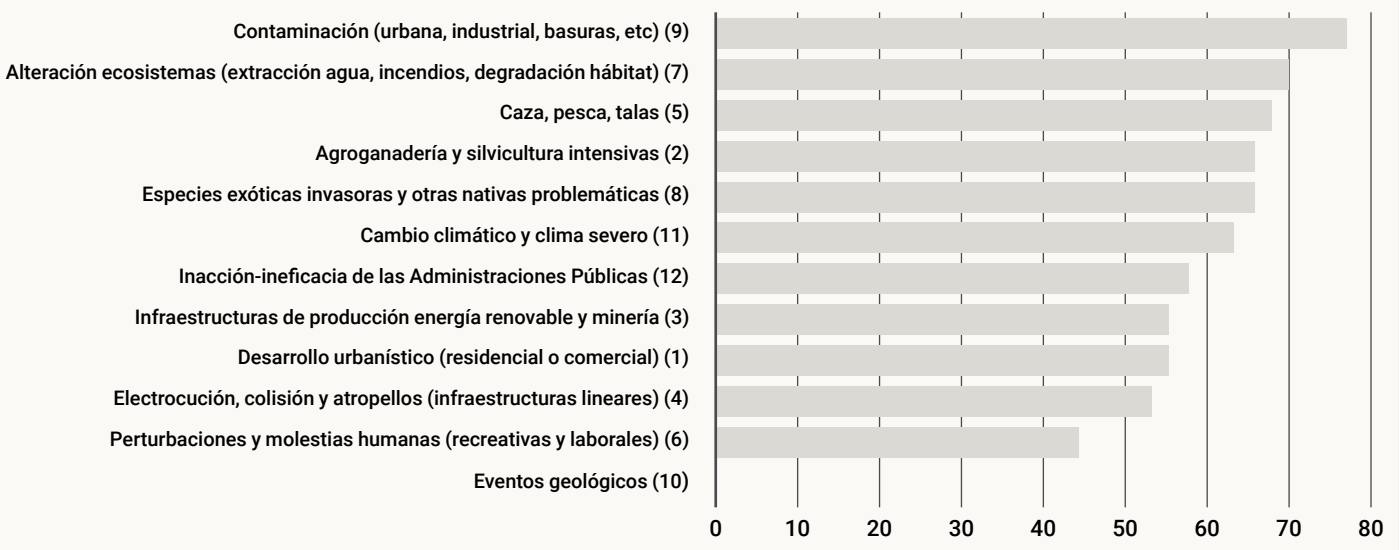


Gráfico 9. Porcentaje de especies de aves del *Libro Rojo* catalogadas como "En Peligro" sobre las que tienen impacto las amenazas de primer nivel del Esquema de Clasificación de Amenazas de la UICN. Entre paréntesis, el código del grupo de amenazas en el sistema de clasificación de la UICN.

AMENAZAS SPS EN	% ESPECIES AMENAZADAS	Nº SPS (n=37)
Eventos geológicos (10)	0,00	0
Desarrollo urbanístico (residencial o comercial) (1)	54,05	20
Electrocución, colisión y atropellos (infraestructuras lineares) (4)	51,35	19
Infraestructuras de producción energía renovable y minería (3)	54,05	20
Inacción-Ineficacia de las Administraciones Públicas (12)	56,76	21
Perturbaciones y molestias humanas (recreativas y laborales) (6)	43,24	16
Caza, pesca, talas (5)	67,57	25
Especies exóticas invasoras y otras nativas problemáticas (8)	64,86	24
Agroganaderia y silvicultura intensivas (2)	64,86	24
Cambio climático y clima severo (11)	62,16	23
Alteración ecosistemas (extracción agua, incendios, degradación hábitat) (7)	70,27	26
Contaminación (urbana, industrial, basuras, etc.) (9)	75,68	28

Tabla 23. Amenazas del primer nivel del Esquema de Clasificación de Amenazas de la UICN con el porcentaje y número de especies de aves del *Libro Rojo* catalogadas como "En Peligro" (EN) sobre las que tienen impacto. Entre paréntesis, el código del grupo de amenazas en el sistema de clasificación de la UICN.



© Javier Milla

En el caso de las especies catalogadas como “En Peligro”, las mayores amenazas vuelven a ser la contaminación, en orden del porcentaje de especies afectadas, la alteración de los ecosistemas, las prácticas cinegéticas, las especies exóticas invasoras, la agroganadería intensiva y el cambio climático (Gráfico y Tabla 23).

Y, por último, para las especies incluidas dentro de la categoría “Vulnerable”, la mayor amenaza vuelve a ser la contaminación, en orden del porcentaje de especies afectadas, seguida de la alteración de los ecosistemas, las prácticas agroganaderas intensivas y las perturbaciones y molestias humanas (Gráfico 10 y Tabla 24).

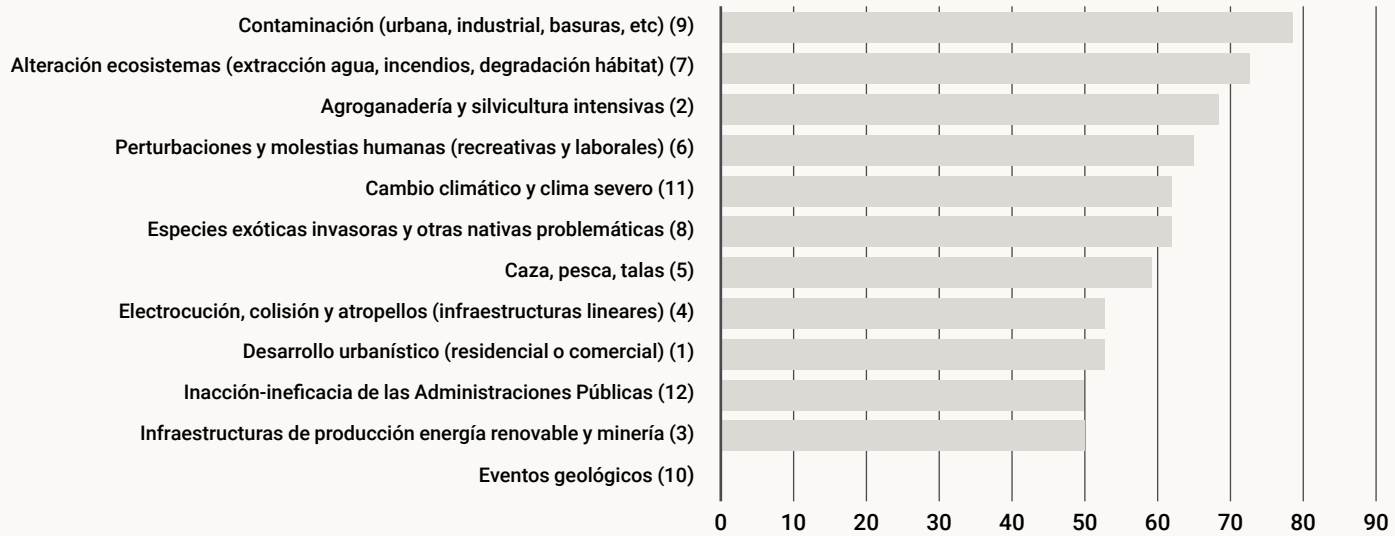


Gráfico 10. Porcentaje de especies de aves del *Libro Rojo* catalogadas como "Vulnerable" sobre las que tienen impacto las amenazas de primer nivel del Esquema de Clasificación de Amenazas de la UICN. Entre paréntesis, el código del grupo de amenazas en el sistema de clasificación de la UICN.

AMENAZAS SPS VU	% ESPECIES AMENAZADAS	Nº SPS (n=32)
Contaminación (urbana, industrial, basuras, etc.) (9)	78,13	25
Alteración ecosistemas (extracción agua, incendios, degradación hábitat) (7)	71,88	23
Agroganaderia y silvicultura intensivas (2)	68,75	22
Perturbaciones y molestias humanas (recreativas y laborales) (6)	65,63	21
Especies exóticas invasoras y otras nativas problemáticas (8)	62,50	20
Cambio climático y clima severo (11)	62,50	20
Caza, pesca, talas (5)	59,38	19
Desarrollo urbanístico (residencial o comercial) (1)	53,13	17
Electrocución, colisión y atropellos (infraestructuras lineares) (4)	53,13	17
Infraestructuras de producción energía renovable y minería (3)	50,00	16
Inacción-Ineficacia de las Administraciones Públicas (12)	50,00	16
Eventos geológicos (10)	0,00	0

Tabla 24. Amenazas del primer nivel del Esquema de Clasificación de Amenazas de la UICN con el porcentaje y número de especies de aves del *Libro Rojo* catalogadas como "Vulnerable" (VU) sobre las que tienen impacto. Entre paréntesis, el código del grupo de amenazas en el sistema de clasificación de la UICN.

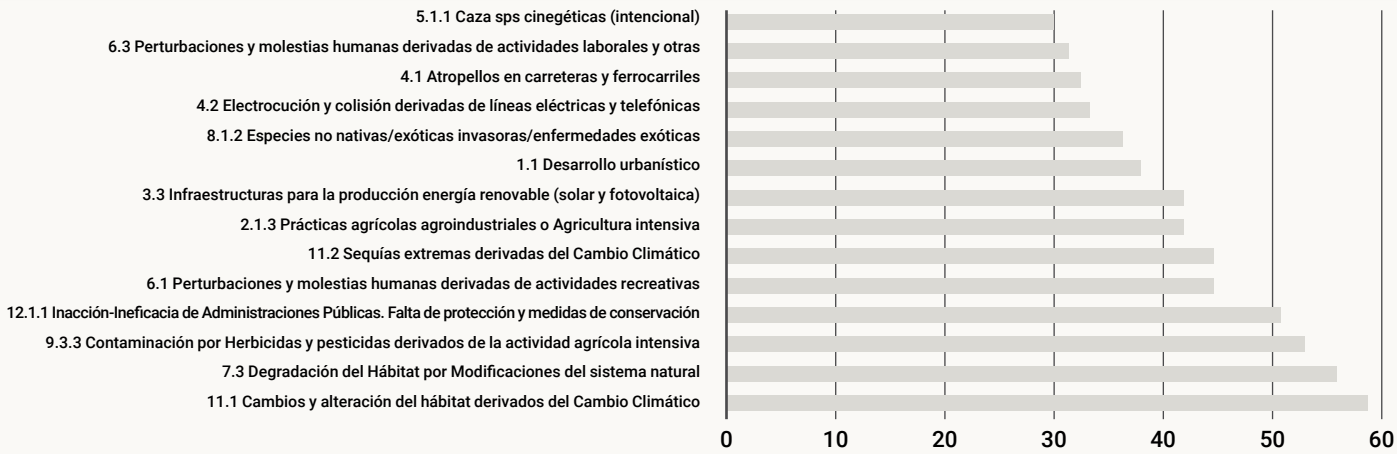


Gráfico11. Tipos y subtipos de amenazas que afectan a un mayor número de especies, teniendo en cuenta aquellas amenazas que afectan al menos al 30 % de las especies del *Libro Rojo* que han sido evaluadas.

AMENAZAS	Nº SPS	% DEL TOTAL SPS (n=97)
11.1. Cambios y alteración del hábitat derivados del cambio climático	57	59
7.3. Degradación del hábitat por modificaciones del sistema natural	54	56
9.3.3. Contaminación por herbicidas y pesticidas derivados de la actividad agrícola intensiva	51	53
12.1.1. Inacción-Ineficacia de Administraciones Públicas. Falta de protección y medidas de conservación	49	51
6.1. Perturbaciones y molestias humanas derivadas de actividades recreativas	43	44
11.2. Sequías extremas derivadas del cambio climático	43	44
2.1.3. Prácticas agrícolas agroindustriales o agricultura intensiva	41	42
3.3. Infraestructuras para la producción energía renovable (solar y fotovoltaica)	41	42
1.1. Desarrollo urbanístico	37	38
8.1.2. Especies no nativas/exóticas invasoras/enfermedades exóticas	36	37
4.2. Electrocución y colisión derivadas de líneas eléctricas y telefónicas	32	33
4.1. Atropellos en carreteras y ferrocarriles	31	32
6.3. Perturbaciones y molestias humanas derivadas de actividades laborales y otras	30	31
5.1.1. Caza de especies cinegéticas (intencional)	29	30

Tabla 25. Tipos y subtipos de amenazas que afectan a un mayor número de especies, teniendo en cuenta aquellas amenazas que afectan al menos al 30 % de las especies del *Libro Rojo* que han sido evaluadas.

Si se analiza el siguiente nivel del Esquema de Clasificación de Amenazas de la UICN para evaluar qué tipos y subtipos de amenazas que afectan a un mayor número de especies, teniendo en cuenta aquellas amenazas que afectan al menos al 30 % de las especies del *Libro Rojo* que han sido evaluadas (n=97), en el Gráfico 11 y Tabla 25, se puede observar cómo cambia el orden de importancia de las amenazas que más afectan a las aves amenazadas, con respecto a los análisis de las amenazas mostrados anteriormente.

El tipo de amenaza que afecta a más especies son los cambios y las alteraciones derivadas del cambio climático, que impacta a casi un 60 % de las especies de aves evaluadas en el *Libro Rojo*, seguida, con más de un 50 % de las especies afectadas, por la degradación del hábitat producida por la alteración de los ecosistemas, la contaminación con productos químicos utilizados en la agricultura intensiva o la falta de protección o de medidas de conservación derivadas de la inacción o ineficacia de las administraciones públicas a la hora de reducir el riesgo de extinción de las especies.

A continuación, se describen las amenazas que presentan un impacto más negativo en las poblaciones de especies amenazadas por orden de importancia relativa, es decir, en función del número de especies de aves amenazadas que se ven afectadas por estos factores y la categoría de amenaza de estas. En la ficha de cada especie de esta edición, se hace una exposición más detallada de cómo afectan las diferentes amenazas a cada una de las especies analizadas.

● Contaminación

Se trata de la amenaza que afecta a un mayor número de aves amenazadas, llegando a impactar negativamente en el 76 % de las especies (74). Esta amenaza está provocada principalmente por la agricultura, la caza, los efluentes industriales, los vertidos y desechos urbanos e industriales y otras actividades humanas contaminantes.

Los plaguicidas, como herbicidas e insecticidas, de uso masivo en determinadas prácticas agrícolas intensivas, han provocado la reducción de los insectos, presa para muchas especies de aves insectívoras, además de causar efectos colaterales por la exposición a los plaguicidas para las aves, como pueden ser una reducción de su potencial reproductor.

Las semillas recubiertas por pesticidas (insecticidas y fungicidas) utilizadas de manera generalizada para las siembras de cultivos herbáceos (“semillas blindadas”), suponen también un grave riesgo para las aves. La ingestión de estas semillas recubiertas de compuestos químicos puede tener efectos letales y subletales en las aves, afectando a su condición corporal, fisiología, inmunología, coloración, a su sistema reproductor, llegando incluso a producirles la muerte.

La contaminación de los suelos y zonas húmedas causada por plomo procedente de actividades cinegéticas –entre 5.000-6.000 toneladas de plomo se depositan cada temporada cinegética procedentes de

los millones de cartuchos que se disparan–, también provoca impacto sobre los hábitats y las especies, especialmente grave en numerosas especies de aves acuáticas y en las aves carroñeras, por el consumo de piezas de caza abatidas.

La contaminación por hidrocarburos en el mar tiene consecuencias severas cuando coincide, en el tiempo y el espacio, con una zona de congregación de aves marinas o si los vertidos se producen cerca de las zonas de alimentación o de las colonias de cría.

Los daños (incluso mortalidad) de la contaminación por plásticos, bien por ingestión, o por quedarse enredadas en estructuras de plástico, cada vez son más frecuentes en aves marinas. Además, la ingestión de microplásticos es cada vez más habitual y afecta a un mayor número de aves de diferentes medios, con efectos perjudiciales para sus sistemas endocrino y digestivo, principalmente.

La contaminación por metales pesados, radioisótopos y plaguicidas, se detecta cada vez más frecuentemente en huevos, pollos, y plumas de muchas aves analizadas, con niveles de contaminantes considerablemente muy altos y peligrosos. Además, existe un aumento de la contaminación difusa por excedentes de nutrientes derivados de la intensificación agraria en el entorno de muchos humedales, que provocan la contaminación de las aguas, con la consiguiente degradación del hábitat y potencial toxicidad directa.

Por último, la contaminación lumínica afecta principalmente a los jóvenes de muchas aves marinas al abandonar el nido, momento en que pueden verse desorientados y atraídos por las luces costeras de núcleos urbanos e infraestructuras, acabando en tierra firme en zonas desfavorables donde corren el riesgo de ser depredados o atropellados, o simplemente de colisionar y quedar incapacitados para el vuelo. Algunas de las especies amenazadas más afectadas por esta amenaza son la espátula común, el petrel de Bulwer, el alcaudón real, la pardela balear, la pardela cenicienta canaria, el porrón pardo y el porrón europeo, entre otras.

- **Alteración de ecosistemas o de hábitats**

Aunque muchas de las amenazas integradas en otros grupos o tipos podrían adscribirse a este grupo, las alteraciones de los ecosistemas se refieren, en concreto, a las alteraciones derivadas de los incendios, la gestión y uso del agua, y a las degradaciones o transformaciones del hábitat en sí mismo. Afecta a un 70 % de las especies amenazadas (68 especies), especialmente a las aves más ligadas a humedales de diversa naturaleza. La desecación y drenaje de humedales, la destrucción de los bosques de ribera o, la sobreexplotación de los acuíferos hacen que hábitats de gran importancia para las aves amenazadas desaparezcan por completo o se transformen en otro tipo de ambientes menos propicios.

Por otra parte, los incendios, y especialmente aquellos que se producen durante la época de cría de las aves, resultan desastrosos para algunas especies ya que contribuyen a que desaparezcan la cubierta vegetal donde se alimentan y crían. Y aunque el fuego es un elemento natural de los ecosistemas, la recurrencia y severidad con que se están produciendo en los últimos años no permite que muchas especies se adapten o sobrevivan al fuego. Algunas de las especies amenazadas más afectadas por esta causa son la cigüeña negra, el porrón europeo, la focha moruna, la cerceta pardilla, el carricerín cejudo, el escribano palustre, el avetoro común, o la curruca rabilarga, entre otras.

Agroganadería y silvicultura intensivas

Las prácticas agrícolas, ganaderas y silvícolas intensivas, están afectando a un 66 % de las especies de aves amenazadas (64 especies).

La intensificación de determinadas prácticas agroganaderas y algunos de los condicionantes impuestos por la Política Agraria Común (PAC), además de provocar la contaminación de los ecosistemas, provoca la pérdida, fragmentación o transformación de los hábitats, suponiendouna de las principales causas de declive de las poblaciones de algunas especies propias de los agrosistemas. Las prácticas agrícolas intensivas que más han contribuido a la pérdida y transformación de los hábitats agroesteparios en España han sido: la reducción de superficies de barbecho e intensificación del mismo, la intensificación y abandono de los cultivos de cereal de secano, el incremento e intensificación de las superficies de cultivos de regadío, la desaparición setos, linderos y árboles dispersos, el incremento de la superficie de cultivos leñosos a costa de los herbáceos de secano, incluyendo la intensificación del viñedo (riego y emparrados) y del olivar, la reforestación de tierras agrarias y la destrucción de nidos durante las tareas agrícolas realizadas con maquinaria pesada, entre otras.

La disminución del pastoreo extensivo y su transformación en sistemas más intensivos y estabulados de explotación ganadera también está afectando negativamente a muchas especies de aves.

Además, las explotaciones silvícolas intensivas y las basadas en monocultivos de especies forestales exóticas invasoras como son las basadas en el cultivo de varias especies de eucaliptos o de especies foráneas de pinos, está siendo también una grave amenaza en el norte de España.

Algunas de las especies amenazadas más afectadas por esta causa son el sisón común, el aguilucho cenizo, el aguilucho pálido, el alcaudón común, el alimoche común, el cernícalo primilla, las gangas ortega e ibérica o el pico mediano, entre otras.

Cambio climático

Las consecuencias del calentamiento global y los efectos del cambio climático en general afectan a un 66 % de las especies amenazadas (64 especies). Eventos climáticos extremos a finales de primavera y principios de verano, con un elevado número de días con clima frío y lluvioso, puede provocar elevadas mortalidades de adultos y pollos de algunas especies por inanición. A su vez, situaciones de calor extremo en verano también pueden provocar altas tasas de mortalidad juvenil en polluelos. Sequías severas en los cuarteles de invernada también pueden provocar la disminución de la cantidad de insectos presa que aumenten las tasas de mortalidad de las aves insectívoras. Las olas de frío extremo durante la primavera también afectan notablemente a las poblaciones de muchas aves insectívoras amenazadas aumentando su mortalidad.

Es previsible que, en un escenario de aumento generalizado de las temperaturas debido al calentamiento global, las fechas de llegada y partida de las especies migratorias se vayan modificando y que muchas especies lleguen antes a la península ibérica y se marchen antes, cada vez. Esto podría acarrear problemas de sincronización entre las necesidades de las especies depredadoras y la aparición en el tiempo de sus recursos tráficos básicos.

Las variaciones climáticas drásticas en la temperatura y precipitaciones podrían afectar de manera significativa a la productividad de muchas especies de ambientes subestépicos o de agrosistemas, y especialmente a las que crían en el suelo.

Los fenómenos meteorológicos extremos propios de la situación que está causando el cambio climático podrían afectar gravemente a especies muy dependientes de las fluctuaciones de parámetros, como la cantidad y regularidad de las precipitaciones estacionales, en los que un aumento considerable de las temperaturas y un descenso de las precipitaciones durante el inicio del periodo reproductor implicaría el agotamiento de los recursos alimenticios antes del nacimiento de los pollos. De igual modo, la disponibilidad de agua, especialmente en verano, podría ser un factor limitante en los parámetros del ciclo de vida de muchas especies propias de la región mediterránea, particularmente en años de sequía.

Para muchas especies propias de ambientes de alta montaña se podría reducir considerablemente su área de distribución, hasta el punto de llegar a extinguirse si no pueden recurrir a migrar a otros territorios con hábitats subóptimos o no son capaces de adaptarse a vivir en ambientes subóptimos menos favorables. Y para numerosas aves marinas, una mayor frecuencia y virulencia de las tormentas, un aumento generalizado del nivel del mar y modificaciones en los ecosistemas marinos que provoquen una disminución de sus recursos tróficos, pueden afectar muy severamente a estas aves amenazadas.

Algunas de las especies amenazadas más afectadas por esta causa son el escribano cerillo, la perdiz pardilla, el roquero rojo, el paíño europeo o el vencejo común, entre otras.

● Actividades cinegéticas y caza ilegal

Las amenazas derivadas de la presión cinegética que sufren varias especies de aves, -con una media de 18 millones de aves abatidas cada temporada–, unida a determinadas actividades consideradas como caza ilegal, están afectando a un 63 % de las especies de aves amenazadas (61 especies).

Bien sea por una excesiva presión cinegética o porque determinadas prácticas cinegéticas autorizadas pueden llegar a solaparse en ocasiones con la época reproductora, la caza sobre especies que muestran un declive poblacional manifiesto está poniendo en riesgo las poblaciones de diversas especies de aves amenazadas. De hecho, el declive de muchas especies propias de los agrosistemas españoles, está asociado con el desarrollo de determinadas prácticas agrícolas intensivas, pero se ve agravado con una excesiva presión cinegética ejercida sobre especies que llevan años con un declive poblacional importante, lo que hace que estas prácticas cinegéticas sean insostenibles.

Por otro lado, se detecta que, en determinadas especies de aves amenazadas no cinegéticas, la persecución directa que conlleva la caza ilegal resulta ser la segunda causa de mortalidad directa, bien por disparos o por el uso de veneno.

Además, las prácticas cinegéticas pueden provocar de manera indirecta graves molestias para especies no cinegéticas debido a que se practican en la práctica totalidad del territorio estatal y en casi todas las épocas del año. En este sentido, cabe destacar el impacto de las autorizaciones excepcionales para cazar en la época primaveral y el periodo de la media veda, que coincide con el final de la época de cría de un número significativo

especies. A ello se añade el hecho de que las actividades cinegéticas contribuyen a aumentar la contaminación por plomo en los ecosistemas, como ya se indicó anteriormente.

Algunas de las especies amenazadas más afectadas son la perdiz roja, la codorniz común, la perdiz moruna, el milano real, la cerceta carretona o la grajilla occidental, entre otras.

● **Especies exóticas invasoras**

Las invasiones biológicas son una de las principales causas de pérdida de diversidad a nivel mundial, especialmente en ecosistemas insulares. En el caso de las aves amenazadas evaluadas en el *Libro Rojo*, esta amenaza impacta a un 60 % de las especies (59 especies).

Las especies exóticas invasoras pueden afectar a las aves amenazadas por depredación o por competencia. En el caso de las aves marinas, la depredación de pollos, huevos e incluso adultos a causa de vertebrados introducidos en los ecosistemas insulares suponen una de las mayores causas de mortalidad. Por otra parte, la competencia directa que ejercen determinadas especies de peces exóticos sobre los recursos tróficos de los que dependen algunas especies de aves acuáticas amenazadas hace que disminuyan esos recursos y que la calidad de los hábitats no sea la adecuada, lo que finalmente se traduce en el abandono de los territorios y en la pérdida de lugares de nidificación.

También puede resultar una amenaza la introgresión genética producida por la introducción de especies exóticas muy emparentadas con especies nativas con las que exista riesgo de cruzamiento.

Entre las especies amenazadas más afectadas por esta amenaza destacan la pardela balear, el porrón europeo, el paíño de Madeira, la codorniz común, la malvasía cabeciblanca o la pardela cenicienta atlántica, entre otras.

● **Perturbaciones y molestias humanas (recreativas y laborales)**

Este factor afecta a casi el 55 % de las especies amenazadas (53 especies) y está producido bien por el auge de determinadas actividades deportivas y recreativas en la naturaleza o por el desarrollo de actividades laborales mal planificadas. Además de provocar posibles pérdidas de nidadas o abandono de nidos, puede derivar incluso en el abandono definitivo de territorios óptimos de cría, alimentación, descanso o dormidero. Una falta de regulación o una regulación ineficaz en lugares sensibles para las aves puede ser potencialmente perjudicial para las especies de aves amenazadas, especialmente con respecto al uso público del territorio, y en especial en lo que respecta al tránsito de personas fuera de pistas o caminos, a la proliferación de deportes de montaña y pistas de esquí, a los trabajos silvícolas y recogidas de leñas, a las competiciones deportivas masivas, a la escalada y el parapente, a la pesca recreativa y actividades náuticas recreativas y a la observación y fotografía de fauna.

Algunas de las especies amenazadas más afectadas por esta causa son el águila pescadora, el águila perdicera, el alimoche común, el mochuelo boreal, el ostrero euroasiático, la gaviota de Audouin o el cormorán moñudo.

● Infraestructuras de producción de energía renovable y de minería

La falta de una planificación previa, que ordene el despliegue de plantas de generación renovable, facilitando su compatibilidad con la conservación de la biodiversidad, es una de las principales causas que hacen de centrales eólicas y fotovoltaicas proyectadas sobre espacios de alto valor ecológico una creciente y cada vez más relevante amenaza, a la que se une el desarrollo de sus infraestructuras asociadas (líneas eléctricas, pistas, carreteras, caminos y centros de transformación). Según las conclusiones de los especialistas, supone una importante y creciente amenaza para un 51,55 % de las especies amenazadas analizadas (50 especies), bien porque provoca la pérdida, degradación y fragmentación de los hábitats donde se instalan o porque puede causar la mortalidad directa de las aves por colisión con los aerogeneradores o sus líneas eléctricas asociadas. La falta de un adecuado seguimiento y vigilancia de las centrales ya instaladas también es un factor de amenaza para las aves.

Los autores constatan el impacto que ya se está produciendo en el medio terrestre, donde el despliegue renovable está avanzado y generalizado, y alertan sobre el posible traslado de la amenaza en tierra al medio marino, donde el despliegue se está planificando. Del mar depende un importante número de las especies que se incluyen en el presente *Libro Rojo*.

Además, la instalación de centrales eólicas en zonas de paso migratorio –especialmente, en las zonas montañosas del país–, estaría afectando a las aves en sus desplazamientos migratorios, por lo que además tendrían un grave impacto en parte del flujo de ejemplares procedentes de otras poblaciones continentales de paso por la península ibérica.

Por otro lado, cuando no existe una adecuada planificación y las ubicaciones de estas instalaciones de generación de energía a escala industrial se realizan en zonas importantes para las aves (reproducción, alimentación, dormidero, migración, etc.), se puede provocar no solo un aumento de la mortalidad directa de las aves, sino también la destrucción del hábitat donde son instaladas las infraestructuras, reduciendo y fragmentando las zonas de cría, alimentación o invernada.

El sisón común, el urogallo común, la alondra ricotí, la alondra común, las gangas ortega e ibérica o el alimoche común figuran entre las especies amenazadas más afectadas.

● Inacción-Ineficacia de las Administraciones Públicas

Esta amenaza impacta a un 50 % de las especies amenazadas (49 especies). En este grupo, se englobarían cuestiones como deficiencias en la designación de espacios protegidos o la falta de declaración de estos, especialmente en el caso de las ZEPA, así como la falta de implementación de medidas específicas para la protección de las especies, como pueden ser la prohibición de la caza de especies en declive o de las que no se tienen datos de su tendencia y tamaño poblacional, la ausencia de catálogos autonómicos de protección de especies amenazadas o la inadecuada catalogación de estas en los catálogos aprobados, son factores indirectos que afectan a la viabilidad futura de las poblaciones de aves amenazadas.

La carencia de los preceptivos planes de recuperación y conservación para esas especies o de las estrategias nacionales de conservación, así como la falta de revisión y actualización de estos planes o estrategias, también formarían parte de este apartado, al igual que otras situaciones como aquellas relativas a políticas

inadecuadas para fomentar una gestión sostenible de las áreas de cultivo o que regulen o prohíban el uso de sustancias biocidas.

Además, y a pesar de la protección estricta de los nidos de las aves garantizada por la Directiva 2009/147/CE relativa a la conservación de las aves silvestres (Directiva de Aves) y la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, numerosas administraciones autonómicas están autorizando la retirada de nidos, basándose en el régimen de excepciones que contemplan estas dos normas, pero sin que aparentemente se cumplan los requisitos que la legislación exige para aplicar este tipo de excepcionalidad y sin tener en cuenta que pueden existir, tal y como indica la legislación, otras soluciones satisfactorias diferentes a la destrucción de los nidos.

Por último, se incluyen en este apartado los retrasos en la implementación, por parte del órgano competente, de dos normas de especial relevancia para la conservación de las aves: el Real Decreto 1432/2008, de 29 de agosto, por el que se establecen medidas para la protección de la avifauna contra la colisión y la electrocución en líneas eléctricas de alta tensión, actualmente en revisión, y el Real Decreto 1632/2011, de 14 de noviembre, por el que se regula la alimentación de determinadas especies de fauna silvestre con subproductos animales no destinados a consumo humano.

Entras las especies afectadas por este tipo de amenaza, destacan el urogallo común, la tórtola europea, la golondrina común, la alondra ricotí, el milano real, el alimoche común, el quebrantahuesos o el cormorán moñudo, entre otras.



© LuisMartinezMartinez

● **Electrocución, colisión y atropellos (infraestructuras lineales)**

Afecta a un 46 % de las especies de aves amenazadas (45 especies).

La muerte por colisión y electrocución de aves en líneas eléctricas sigue siendo la principal causa de mortalidad para algunas especies de grandes rapaces y, cada año, podrían estar muriendo por estas causas millones de aves en España.

El aumento del número de kilómetros de autovías y carreteras que ha sufrido España en las últimas décadas también podría provocar que haya habido un significativo aumento del número de muertes de aves por atropellos ya que algunas las poblaciones de aves pueden ser muy sensibles a estas amenazas cuando sus territorios son atravesados por carreteras muy transitadas.

Algunas de las especies amenazadas más afectadas por esta causa son el águila perdicera, el águila imperial ibérica, el chotacabras cuellirrojo, la avutarda hubara canaria o la avutarda euroasiática, entre otras.

● **Desarrollo urbanístico (residencial o comercial)**

Afecta a un 4 1% de las especies amenazadas (40 especies) y se suele producir por la expansión y proliferación de edificaciones o instalaciones comerciales, industriales o turísticas en el hábitat propio de las especies amenazadas con la consiguiente pérdida o fragmentación de estos hábitats. En muchos casos provoca la pérdida completa del hábitat, pero también puede acarrear que aumenten otro tipo de amenazas, como contaminación, molestias y perturbación por el aumento de la presencia de personas, y aumento de la instalación de infraestructuras asociadas como caminos, carreteras, líneas eléctricas, etc.

Algunas de las especies amenazadas más afectadas por esta amenaza son el martín pescador, el lagópodo alpino, la perdiz pardilla, el charrán patinegro o el alcotán europeo, entre otras.

5. MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES. PROTECCIÓN Y CONSERVACIÓN DE LAS AVES EN ESPAÑA

Tras analizarlas diferentes medidas o actuaciones de conservación adoptadas por las diferentes administraciones públicas con competencia en materia de protección de especies, y evaluar si estas medidas se corresponden con las acciones y subacciones recomendadas por la UICN de acuerdo con el esquema *Conservation Actions In-Place Classification Scheme 2.0* (UICN, 2012), se concluye que ninguna especie de la avifauna evaluada y amenazada cuenta con todas las medidas legales necesarias para garantizar su conservación.

Del análisis del conjunto de las medidas adoptadas por las administraciones para mejorar el estado de conservación de las diferentes especies se puede concluir que existe una insuficiente protección de la avifauna española, una falta de instrumentos adecuados de gestión, una insuficiente designación de espacios protegidos que alberguen las principales poblaciones de las especies más amenazadas, escasos recursos para el seguimiento y evolución de las poblaciones de aves, escasas medidas de divulgación y sensibilización sobre las especies de aves amenazadas y su problemática, y una urgente necesidad de actualización y adecuación de los catálogos autonómicos de protección de especies al Catálogo Español de Especies Amenazadas (CEEA), así como de este con la información sobre la catalogación de las especies que incluyen las listas y libros rojos.

5.1. Medidas legislativas de protección de especies

Serían las medidas de protección legal a nivel internacional, estatal y autonómico (incluso podrían ser a nivel municipal, aunque son menos frecuentes) que se desarrollan como consecuencia de la inclusión de las especies dentro de los respectivos catálogos de protección de las especies amenazadas.

Para atender adecuadamente las prioridades de conservación sería relevante que el *Libro Rojo* fuese una referencia clave en el proceso de catalogación estatal de las especies amenazadas, así como en los respectivos catálogos regionales. Los resultados de trabajos como el presente *Libro* y Lista Roja ponen de relieve la necesidad de otorgar protección legal a las especies considerando las categorías asignadas en función de su riesgo de extinción. Deben valorarse, además, otros posibles aspectos como la responsabilidad de España en la conservación de una especie a nivel europeo y mundial, garantizar la protección de endemismos exclusivos, prioridades de conservación en función de valores culturales o sociales, etc.

El CEEA cuenta actualmente con dos categorías de amenaza: "En Peligro de Extinción" (E) y "Vulnerable" (V). Se considera que un taxón cuenta con un grado de protección adecuado en dicho catálogo cuando tiene lugar la siguiente equivalencia entre las categorías de la UICN del *Libro Rojo* y las correspondientes categorías del catálogo: CR= E; EN= E; VU= V.

En la Tabla 26 y en el Gráfico 12 puede observarse que el nivel de protección legal adecuada para la avifauna española amenazada (CR, EN, VU) a escala estatal es de tan solo un 32 %, es decir, menos de la tercera parte de la avifauna amenazada cuenta con una protección legal adecuada en el país. Dentro de los taxones catalogados en el *Libro Rojo* como "En Peligro Crítico", el nivel de protección es algo mayor, un 55,5 %, aunque sigue siendo deficiente. Sin embargo, este nivel de protección legal es muy bajo en el caso de los taxones que catalogan como "En Peligro", ya que únicamente supone el 16,2 % de las especies catalogadas con esta categoría. Y tan solo el 37,5 % de las especies catalogadas como "Vulnerables" cuentan con esta catalogación legal a nivel estatal.

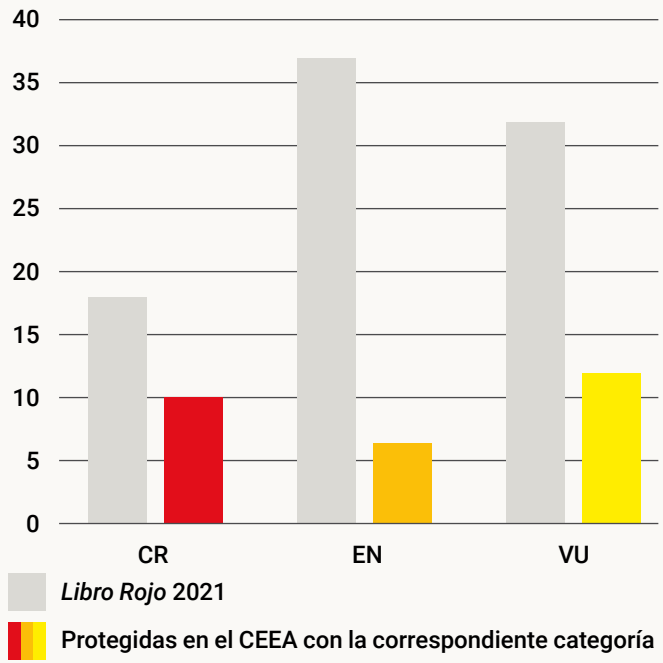


Gráfico 12. Número de especies de aves amenazadas (CR, EN, VU) que cuentan con un nivel adecuado de protección en el Catálogo Español de Especies Amenazadas.

CATEGORÍA	*LIBRO ROJO* 2021	Protegidas en el CEEA con la correspondiente categoría	% de especies del *LIBRO ROJO* 2021 protegidas en el CEEA
CR	18	10	55,5%
EN	37	6	16,2%
VU	32	12	37,5%
TOTAL	87	28	32,2%

Tabla 26. Nivel de protección legal en vigor de los taxones amenazados incluidos en la Lista Roja de las Aves (2021) dentro del Catálogo Español de Especies Amenazadas.



Es urgente, por tanto, adecuar el Catálogo Español de Especies Amenazadas para garantizar la protección de las especies más amenazadas del *Libro Rojo*, ya que casi un 70% de las especies amenazadas no cuentan con ese nivel adecuado de protección a nivel estatal.

En el ámbito estatal hay además un conjunto de 243 especies de aves que cuentan con protección legal, al estar incluidas dentro del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (LESPRE). Dentro de ese listado destaca la ausencia de unas 20 especies cuya inclusión no se ha contemplado al tratarse, en su mayor parte, de especies consideradas cinegéticas. Entre ellas, figuran taxones catalogadas de acuerdo con las categorías de la UICN como "En Peligro" o "Vulnerables", cuestión que puede agravar su riesgo de extinción.

En cuanto a la protección legal a nivel autonómico, el potencial impacto para las especies es elevado en aquellas regiones que no cuentan con listado regional o que cuentan con catálogos desactualizados o desalineados con la normativa estatal, los estándares de la UICN o con el conocimiento científico.

5.2. Medidas de planificación y seguimiento

Se trata de medidas como la elaboración de planes de recuperación, conservación o manejo de las especies, que permitan identificar y priorizar las actuaciones para mejorar el estado de las especies, así como ordenar y orientar otras políticas sectoriales que puedan afectarles. Se incluyen también las actuaciones para el seguimiento y estudio de la evolución de estado de las poblaciones de manera que pueda evaluarse la eficacia de las medidas desarrolladas o la necesidad de reforzar las actuaciones de conservación.

Con respecto a medidas adoptadas por las administraciones, como pueden ser las estrategias estatales de conservación o los planes de recuperación, conservación, manejo o gestión, en la Tabla 27 se incluye un resumen con la información sobre este tipo de estrategias o planes que en la actualidad han aprobado las diferentes administraciones autonómicas y estatal, para las especies que cuentan con esta herramienta de conservación. Se ha incluido también aquellas especies que cuentan con planes de acción a nivel europeo que incluyen a España dentro del ámbito de desarrollo de dichos planes.

Nombre científico	ESTRATEGIA ESTATAL	AND	ARA	AST	BAL	CANA	CANT	CAT	CLM	CYL	EUSK	EXT	GAL	MUR	NAV	RIO	VAL	Planes Acción Comisión Europea	Planes Acción AEWA	Planes Manejo Especies Cinegéticas Comisión Europea
Aquila adalberti	2001/2018	PR-2011							PR-2003	PR-2003		PR-2005						SAP-2008		
Pandion haliaetus		PCAH-2012			PC-2007															
Aquila chrysaetos				PC-2001																
Aquila fasciata			PR-2011(Modif.2013)		PRE-2009				PR-2016	PC-2006	PG-2001	PCH-2005		PR-2012/PR-2016	PR-1996	PR-2009/PR-2016		SAP-1997		
Circus pygargus		PC-2011														PGAE-2014				
Circus aeruginosus																	PR-2017			
Limosa limosa																			ISAP-2008	EU-MP-2007

Nombre científico	ESTRATEGIA ESTATAL	AND	ARA	AST	BAL	CANA	CANT	CAT	CLM	CYL	EUSK	EXT	GAL	MUR	NAV	RIO	VAL	Planes Acción Comisión Europea	Planes Acción AEWA	Planes Manejo Especies Cinegéticas Comisión Europea
Neophron percnopterus majorensis						PR-2006														
Neophron percnopterus percnopterus		PR-2011		PM-2001	PC-2008											PC-2014		SAP-2008		
Alauda arvensis																				EU-MP-2007
Chersophilus duponti		PC-2011																SAP-2008		
Anas acuta																				EU-MP-2007
Anser erythropus																		SAP-1996	ISAP-2008	
Tringa totanus																				EU-MP-2009

Nombre científico	ESTRATEGIA ESTATAL	AND	ARA	AST	BAL	CANA	CANT	CAT	CLM	CYL	EUSK	EXT	GAL	MUR	NAV	RIO	VAL	Planes Acción Comisión Europea	Planes Acción AEWA	Planes Manejo Especies Cinegéticas Comisión Europea
Vanellus vanellus																				EU-MP-2009
Botaurus stellaris		PRAH-2012			PR-2007			PR-2004									PR-2017	SAP-1999		
Riparia riparia				PM-1993							PG-2000									
Otis tarda		PR-2011															PAC-2005	SAP-2009		
Chlamydotis undulata fuerteventurae																		SAP-1995		
Accipiter gentilis				PM-2002																
Branta ruficollis																		SAP-2010		

Nombre científico	ESTRATEGIA ESTATAL	AND	ARA	AST	BAL	CANA	CANT	CAT	CLM	CYL	EUSK	EXT	GAL	MUR	NAV	RIO	VAL	Planes Acción Comisión Europea	Planes Acción AEWA	Planes Manejo Especies Cinegéticas Comisión Europea
Aegypius monachus		PC-2011			PM-2007			PRE-2005-2009	PC-2003			PCH-2005						SAP-1996		
Porphyrio porphyrio																		SAP-1999		
Coracias garrulus																		SAP-2008		
Acrocephalus paludicola																		SAP-2008		
Marmaronetta angustirostris	2013	PRAH-2012			PR-2007												PR-2017	SAP-2008		
Falco vespertinus																		NP-2009		
Falco naumanni			PCH-2010											PR-2012		PGAE-2014	PAC-2005	SAP-2010		

Nombre científico	ESTRATEGIA ESTATAL	AND	ARA	AST	BAL	CANA	CANT	CAT	CLM	CYL	EUSK	EXT	GAL	MUR	NAV	RIO	VAL	Planes Acción Comisión Europea	Planes Acción AEWA	Planes Manejo Especies Cinegéticas Comisión Europea
Sterna dougallii																		SAP-1999		
Charadrius alexandrinus													PC-2014							
Pluvialis apricaria																				EU-MP-2009
Ciconia nigra									PR-2003	PR-1995										
Coturnix coturnix																				EU-MP-2009
Phalacrocorax aristotelis aristotelis				PM-2001							PG-2006									
Phalacrocorax aristotelis desmarestii					PM-2007												PAC-2009	SAP-1999		

Nombre científico	ESTRATEGIA ESTATAL	AND	ARA	AST	BAL	CANA	CANT	CAT	CLM	CYL	EUSK	EXT	GAL	MUR	NAV	RIO	VAL	Planes Acción Comisión Europea	Planes Acción AEWA	Planes Manejo Especies Cinegéticas Comisión Europea
Cursorius cursor cursor																		SAP-1999		
Emberiza schoeniclus lusitanica													PR-2013				PR-2017			
Platalea leucorodia																			ISAP-2008	
Fulica cristata	2007/2013	PRAH-2012			PR-2007													SAP-1999		
Chlidonias niger		PRAH-2012																		
Pterocles alchata		PC-2011														PGAE-2014	PAC-2005			
Ardeola ralloides		PRAH-2012			PR-2007															

Nombre científico	ESTRATEGIA ESTATAL	AND	ARA	AST	BAL	CANA	CANT	CAT	CLM	CYL	EUSK	EXT	GAL	MUR	NAV	RIO	VAL	Planes Acción Comisión Europea	Planes Acción AEWA	Planes Manejo Especies Cinegéticas Comisión Europea
Accipiter nisus granti																		BMS-1999		
Larus canus																				EU-MP-2009
Larus audouinii					PC-2008			PR-2004									PR-2005	SAP-1996		
Larus minutus																				
Larus genei																	PAC-2009			
Bonasa bonasia								PRE-2011												
Crex crex																		SAP-1996	ISAP-2006	

Nombre científico	ESTRATEGIA ESTATAL	AND	ARA	AST	BAL	CANA	CANT	CAT	CLM	CYL	EUSK	EXT	GAL	MUR	NAV	RIO	VAL	Planes Acción Comisión Europea	Planes Acción AEWA	Planes Manejo Especies Cinegéticas Comisión Europea
Falco biarmicus																		SAP-1999		
Falco eleonorae																	PAC-2009	SAP-1999		
Falco peregrinus				PM-2002																
Geronticus eremita																			ISAP-2006	
Oxyura leucocephala	2005/2013	PRAH-2012			PR-2007				PR-1995					PR-2016			PR-2005	SAP-1996	ISAP-2006	
Milvus milvus		PC-2011			PR-2008													SAP-2009		
Melanitta fusca																				EU-MP-2007

Nombre científico	ESTRATEGIA ESTATAL	AND	ARA	AST	BAL	CANA	CANT	CAT	CLM	CYL	EUSK	EXT	GAL	MUR	NAV	RIO	VAL	Planes Acción Comisión Europea	Planes Acción AEWA	Planes Manejo Especies Cinegéticas Comisión Europea
Pterocles orientalis		PC-2011														PGAE-2014	PAC-2005			
Haematopus ostralegus				PCH-1995																
Hydrobates pelagicus				PM-2001							PG-2006						PAC-2009			
Columba junoniae																		SAP-1995		
Columba bollii																		SAP-1995		
Puffinus mauretanicus	2005				PR-2004													SAP-2011		
Calonectris diomedea diomedea																	PAC-2009			

Nombre científico	ESTRATEGIA ESTATAL	AND	ARA	AST	BAL	CANA	CANT	CAT	CLM	CYL	EUSK	EXT	GAL	MUR	NAV	RIO	VAL	Planes Acción Comisión Europea	Planes Acción AEWA	Planes Manejo Especies Cinegéticas Comisión Europea
Netta rufina																				EU-MP-2007
Perdix perdix hispaniensis																PR-2001; PR-2014				
Dendrocopos medius				PCH-2002																
Dendrocopos major thanneri																		SAP-1999		
Dendrocopos major canariensis																		SAP-1999		
Fringilla teydea polatzeki						PR-2005												SAP-1995		
Fringilla teydea teydea																		SAP-1995		

Nombre científico	ESTRATEGIA ESTATAL	AND	ARA	AST	BAL	CANA	CANT	CAT	CLM	CYL	EUSK	EXT	GAL	MUR	NAV	RIO	VAL	Planes Acción Comisión Europea	Planes Acción AEWA	Planes Manejo Especies Cinegéticas Comisión Europea
Aythya marila																				EU-MP-2009
Aythya nyroca		PRAH-2012																SAP-1997	ISAP-2006	
Gypaetus barbatus	2000	PR-2011	PR-2003					PR-1994			PG-2006 (ANULADO)				PR-1995			SAP-1997		
Tetrax tetrax		PC-2011														PR-2000; PGAE-2014	PAC-2005	SAP-2010		
Turnix sylvatica		PR-2011																		
Streptopelia turtur																		SAP-2018		EU-MP-2007
Tetrao urogallus cantabricus	2004			PCH-2003 (ANULADO)			PR-2014			PR-2009										

Nombre científico	ESTRATEGIA ESTATAL	AND	ARA	AST	BAL	CANA	CANT	CAT	CLM	CYL	EUSK	EXT	GAL	MUR	NAV	RIO	VAL	Planes Acción Comisión Europea	Planes Acción AEWA	Planes Manejo Especies Cinegéticas Comisión Europea
Tetrao urogallus aquitanicus	2005		PCH-2015																	
Numenius tenuirostris																		SAP-1996		
Numenius arquata				PC-2002																EU-MP-2007

Tabla 27. Especies de aves que cuentan Estrategias de Conservación o Planes de Acción a nivel estatal, autonómico o europeo. Se indica el tipo de Plan y el año de aprobación (PRE: Plan Reintroducción; PR: Plan Recuperación; PC: Plan Conservación; PCH: Plan Conservación Hábitat; PM: Plan Manejo; PG: Plan Gestión; PAC: Plan Acción Conservación; SAP: Community species action plan prepared; EU-MP: European Union Management Plan; BMS: Community brief management statement prepared; NP: No Community plan yet; ISAP: International Species Action Plan). La Comunidad de Madrid no tiene ningún plan de acción para aves.

Del análisis del estado de conservación de las especies de aves españolas y de su actual catalogación legal se puede concluir que, de las 22 especies que se encuentran incluidas a nivel estatal dentro del CEEA, catalogadas como “En Peligro de Extinción” y que tendrían que contar con la preceptiva estrategia de conservación nacional, únicamente siete tienen una estrategia aprobada, y aunque todas cuentan con una vigencia teórica indefinida, requieren de una revisión y actualización periódica para dotarlas de validez, rigor y utilidad. Sin embargo, tan solo una de ellas ha sido revisada, la Estrategia de Conservación del Águila imperial ibérica, estando las otras 6 obsoletas (Tabla 28). El urogallo pirenaico aparece catalogado como “Vulnerable” en el catálogo estatal y cuenta con una estrategia de conservación aprobada en 2005, también obsoleta.

Nombre común	Nombre científico	ESTRATEGIA CONSERVACIÓN	CUENTA CON REVISIÓN
Águila imperial ibérica	*Aquila adalberti*	2001/2018	SI
Alcaudón chico	*Lanius minor*	NO	
Alimoche canario	*Neophron percnopterus majorensis*	NO	
Arao común	*Uria aalge albionis*	NO	
Avetoro común	*Botaurus stellaris*	NO	
Avutarda hubara africana	*Chlamydotis undulata fuerteventurae*	NO	
Cerceta pardilla	*Marmaronetta angustirostris*	2013	NO
Escribano palustre iberoccidental	*Emberiza schoeniclus lusitanica*	NO	
Escribano palustre iberoriental	*Emberiza schoeniclus whiterbyi*	NO	
Focha moruna	*Fulica cristata*	2007/2013	NO
Fumarel común	*Chlidonias niger*	NO	
Halcón tagarote	*Falco peregrinus pelegrinoides*	NO	
Malvasía cabeciblanca	*Oxyura leucocephala*	2005/2013	NO
Milano real	*Milvus milvus*	NO	
Pardela balear	*Puffinus mauretanicus*	2005	NO
Pico dorsiblanco	*Dendrocopos leucotos*	NO	
Pinzón azul de Gran Canaria	*Fringilla teydea polatzeki*	NO	
Porrón pardo	*Aythya nyroca*	NO	
Quebrantahuesos	*Gypaetus barbatus*	2000	NO
Torillo andaluz	*Turnix sylvaticus*	NO	
Urogallo cantábrico	*Tetrao urogallus cantabricus*	2004	NO
Zarapito real	*Numenius arquata*	NO	

Tabla 28. Especies catalogadas como En Peligro de Extinción en el Catálogo Español de Especies Amenazadas y que requieran de la preceptiva Estrategia de Conservación a nivel estatal (el urogallo pirenaico también tiene estrategia de conservación aprobada), así como su revisión periódica.

Por otra parte, es preceptivo, de acuerdo con la Ley 42/2007, que las especies que se encuentran catalogadas a nivel estatal como "En Peligro de Extinción" y como "Vulnerable", tengan aprobados sus correspondientes planes de recuperación o conservación a nivel autonómico, en aquellas regiones donde habiten. De acuerdo con la catalogación a nivel estatal, 22 especies de aves deberían tener planes de recuperación regionales, y otras 31 especies deberían contar con planes de conservación. Sin embargo, en la actualidad ninguna especie cuenta con planes de recuperación o conservación en todas las autonomías donde habitan, y el grado de cumplimiento en la aprobación y aplicación de los diferentes planes es muy desigual por regiones, así como su grado de aplicación o actualización, destacando Andalucía, en cuanto al número de especies con planes aprobados (20), y la Comunidad de Madrid, que no cuenta con ningún plan de conservación o recuperación aprobado.

En cuanto a las actuaciones para el seguimiento y la evolución de estado de las poblaciones, hay disparidad en los recursos destinados por el Estado y las comunidades autónomas para desarrollar este tipo de medidas de conservación. Mientras que algunas regiones invierten en censos anuales de especies y financian la obtención de datos para contar con indicadores sobre la tendencia de las aves comunes o de sus poblaciones de especies cinegéticas, otras comunidades no cuentan con información o solo tienen datos del censo de aves acuáticas invernantes. El grado de aplicación de estas medidas es heterogéneo y, desde 2004, no constan actualizaciones, a pesar de la periodicidad de revisión cada cinco años que se deriva del cumplimiento del Real Decreto 556/2011, de 20 de abril, para el desarrollo del Inventario Español del Patrimonio Natural y la Biodiversidad.

5.3. Medidas de gestión y protección de espacios donde habitan las especies

Se trataría de medidas de conservación in situ, que deben incluirse en la planificación, mediante la designación y aprobación de espacios con el objetivo de mantener un estado de conservación favorable de las poblaciones de las especies amenazadas. Son medidas de gestión específicas a aplicar dentro de las áreas protegidas que cuenten con poblaciones de estas especies o mediante la custodia del territorio en espacios privados que alberguen poblaciones de dichas especies.

Estas áreas protegidas creadas para conservar los valores naturales que albergan, entre los que se encuentran las poblaciones de especies amenazadas, pueden ser de carácter internacional (Red Natura 2000, Reservas de la Biosfera, humedales Ramsar), de carácter estatal (Parques Nacionales y Reservas Marinas) o autonómico (Parques Naturales, Parques Regionales, Reservas, Monumentos Naturales, Microrreservas, etc.).

Para que realmente la protección de las poblaciones de aves sea efectiva en estos espacios, deben contar con herramientas de planificación y gestión que incluyan objetivos específicos, actuaciones de conservación a llevar a cabo (tanto de reducción de las amenazas directas como de mejora del hábitat), así como el presupuesto para desarrollarlas y mecanismos de seguimiento; pero no siempre es así. En cuanto a los planes o instrumentos de gestión de los espacios de la Red Natura 2000 en España –las Zonas Especiales de Conservación (ZEC) y las Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA)–, se han producido retrasos en su aprobación, acumulado al retraso previo en la elaboración de propuestas y declaración de los espacios. En los últimos años, se han



© J de la Puente SEO-BirdLife

acumulado múltiples aprobaciones y declaraciones y, de acuerdo con la evaluación de los especialistas, los planes no siempre se ajustan a las necesidades de conservación y no se ha facilitado adecuadamente una participación pública real y efectiva por su gran número, volumen y brevedad de plazos. A esto se une que mucho de los planes aprobados no contienen la información suficiente y necesaria para ser eficaces o responder a las obligaciones de la normativa.

Los instrumentos de gestión de los espacios protegidos incluidos en la Red Natura 2000 han de contemplar una serie de objetivos de conservación y unos indicadores para evaluar el estado de cumplimiento y la efectividad de los mismos, referidos a las especies que motivaron la declaración del espacio, como es el caso de las ZEPA. Los especialistas hacen constar la existencia de instrumentos de gestión que no cuentan con unos objetivos de conservación claramente definidos o con unos indicadores de seguimiento que garanticen la mejora del estado de conservación de las especies. Estos objetivos de conservación del lugar declarado se definen como los "niveles poblacionales de las diferentes especies, así como superficie y calidad de los hábitats que debe tener un espacio para alcanzar un estado de conservación favorable" (art. 3.25 de la Ley 42/2007), objetivos que, de acuerdo con la normativa, deberán ser numéricos (población, densidad, superficie, etc.). Los objetivos de conservación han de establecerse para todas las especies y tipos de hábitats de interés comunitario incluidos en los Anexos I y II de la Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres (Directiva de Hábitats).y en el Anexo I de la Directiva de Aves, siempre que tengan una presencia significativa en el lugar, así como para aquellas especies migratorias con presencia regular, basándose, además, en sus necesidades ecológicas.

En otros casos, se detecta que estos espacios de la Red Natura 2000 no cuentan todavía con los preceptivos instrumentos de gestión o incluyen partidas presupuestarias para desarrollar medidas de conservación de la biodiversidad no ajustadas a las necesidades. Y, por otra parte, hay una falta de designación de espacios de la Red Natura 2000, tanto en número como en extensión, por parte de las administraciones públicas tal y como ha manifestado la Comisión Europea. En el caso de la superficie declarada como ZEPA, para asegurar la conservación de las poblaciones de aves incluidas en el Anexo I de la Directiva de Aves, un número significativo de estas poblaciones de aves amenazadas si sitúan fuera de estos espacios declarados en la actualidad, por lo que su protección *in situ* puede no estar garantizada completamente.

En cuanto a los espacios naturales protegidos –a nivel autonómico–, no siempre fueron creados para la protección de las poblaciones de aves y algunos de ellos siguen sin contar con un plan de rector uso y gestión que contemple las actuaciones a desarrollar para garantizar la mejora y conservación de estas poblaciones.

3.5.4. Gestión de especies

Se trataría de planes de gestión sobre la captura o explotación de las especies consideradas como cinegéticas en las correspondientes comunidades autónomas o aquellas actuaciones de conservación ex situ mediante el desarrollo de planes de reintroducción o reforzamiento poblacional o programas de cría en cautividad.

Por el momento, no existe una planificación a nivel estatal para la implantación de este tipo de medidas y son las comunidades autónomas, por lo general, las que las ponen en marcha. En las fichas de las especies del presente *Libro Rojo* se han incluido comentarios al respecto cuando se ha considerado que este tipo de medidas es necesario para mejorar el estado de conservación de una especie o cuando se tenía conocimiento de que se estaban llevando a cabo, como es el caso de los programas de reintroducción del quebrantahuesos o del águila perdicera.

5.5. Educación y sensibilización

Las medidas de educación y sensibilización sobre las especies amenazadas consistirían en el desarrollo de programas de divulgación o educación sobre especies concretas y su problemática, y en el desarrollo de actuaciones de sensibilización sobre especies o amenazas concretas.

No existe, por el momento, una planificación concreta a nivel estatal o autonómico para el desarrollo de este tipo de medidas, si bien pueden incluirse en los planes de recuperación o conservación para aumentar su eficacia a largo plazo. Este tipo de actuaciones también se llevan a cabo por parte de ONG, que pueden contar con financiación europea, estatal o autonómica para su ejecución.

En las fichas de las especies del *Libro Rojo* se han incluido comentarios al respecto cuando se ha considerado que este tipo de medidas era necesario para mejorar el estado de conservación de una especie, o cuando se tenía conocimiento de que se estaban desarrollando o se habían desarrollado.

Generalmente, cuando se elaboran y aprueban planes de recuperación o conservación de especies por parte de las comunidades autónomas, se suelen incluir actuaciones de este tipo, aunque no siempre se acaban desarrollando.

6. ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Agrupando las diferentes medidas o actuaciones de conservación propuestas por los diferentes especialistas que han evaluado cada especie amenazada, a continuación, se indican las más necesarias y recurrentes para las diferentes especies, de acuerdo con una adaptación de la clasificación del esquema de la UICN *Conservation Actions Needed Classification Scheme ver. 2.0* (2012). No obstante, en la ficha de cada especie se detallan, en mayor o menor medida, las actuaciones de conservación que los diferentes autores proponen para mejorar el estado de conservación de las aves amenazadas.

6.1. Medidas de protección de los espacios terrestres o acuáticos

Para aquellas especies con pequeñas poblaciones y con áreas de distribución muy restringidas, los especialistas coinciden en la designación de espacios protegidos que aseguren su conservación, ligados siempre a que la figura de protección garantice la conservación de los hábitats de los que dependen. Esto es especialmente importante, y así lo indican, en el caso de aves ligadas a medios dulceacuícolas o a colonias de aves marinas muy localizadas. Sería imprescindible la protección de los lugares de cría de estas especies como una de las actuaciones de conservación prioritarias.

En el caso de especies con una distribución mucho más amplia, repartidas por gran parte del territorio estatal, se destaca la importancia de la protección de los hábitats óptimos para el desarrollo de las especies, de los recursos de los que se alimentan o de sus zonas de descanso o dormideros.

6.2. Medidas de gestión de los espacios terrestres o acuáticos

Se trata, en general, de medidas propuestas para la gestión del medio, y que conllevan la regulación o prohibición de determinados usos, la implementación de acciones directas de mejora del hábitat, o el control y regulación de determinadas especies que pueden afectar a las especies amenazadas.

Así, por ejemplo, se propone el desarrollo y aprobación de planes de gestión de un lugar o área concreta en los casos en que su ausencia pueda afectar a la viabilidad de una población. De la misma manera, la falta de planes de recuperación o conservación podría provocar, ante la ausencia de una adecuada zonificación y regulación de usos, especialmente dentro de las áreas críticas, que se realicen actividades que puedan hacer desaparecer las especies amenazadas que allí habitan. En este sentido, también algunos especialistas han incluido propuestas para el desarrollo de medidas de regulación y gestión de los usos del territorio, de manera que contribuyan a mejorar el estado de conservación de las especies amenazadas o recuperar los ecosistemas de los que dependen. Para ello, en algunos casos, también se propone la ejecución de actuaciones de restauración del hábitat, que tenga en cuenta la restauración de los procesos, la estructura y los elementos del ecosistema.

Por último, dentro de las medidas de gestión del territorio, un buen número de autores subrayan que se deberían llevar a cabo actuaciones de gestión para controlar los efectos que están causando las especies exóticas invasoras, destacando la incidencia de la problemática sobre las aves marinas y los ecosistemas insulares.

Al respecto se cita el Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras, y que establece que el ministerio con competencias en materia de conservación de biodiversidad y las comunidades autónomas deberán elaborar coordinadamente estrategias de gestión, control y posible erradicación de especies exóticas invasoras incluidas en el catálogo, de acuerdo con lo establecido en el artículo 61.5 de la Ley 42/2007. La norma señala, de igual modo, que las administraciones competentes adoptarán, en su caso, las medidas de gestión, control y posible erradicación de las especies incluidas en el catálogo, de manera que se eviten los efectos de pérdida de diversidad que están causando las invasiones biológicas. Desde la entrada en vigor de este Real Decreto y hasta 2021, únicamente habían sido aprobadas tan solo siete estrategias de gestión, control y posible erradicación de especies exóticas invasoras incluidas en el Catálogo de Especies Exóticas Invasoras (CEEI). Este listado oficial incluye actualmente, tras varias modificaciones y adiciones, un total de 185 especies.

6.3. Medidas de gestión de las poblaciones de especies

Se trataría de actuaciones encaminadas a establecer una gestión sostenible del aprovechamiento de algunas especies que sufren un cierto nivel de sobreexplotación. Generalmente se proponen para especies cinegéticas, donde se propone la reducción de los cupos de captura, moratorias temporales en su caza, reducción del número de días o retraso de fechas para que se afecte lo menos posible a sus ciclos vitales. En determinados casos, los autores plantean directamente el cese de la explotación comercial de estas especies por considerar que sus poblaciones no se encuentran en unos niveles poblacionales que permitan la extracción de ejemplares.

Otra forma de gestión de las poblaciones es su traslocación o reintroducción tras la cría en cautividad. Son escasos los especialistas que recomiendan el uso de la reintroducción o reforzamiento poblacional de especies como herramienta para mejorar el estado de conservación de las especies de aves, y siempre ligada a estudios previos de viabilidad que aseguren la necesidad y una cierta garantía de éxito. Lo mismo ocurre con otras actuaciones de conservación ex situ asociadas a las reintroducciones o reforzamientos poblacionales, como son la cría en cautividad en centros especializados.

6.4. Actuaciones de divulgación y sensibilización

Para diversas especies, los autores recomiendan el desarrollo de actuaciones de sensibilización y divulgación para hacer partícipe a la ciudadanía de los problemas de conservación que experimentan las aves o para dar a conocer sus amenazas, de manera que se pueda concienciar sobre problemas concretos y cómo pueden contribuir a la resolución de estos, mediante la acción directa o bien mediante la exigencia de responsabilidades a los poderes públicos. Estas actuaciones de sensibilización, en general, pueden conllevar el desarrollo de medidas formativas, bien en el marco de la educación formal o de formación no reglada, mediante el desarrollo de cursos, talleres, congresos, etc., donde se pone de manifiesto el estado de las poblaciones de las aves, sus amenazas y las posibles soluciones.

Otro aspecto que también se contempla es el de la difusión, por diferentes canales de comunicación, del estado de conservación de las especies, de su problemática y de las causas de su declive. En este ámbito, se destaca el papel que desarrollan las ONG, pero se hace constar la necesidad de implicación de las administraciones públicas, lo que contribuiría a dotar de mayor

transparencia a sus actuaciones y facilitaría la participación ciudadana.

6.5. Medidas legislativas y de gobernanza

Es generalizada la propuesta de una gran parte de los especialistas para que se incluyan numerosas de las especies en los catálogos de protección o se revise su catalogación actual, por considerar que no están catalogadas adecuadamente a nivel legal o porque no se han incluido en los catálogos de protección de especies. A este respecto se hacen propuestas para la catalogación de las especies tanto a nivel estatal como a nivel autonómico, y también para reevaluar la catalogación de alguna de las especies amenazadas e incluirla con una mayor categoría de amenaza.

También se hace referencia a la falta de elaboración y aprobación de los preceptivos planes de recuperación o conservación a nivel autonómico, que es en muchos casos recurrente. La falta de aprobación de estos planes no permite la designación de las correspondientes áreas críticas donde serán de aplicación las correspondientes regulaciones -incluidas prohibiciones o incentivos- con respecto al uso y gestión de las áreas más importantes para garantizar la conservación de las especies amenazadas, por lo que señalan la urgencia en adoptar este tipo de medidas.

Otra cuestión recurrente es la sugerencia de que se impongan sanciones más restrictivas como fórmula para reducir la impunidad frente a la comisión de determinados delitos contra la fauna, como es el caso del uso de cebos envenenados en el medio natural.

De nuevo se hacen propuestas para que, por parte de las comunidades autónomas, se apliquen las normas estatales básicas, aprobadas hace años, que obligan a regular, por ejemplo, la instalación de líneas eléctricas seguras para las aves, a contar con instrumentos de gestión de los espacios Red Natura 2000 aprobados, o a permitir a los ganaderos el depósito de cadáveres de animales procedentes de la ganadería extensiva.

En muchos casos, también se propone que se apruebe una normativa que obligue a la prohibición del uso de determinados plaguicidas y fitosanitarios, o a su paulatina reducción o sustitución por otras sustancias menos nocivas; y que, como mínimo, se aplique íntegramente la legislación en vigor. En el mismo sentido, entre las propuestas realizadas por varios autores está la prohibición del uso de munición de plomo para el ejercicio de la caza y no solo la que se realiza en humedales, ya prohibida actualmente, sino en cualquier espacio, por considerar el depósito de perdigones de plomo una fuente de contaminantes con un efecto muy pernicioso sobre las aves y sus hábitats.

Los autores también coinciden en que se deben acometer cambios en el desarrollo e implantación de la PAC en España ya que, en los términos actuales, puede suponer un riesgo para las aves que habitan en los agrosistemas. En este sentido, se recomienda que la política agraria de la UE tenga más en cuenta la conservación de la biodiversidad y que no contribuya a dañar los ecosistemas.

Por último, entre las propuestas para mejorar los mecanismos legislativos y de gobernanza con que cuentan las administraciones, los especialistas también recomiendan, en algunos casos, el correcto cumplimiento y ejecución de los planes de recuperación y conservación de especies y de las estrategias estatales de conservación en vigor, documentos que, según se hace constar



© J. Milla

en las fichas, no siempre son correctamente revisados y actualizados o no se aplican en todos sus aspectos sobre el terreno.

6.7. Actuaciones de investigación y seguimiento de las especies

De manera generalizada, los diferentes especialistas reiteran la necesidad de desarrollar un mayor esfuerzo en la investigación de las causas del declive de las especies y de sus amenazas, de manera que estas se puedan eliminar o mitigar, consiguiendo mejorar el estado de conservación de las aves amenazadas.

De la misma manera, inciden en que es necesario contar con datos que avalen las variaciones en el tamaño de las poblaciones y su tendencia, desarrollando programas de seguimiento y estudios sobre la evolución de sus poblaciones a nivel espacio-temporal. El estudio de los cambios en el área de distribución de las especies, así como de su tendencia demográfica a lo largo del tiempo, es fundamental para poder analizar no solo cambios en su estatus poblacional, sino también para establecer prioridades de conservación a la hora de proteger espacios o de la planificación de otras políticas sectoriales que se desarrollen sobre el territorio.

También, y especialmente en el caso de especies invernantes o migratorias, la mayoría de los autores inciden en la necesidad de contar con información sobre las áreas de reproducción o invernada fuera del territorio estatal de las especies analizadas, puesto que puede incidir notablemente en el estado de conservación de las poblaciones a escala estatal y global. Esta falta

de información también se destaca para el caso de las aves marinas pelágicas, ya que pasan una gran parte de su ciclo biológico lejos de las costas españolas. Es por esto por lo que se hace hincapié en que es preciso aunar esfuerzos y desarrollar estudios a nivel internacional, con programas de investigación coordinados entre diferentes estados, que incluyan no solo el ámbito europeo, sino también países del continente africano.

Por último, y en cuanto a la aprobación de incentivos económicos o subvenciones, los especialistas consideran necesarios más medios humanos y económicos para el estudio de las causas del declive de las especies, para el desarrollo de las medidas de conservación propuestas y para hacer ciencia básica que tenga repercusiones reales sobre la reducción del riesgo de extinción de las especies.

7. CONCLUSIONES

Estas son algunas de las principales conclusiones que pueden extraerse de los resultados obtenidos:

- El 56,3 % de las aves evaluadas presenta problemas de conservación, en mayor o menor medida, es decir, se han extinguido (EX, RE), corren riesgo de extinción (CR, EN, VU) o están a punto de hacerlo (NT), o se desconoce su situación por falta de información suficiente (DD).

- El 25 % de la avifauna española se encuentra amenazada e incluida en categorías de riesgo de extinción, mientras que un 43,7 % de las especies evaluadas presenta un estado de conservación que podría considerarse favorable o que no presenta riesgo de extinción: de los 359 taxones incluidos en la Lista Roja de las Aves de España, 90 (25,1 %) presentan categorías de amenaza (CR, EN y VU), 12 (3,3 %) especies o poblaciones se han extinguido (EX, RE), 51 (14,2 %) están en riesgo de pasar a categorías de amenaza (NT), 157 (43,7 %) parecen estar fuera de peligro (LC), 49 (13,6 %) presentan datos insuficientes para su catalogación (DD) y 39 no han podido ser evaluadas (NE) por no tener información sobre sus poblaciones. En total se ha evaluado el estado de conservación del 62,8 % de las especies habituales que pueden observarse en la avifauna española (572 especies).

- El 58 % de los taxones reproductores, se encuentran en situación desfavorable o se desconoce su estado por carecer de información suficiente. Solo un 42% de las especies se encuentran en una situación de conservación favorable, mientras que un 44 % de los taxones invernantes-migratorios se encuentran en situación desfavorable o se desconoce su estado por carecer de información suficiente, y un 56 % presenta un estado de conservación favorable.

- La mayor parte de las especies de aves amenazadas (CR, EN, VU) habitan preferentemente en agrosistemas y otros hábitats seminaturales (34 %), seguidas de las aves propias de humedales dulceacuícolas (24,7 %). Un 18 % de las aves amenazadas son especies marinas o costeras, el 12 % habitan en zonas de montaña y por último, tan solo el 10 % estaría formado por aves propias de medios forestales. Esta distribución de los taxones de aves amenazadas por grandes tipos de hábitats refleja, por otra parte, cuáles son los hábitats más amenazados en España, ya que las aves son unas magníficas indicadoras del estado de los ecosistemas. En estos momentos, los agrosistemas o ecosistemas agroesteparios y los humedales son los ecosistemas que están sometidos a una mayor presión antrópica.

- En su mayoría, las especies catalogadas "En Peligro Crítico" son aves propias de humedales y ambientes marinos, mientras que las especies catalogadas como "En Peligro" son mayoritariamente aves propias de hábitats seminaturales o manejados (agrosistemas o ecosistemas agroesteparios), en mayor o menor medida, al igual que las aves catalogadas como "Vulnerable". De este modo, se refleja de nuevo, que las especies que presentan un mayor riesgo de extinción son aquellas que habitan en agrosistemas o ecosistemas agroesteparios y en humedales, seguidas de las aves ligadas a ambientes marinos. Por tanto, son estos hábitats los que están sufriendo también un impacto más severo.

- Comparando los resultados del *Libro Rojo* de 2004 con respecto al *Libro Rojo* de 2021, 152 taxones o poblaciones mejoran su estado de conservación, mientras que 39 taxones siguen sin haber podido ser evaluados, y 182 siguen en las mismas categorías de amenaza, presentan un empeoramiento de su riesgo de extinción o no se cuenta con información suficiente como para poder evaluarlos. Concretamente, de 37 taxones no se cuenta con información suficiente y 85 empeoran sensiblemente. En la edición de 2004 se evaluó el estado de conservación de un total de 175 taxones, mientras que, en la Lista *y Libro Rojo* de 2021, se ha hecho para 359, lo que corresponde con un total del 30 % y del 63 %, respectivamente, de las especies que forman parte de la avifauna habitual en España (572 taxones). Más del 50 % de las aves presentan problemas de conservación en 2021, bien por su estado de amenaza o bien por su grado de desconocimiento, frente al 40 % en 2004.

- De las especies evaluadas en la Lista Roja y pertenecientes al grupo considerado de manera amplia como "aves marinas", 59 taxones han empeorado notablemente y más del 40% de estos se encontrarían amenazados (CR, EN y VU) o en la categoría "Casi Amenazada". Para un 51 % hay datos insuficientes como para poder hacer una evaluación de su estado de conservación o no se tienen datos y no han podido si quiera ser evaluadas. Tan solo el 8% presentan un estado de conservación no preocupante.

- Las especies que habitan en ambientes montanos o alpinos también presentan un alto grado de amenaza, ya que de las 12 especies que se podrían considerar como más exclusivas de estos hábitats, todas presentan un estado de conservación desfavorable, con una especie "En Peligro", seis catalogadas como "Vulnerable" y cinco como "Casi Amenazada". Previsiblemente, la causa de esta situación se debe a los efectos del cambio climático.

- Fruto, muy probablemente, de los esfuerzos llevados a cabo por ONG y las administraciones públicas, y de la implementación de políticas de conservación de especies y espacios, un buen número de las grandes aves rapaces, que se encontraban gravemente amenazadas en el anterior *Libro Rojo*, han mejorado en parte su estado de conservación, si bien otras siguen sin salir de las categorías que implican un riesgo real de amenaza. Así, mejora el estado de conservación de especies como el quebrantahuesos, el águila perdicera, el buitre negro, el águila pescadora, el alimoche común o el milano negro, y aunque el águila imperial ibérica sigue catalogando como "En Peligro", los datos de su paulatina recuperación son alentadores.

- Con respecto a las 33 especies de aves consideradas como cinegéticas en las órdenes de veda de las diferentes comunidades autónomas, hay que destacar que 12 especies han empeorado sensiblemente su

estado de conservación, de seis de ellas no se cuenta con información suficiente como poder evaluarlas y 15 de ellas presentan el mismo estado de conservación o mejoran ligeramente con respecto a la valoración de 2004. Por tanto, el 50 % de las especies sobre las que se está realizando una presión y explotación cinegética autorizada son, bien especies o poblaciones amenazadas (CR, EN, VU) o casi amenazadas, o bien especies o poblaciones sobre las que no hay información disponible como para saber cómo podría estar afectando la presión de la caza sobre sus tendencias poblacionales, lo cual resulta preocupante.

- Para el grupo de aves consideradas más estrictamente como aves nocturnas, la mitad presentan tendencias negativas y declive poblacional y se encuentran amenazadas o casi amenazadas.

- En cuanto al grupo de las aves que habitan más específicamente en ambientes palustres y humedales, hay que destacar el elevado número de taxones en categorías altas de amenaza, y con un alto riesgo de extinción: casi la tercera parte de las aves amenazadas (CR, EN, VU) contempladas en el *Libro Rojo*, son propias de estos medios. Su evolución desde la evaluación en la anterior edición ha sido negativa, ya que la mayoría de las aves amenazadas que habitan estos medios han aumentado su riesgo de extinción y por lo tanto su categoría de amenaza.

- De las 19 especies evaluadas que se reproducen de manera exclusiva en Islas Canarias, únicamente tres presentan un estado de conservación favorable, mientras que cuatro taxones se han extinguido, dos están "En Peligro Crítico", cinco están "En Peligro", cuatro como "Vulnerable" y dos como "Casi Amenazadas", lo que da una idea del frágil estado de conservación de las aves de las islas.

- Un alto porcentaje de las aves propias de agrosistemas o ecosistemas agroesteparios, o en enclaves con hábitats subestépicos, han empeorado notablemente su estado de conservación. Si bien un buen número sigue presentando las mismas categorías de amenaza que ya presentaban en 2004, sin que haya mejorado su situación, otro significativo número de taxones han empeorado sensiblemente, pasando de "Vulnerable" a "En Peligro". Además, de las que no se contaba con suficiente información en 2004, muchas han pasado a ser evaluadas como "En Peligro" o "Vulnerables". Otras especies que no fueron evaluadas en el anterior *Libro Rojo* han entrado en categorías de amenaza que reflejan su riesgo de extinción, y pasan a estar catalogadas como "En Peligro" o "Vulnerables".

- También hay que destacar que existen lagunas de conocimiento, puesto que hay un alto porcentaje de especies que han sido catalogadas como "Datos Insuficientes" o "No Evaluadas". Para 49 taxones y poblaciones, un 14 % de las que fueron evaluadas, no había información suficiente. En el futuro, deberían tener una atención preferente, y conviene no asociar esta categoría con un menor o nulo riesgo de extinción. De hecho, algunas de las especies catalogadas dentro de esta categoría pueden estar desapareciendo paulatinamente, pero la falta de datos no permitirá adoptar las medidas de conservación adecuadas a tiempo si no se cuenta con información precisa y de calidad. Estas evidencias y carencias pueden servir para marcar las prioridades de gestión e investigación en biología de conservación de cara al futuro.

- Hasta 12 especies de aves reproductoras se han extinguido en España y 90 taxones están incluidos en categorías de riesgo de extinción (CR, EN, VU) debido a las amenazas a las que están sometidas. Del análisis de



© Erni - Shutterstock

las amenazas que afectaban a 97 taxones incluidos en la Lista y *Libro Rojo*, se concluye que la contaminación y la alteración de los ecosistemas son las mayores amenazas para la avifauna amenazada, seguidas de las prácticas agroganaderas intensivas, el cambio climático y las prácticas cinegéticas. Por este orden, los grupos de amenazas que más están afectando a la avifauna española son: la contaminación (urbana, industrial, agrícola, basuras, etc.); la alteración de los ecosistemas (extracción agua, incendios, degradación hábitat); la agroganadería y silvicultura intensivas; el cambio climático y sus consecuencias; la presión cinegética y la caza ilegal; las especies exóticas invasoras; las perturbaciones y molestias humanas (recreativas y laborales); las infraestructuras para la producción de energía renovable (eólica y fotovoltaica); la inacción o ineficacia de las administraciones públicas en aprobación, desarrollo o aplicación de políticas y legislación de conservación de la biodiversidad; la electrocución, colisión o atropello de aves en infraestructuras lineares; y el desarrollo urbanístico (residencial o comercial).

- Un 94 % de las especies catalogadas como “En Peligro Crítico” están amenazadas por la contaminación de los ecosistemas, y un 75 % de las evaluadas como “En Peligro”.

- Para las especies evaluadas como “En Peligro Crítico”, la mayor amenaza es la contaminación, en orden del porcentaje de especies afectadas. Le siguen las especies exóticas invasoras y las prácticas cinegéticas y, después, la alteración de los ecosistemas y el cambio climático.

- Para las especies catalogadas como “En Peligro”, las mayores amenazas vuelven a ser la contaminación, en orden del porcentaje de especies afectadas, la alteración de los ecosistemas, las prácticas cinegéticas, las especies exóticas invasoras, la agroganadería intensiva y el cambio climático.

- Para las especies incluidas dentro de la categoría de “Vulnerable”, la mayor amenaza vuelve a ser la contaminación, en orden del porcentaje de especies afectadas, seguida de la alteración de los ecosistemas, las prácticas agroganaderas intensivas y las perturbaciones y molestias humanas.

- Teniendo en cuenta aquellas amenazas que afectan al menos al 30% de las especies del *Libro Rojo* que han sido evaluadas (97), se observa que el tipo de amenaza que afecta a más especies son los cambios y las alteraciones derivadas del cambio climático, que impacta a casi un 60% de las especies de aves evaluadas en esta edición, seguida, con más de un 50% de las especies afectadas por la degradación del hábitat producida por la alteración de los ecosistemas, la contaminación con productos químicos utilizados en la agricultura intensiva y la falta de protección o de medidas de conservación derivadas de la inacción o ineficacia de las administraciones públicas a la hora de reducir el riesgo de extinción de las especies.

- Analizando las diferentes medidas o actuaciones de conservación adoptadas por las administraciones públicas con competencia en materia de protección de especies para las especies incluidas en el *Libro Rojo*, se observa que ninguna especie de la avifauna evaluada y amenazada cuenta con todas las medidas legales habilitadas para garantizar su conservación. De este análisis, se puede concluir que hay una insuficiente protección de la avifauna española, una falta de instrumentos adecuados de gestión, que es necesario aumentar la designación de espacios protegidos que alberguen las poblaciones de las especies más amenazadas o ampliar los existentes y que son precisos más recursos para el seguimiento y evolución de las poblaciones de aves, así como un mayor número medidas de divulgación y sensibilización sobre las especies de aves amenazadas y su problemática. También se constata la necesidad de actualizar y adecuar los catálogos autonómicos de protección de especies al Catálogo Español de Especies Amenazadas, que, a su vez, podría nutrirse de la información de la Lista y *Libro Rojo* presentes.

- El grado de protección legal adecuada para la avifauna española amenazada (CR, EN, VU) a nivel estatal es de tan solo un 32%, es decir, menos de la tercera parte de la avifauna amenazada cuenta con una protección legal adecuada a nivel estatal. Dentro de los taxones catalogados en el *Libro Rojo* como “En Peligro Crítico”, la protección llega hasta un 55,5 %. En el caso de las especies “En Peligro”, este porcentaje desciende hasta el 16,2 % y, en el caso de las “Vulnerables”, se sitúa en el 37,5 % de las especies catalogadas. Resulta,

por tanto, necesario y urgente adecuar el Catálogo Español de Especies Amenazadas para garantizar la protección de las especies más amenazadas, ya que casi un 70 % de las especies amenazadas no cuentan con ese nivel adecuado de protección a nivel estatal y su catalogación estatal no alineada con la información que provee el *Libro Rojo*.

- Con respecto a la protección legal a nivel autonómico, las fichas evidencian la heterogeneidad de la cobertura legal, llegando a constatar la carencia de catálogos en determinadas regiones y la falta de actualización y adaptación al mejor conocimiento científico de algunos de los listados en vigor.

- De las 22 especies que se encuentran incluidas a nivel estatal dentro del CEEA, catalogadas como· "En Peligro de Extinción" y que tendrían que contar con la preceptiva estrategia de conservación a escala nacional, únicamente siete la tienen aprobada. Aunque estas estrategias cuentan con una vigencia indefinida, los autores evidencian la necesidad de revisión y actualización periódica para dotarlas de validez, rigor y utilidad. Sin embargo, únicamente se ha hecho la revisión de una de ellas, la Estrategia de Conservación del *á*guila imperial ibérica. Las otras seis están obsoletas.

- De acuerdo con su catalogación a nivel estatal, 19 especies de aves deberían tener planes de recuperación en las comunidades autónomas donde habitan, y 31 especies deberían contar con planes de conservación. Actualmente, ninguna especie cuenta con plan en todas las comunidades autónomas donde habita, a pesar de ser preceptivo (Ley 42/2007). Por regiones, el grado de aprobación, aplicación y actualización de los diferentes planes es desigual, destacando Andalucía en cuanto al número de especies con planes aprobados (20) y la Comunidad de Madrid, la única región sin un solo plan de conservación o recuperación aprobado.

- Gran parte de las poblaciones de aves amenazadas están fuera de los espacios protegidos, especialmente en el caso de las ZEPA. Por tanto, no se está garantizando correctamente su protección in situ y existe una manifiesta necesidad de designar nuevos espacios dentro de la red o de ampliar los existentes.

- Las medidas de conservación propuestas por los diferentes especialistas para contribuir a mitigar o remitir el riesgo de extinción de las aves amenazadas en España, se centran principalmente en los siguientes aspectos:

  ✔ Aumento de la superficie de espacios protegidos y de hábitats óptimos donde habitan las especies amenazadas, sobre todo en el caso de aves ligadas a medios dulceacuícolas o a colonias de aves marinas muy localizadas.

  ✔ Aprobación y cumplimiento de los planes de gestión de los espacios protegidos, restauración de hábitats óptimos para las especies amenazadas y regulación del uso público para garantizar la compatibilidad de los usos humanos con la conservación de las aves.

- ✔ Desarrollo de medidas de control y erradicación de especies exóticas invasoras.

- ✔ Cese de explotación cinegética o moratorias para la caza de aquellas especies consideradas cinegéticas que presenten una tendencia poblacional de declive.

- ✔ Fomento de las actuaciones de sensibilización y divulgación para hacer partícipe a la ciudadanía de los problemas de conservación que experimentan las aves o para dar a conocer sus amenazas, de manera que se pueda concienciar sobre problemas concretos y como pueden contribuir a la resolución de estos, mediante la acción directa o bien mediante la exigencia de responsabilidades a los responsables políticos.

- ✔ Aprobación de los catálogos de protección de especies que aún faltan, actualización de los existentes y catalogación de aquellas especies de aves amenazadas que aún no están catalogadas en las correspondientes categorías legales de protección, así como adecuación de los catálogos autonómicos de protección de especies al catálogo estatal.

- ✔ Elaboración y aprobación urgente de los preceptivos planes de recuperación o conservación de especies amenazadas a nivel autonómico, y actualización de los existentes.

- ✔ Prohibición de la autorización de proyectos en el medio natural que afecten a las zonas de reproducción, alimentación o invernada de las aves amenazadas, evaluando adecuadamente las posibles repercusiones sobre estas especies.

- ✔ Regulación estricta o prohibición del uso de determinados plaguicidas y fitosanitarios o a su paulatina reducción o sustitución por otras sustancias menos nocivas, así como la prohibición del uso de munición de plomo para el ejercicio de la caza.

- ✔ Modificaciones en el desarrollo e implantación de PAC en España, para que esta tenga más en cuenta la conservación de la biodiversidad y no contribuya a dañar los ecosistemas.

- ✔ Necesidad de desarrollar un mayor esfuerzo en la investigación de las causas del declive de las especies y de sus amenazas, de manera que estas se puedan eliminar o mitigar, consiguiendo mejorar el estado de conservación de las aves amenazadas.

- ✔ Desarrollo de programas de seguimiento y estudios sobre variaciones en el tamaño de las poblaciones y su tendencia en el espacio y en el tiempo, realizando estudios de los cambios en el área de distribución de las especies, así como de su tendencia demográfica a lo largo del tiempo.

- ✔ Desarrollo de estudios sobre las áreas de reproducción o las zonas de invernada de las especies de aves migratorias amenazadas en terceros países, puesto que esto puede incidir notablemente en el estado de conservación de las poblaciones a nivel estatal y global.

CR
EN PELIGRO CRÍTICO





© A Jellema-Shutterstock

EN PELIGRO CRÍTICO
(Reproductora)
CR [D]
LIBRO ROJO

VULNERABLE
(Invernante)
VU [A2a]
LIBRO ROJO

AGUJA COLINEGRA

Limosa limosa



Tètol cuanegre; Fuselo de rabo negro; Kuliska buztanbeltza; Maçarico-de-bico-direito; Black-tailed Godwit; Barge à queue noire

Autores: **Francisco Hortas y José A. Masero**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2017)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
NT	VU	NT	NE	VU	CR

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

La especie muestra datos históricos de reproducción, en muchos casos no confirmada, en Castilla-La Mancha, Castilla y León, Galicia, Cataluña y Extremadura (Hortas, 2004). La cría es irregular en las lagunas de Villafáfila -Castilla y León-, con un caso muy probable en 2020 en esta misma comunidad autónoma, concretamente en la laguna de Pedraza tras la restauración del humedal. En esta laguna somera la profundidad del agua no supera los 20-30 cm, y está dominada por pastizales húmedos subhalófilos de *Hordeum* sp., *Salsola* sp., *Elymus* sp. y extensas masas de castañuela *(Bolboschoennus maritimus)* (Fundación Global Nature, 2021, com. pers.). En Villafáfila, los nidos y pollos se encontraron en una isla de gran tamaño entre vegetación de escaso porte (Rodríguez *y* Palacios, 2009).

La población continental, durante la invernada y migración, está fuertemente asociada a humedales

antrópicos como arrozales y salinas costeras. En general, desde finales del siglo pasado, casi la totalidad de la población depende de los arrozales para obtener alimento, principalmente las semillas de arroz que quedan en el suelo tras la cosecha (Masero *et al*., 2017). Prácticamente toda la población invernante en África hace escala en Doñana durante su retorno hacia las áreas de reproducción, especialmente en Veta la Palma y los arrozales próximos, dónde alcanza su máximo en el mes de enero (Márquez Ferrando *et al*., 2014). El principal flujo de aves -más del 90 % del total de la población de la vía de vuelo- se produce desde aquí a los arrozales del estuario del Tajo y a los arrozales extremeños, dónde pueden permanecer más de 30 días (Masero *et al*., 2011; Senner *et al*., 2019). En las salinas se alimentan principalmente de larvas de quironómidos. Durante la migración posnupcial utiliza mayoritariamente zonas costeras del suroeste de España, especialmente Veta la Palma. La subespecie *L. l. islandica* usa principalmente áreas costeras, dónde se alimenta en las planicies intermareales y puede compartir dormideros con la subespecie continental durante la marea alta.

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

En España encontramos dos poblaciones de agujas colinegras durante la migración e invernada: la subespecie continental *Limosa limosa limosa*, y la subespecie *L. l. islandica*. La población continental se reproduce fundamentalmente en los Países Bajos, y en menor número en Alemania, Bélgica, Dinamarca, Francia y el Reino Unido, migrando a través de Francia e Iberia a Senegal, Guinea-Bissau y Guinea, en la costa oeste de África (Kuijper *et al*., 2006). A esta subespecie pertenece la inmensa mayoría de los individuos invernantes y en migración que encontramos en los humedales españoles (Masero *et al.,* 2011). Como resultado de la intensificación de la agricultura, el tamaño de la población reproductora de la subespecie continental ha disminuido drásticamente en los últimos 50 años (Schekkerman *et al*., 2008). Estimas recientes del número de parejas reproductoras en los Países Bajos muestran que la población se redujo un 3,7 % anual durante el período 2007-2015, y un 6,3 % entre 2011-2015, decreciendo de 47.000 parejas reproductoras en 2007, a 33.000 parejas en 2015 (Kentie *et al*., 2016). Durante la última década del siglo XX y la primera del siglo XXI se constató un aumento significativo del número de aves invernantes en el suroeste de España, reflejo de un desplazamiento hacia el norte en el rango de distribución de las agujas durante el invierno. Durante este tiempo, Doñana -Veta la Palma- pasó de albergar el 4 % de la población total de la vía de vuelo a un 23 % (Márquez Ferrando *et al.,* 2014), mientras que los arrozales de las vegas Altas del Guadiana -en Extremadura-, emergieron como una nueva área de invernada, concentrando, en promedio, el 14 % de dicha población total (Masero *et al*., 2011). Sin embargo, los números han decrecido drásticamente en la última década en lugares como Extremadura, donde la población invernante en el periodo 2015-2021 es un tercio de la que hubo en la primera década del presente siglo (J.A. Masero, dat. prop.). A pesar del drástico declive de la población reproductora, los números de invernantes en Doñana son similares a los de inicios de siglo, lo cual es en general una consecuencia del mencionado desplazamiento hacia el norte del rango de distribución. En otras áreas costeras clave con más de 1.000 aves a finales del siglo XX e inicios del XXIcomo las marismas del Odiel, bahía de Cádiz y delta del Ebro, los números de invernantes en este último lustro han decrecido entre un 23% y un 50%



© Menno Schaefer-Shutterstock

(Parc Natural del Delta de l'Ebre, 2021; CAGPDS, 2021). La estima actual -de 2016 a 2021- de invernantes oscilaría entre 35.000 y 40.000 individuos, mientras que la media fue de 51.118 aves para el periodo 2007-2010 (Dies *y* Dies, 2012).

Con relación a la subespecie *L. l. islandica* cabe señalar que cría principalmente en Islandia. Sus números se incrementaron durante el siglo pasado, debido fundamentalmente al incremento de temperatura en esta área geográfica y la consecuente aparición de hábitats favorables para la reproducción, con unas 18.000-19.000 parejas reproductoras entre 1999 y 2002 (Gunnarsson *et al*., 2005). Este crecimiento también conllevó una expansión en el rango de su distribución en invierno, alcanzando las costas de la península ibérica y Marruecos, donde se solapa con la subespecie continental. Así, datos moleculares de aves capturadas en invierno muestran que un 6,5 % de las agujas colinegras invernantes pertenecen a la subespecie *islandica* (Lopes *et al*., 2013).

La población reproductora de agujas colinegras en España se ha estimado con anterioridad en valores de cuatro a diez parejas (Hortas, 2003; Hortas, 2004). La especie ha criado en Castilla y León, concretamente en las Lagunas de Villafáfila -Zamora- con cifras que oscilan entre una y dos parejas (Personal de la Reserva de las Lagunas de Villafáfila, 2005; Rodríguez *y* Palacios, 2009). En los últimos cuatro años no se ha reproducido (M. Rodríguez Alonso, com. pers.). En 2020 se observó una pareja con comportamiento territorial y reclamos de alarma en la laguna de Pedraza -Palencia- aunque no se ha confirmado su reproducción (Fundación Global Nature, 2021, com. pers.). En función de los datos actuales, la población reproductora española se estimaría entre cero y una pareja.

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

La escasa y esporádica población reproductora, al ser inferior a 50 individuos maduros, calificaría como “En Peligro Crítico”, Criterio D. Se desconoce la estructura genética y el patrón filogeográfico de estas parejas reproductoras, por lo que es cuestionable aplicar en este caso el efecto rescate. Estaría además en consonancia con el fuerte declive de la población reproductora del resto del continente europeo continental (BirdLife International, 2015).

Respecto al número de invernantes, aunque las tendencias de periodos menos actuales, 1991-2016 y 2000-2016, reflejaban un incremento moderado en el periodo largo, y tendente a la estabilidad en el periodo corto más reciente, la realidad es que esta amplitud de periodo, buscando cumplir con el rango de las tres generaciones de la especie, estaría ocultando un descenso significativo y acelerado de la población invernante, especialmente en su lugares claves para la invernada -arrozales de Extremadura, marismas del Odiel, bahía de Cádiz o delta del Ebro-. Teniendo en cuenta que presenta esta reciente reducción del tamaño de población,

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Bonn: Apéndice II. Convenio de Berna: Anexo III. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo II. Convención sobre Especies Migratorias (CMS): Apéndice II. Management Plan for Black-tailed Godwit (Limosa limosa) 2007-2009 (Pagh y Perennou, 2007). International Single Species Action Plan for the Conservation of the Black-tailed Godwit, Limosa l. limosa & L. l. islandica (Jensen *et al.*, 2008).	Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011): Incluido.

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	Listado Andaluz de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial	Ninguno
Asturias	No catalogada	Ninguno
Baleares	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Cantabria	No catalogada	Ninguno
Castilla y León	No catalogada	Ninguno
Castilla-La Mancha	DE INTERÉS ESPECIAL	
Cataluña	No catalogada	Ninguno
Euskadi	No catalogada	Ninguno
Extremadura	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Galicia	No catalogada	Ninguno
Región de Murcia	No catalogada	Ninguno
Comunidad Valenciana	No catalogada	Ninguno

que las causas de la reducción pueden no haber cesado, no ser entendidas y conocidas, o no ser reversibles, la población invernante de la especie calificaría como "Vulnerable" (Criterio A2a).

AMENAZAS

● Pérdida y degradación de la calidad del hábitat

Las principales amenazas para esta especie durante la época no reproductora, dada su dependencia actual por los arrozales, es el drenaje o desecación de las tablas de arroz durante la invernada y la migración, así como la transformación de este agrosistema en cultivos intensivos de olivos y frutales (Gill *et al*., 2007). También afecta de modo negativo durante esta época la transformación de las salinas y cultivos marinos extensivos, en otros cultivos marinos intensivos o igualmente el abandono de dichas salinas, con la consiguiente degradación y pérdida de valor para las aves limícolas (Hortas, 2004). Durante la época reproductora una amenaza clave es la intensificación de la agricultura y la desecación de humedales apropiados para la reproducción.

● Perturbación humana

Especie muy sensible a la perturbación humana durante la época reproductora (Pagh y Penrennou, 2007). En España no está considerada una especie cinegética, pero la caza de otras aves acuáticas causa una gran perturbación a las agujas colinegras en un momento crítico del ciclo anual (Gill *et al*., 2007).

● Cambio climático

La subida del nivel del mar disminuye la disponibilidad de hábitats adecuados en buena parte de los humedales donde inverna o hace uso en sus rutas migratorias, como ya ocurre en el delta del Ebro. Igualmente, el calentamiento global afecta negativamente a los humedales de forma directa e indirecta por ejemplo, reducción de precipitaciones, incremento de evaporación, etc., especialmente los ambientes endorreicos del suroeste de España.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Mantenimiento de agricultura extensiva y de los humedales en las zonas potenciales de reproducción.
- ✔ No drenar el agua de lluvia de las tablas de arroz durante los meses de invierno.
- ✔ Restauración de zonas inundables en salinas y cultivos extensivos.
- ✔ Evitar la proliferación de agrosistemas intensivos en las principales áreas de invernada o escala.
- ✔ Control de la perturbación humana directa.
- ✔ Control de la caza, con especial énfasis en las proximidades de las áreas de forrajeo y dormideros.
- ✔ Protección eficaz de zonas de reproducción, invernada y pasos migratorios.

ALCAUDÓN CHICO

EN PELIGRO CRÍTICO
CR [A2b, B2a, B2b (i, ii, iv, v), B2c(iv), D, E]
LIBRO ROJO



Lanius minor

Trenca; Picanzo pequeño; Antzandobi txikia; Picanço-de-mascarilha; Lesser Gray Shrike; Pie-grièche à poitrine rose

Autores: **Marc Gálvez, José Guerra y Octavio Infante**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2016)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	NE	CR	CR

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

El área de distribución del alcaudón chico en España se limita a una zona de menos de 500 ha en el sector oriental de la depresión del Ebro, junto a la ciudad de Lleida. Actualmente la especie ocupa zonas de regadío tradicional, con canales rodeados de grandes árboles -mayoritariamente plátanos de paseo o de sombra ( )- donde nidifica, y bancales de cultivos herbáceos separados con abundantes lindes. A principios del presente siglo existía un segundo núcleo en Aragón, actualmente extinguido, que utilizaba plantaciones de almendros de secano.

Durante las migraciones se suelen observar alcaudones chicos en Cataluña, fuera del área de cría. En primavera se trata de ejemplares no pertenecientes al proyecto de conservación -sin anillas-, mayoritariamente machos, probablemente procedentes de otras poblaciones y que "pasan de largo" durante la migración -suelen aparecer en la costa- y cuya estancia no dura más de uno o dos días. En la migración posnupcial, en cambio, los juveniles del proyecto se suelen observar sedimentados en zonas tradicionales donde la especie ya no nidifica -como el Parque Natural de los Aiguamolls de l'Empordà-.

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

En 2020 nidificaron cuatro parejas de alcaudón chico en España, todas ellas en el núcleo de Lleida. Desde 2010, cuando se extinguió la población de Huesca, y anteriormente la de Girona -2002-, Lleida acoge anualmente las únicas parejas de la especie a nivel nacional. Desde 2005 hasta 2020 se ha pasado en España de 20 a cuatro parejas, con años de ninguna y con máximos de siete parejas -en 2017-. Desde 2009 se liberan individuos nacidos en cautividad en el marco de un proyecto de refuerzo poblacional liderado por la entidad Trenca -con 674 ejemplares liberados hasta 2020-, lo que ha evitado la extinción de la especie hasta el momento. De hecho, desde 2018 la población está formada únicamente por individuos liberados mediante hacking o bien de su descendencia.

Es una de las especies más escasas de la fauna vertebrada ibérica, declarada como "En Peligro Crítico" en España -Orden TEC/1078/2018, de 28 de septiembre-.

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se han aplicado las categorías de amenaza y los criterios de la UICN para el conjunto de la población reproductora española, analizándola como una unidad regional única. La especie ha sido evaluada y cataloga dentro de la categoría de "En Peligro Crítico" por cumplir los criterios A2b, B2a, B2b (i, ii, iv, v), B2c(iv), D y E.

Criterio A2

(b) Los seguimientos realizados indican que la población de alcaudón chico en España ha pasado de 20 parejas reproductoras en 2005 a cuatro parejas en 2020. Por lo tanto, para un periodo superior a los 10 años se ha reducido la población de la especie en un 80 %, sin que se hayan podido revertir las amenazas que han provocado la tendencia regresiva, cumpliendo, por tanto, el criterio para catalogarla como "En Peligro Crítico" por su drástica reducción en el tamaño poblacional.

Criterio B2

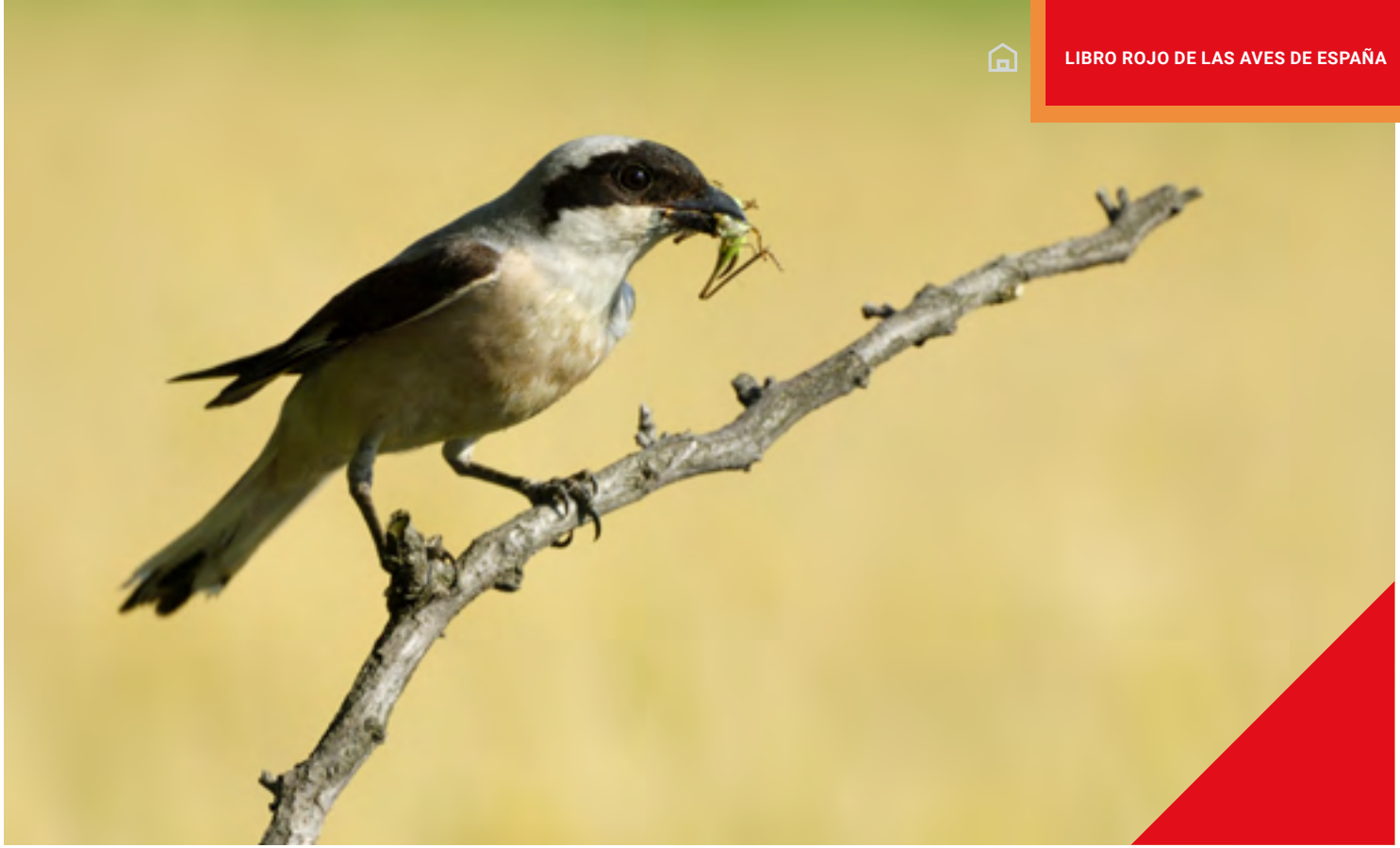
(a) La población reproductora se restringe a una única localidad en todo el territorio nacional, cumpliendo el criterio para catalogar como "En Peligro Crítico".

(b) En los últimos 20 años han desaparecido dos núcleos de cría de la especie en España (Girona y Huesca), y el núcleo de Lleida se ha visto reducido a una única localidad, con lo que ha habido una disminución observada de la extensión de presencia (i), del área de ocupación (ii), del número de localidades o subpoblaciones (iv) y del número de individuos maduros (v), por lo que también cumple este criterio.

(c) En la serie de 20 años de seguimiento, el número total de territorios reproductores ha descendido progresivamente. Desde 2010 la población fluctúa anualmente, con mínimos de cero y máximos de hasta siete parejas, cumpliendo el criterio del número de individuos maduros (iv).

Criterio D

La población reproductora de alcaudón chico es muy pequeña y restringida, con tan solo cuatro parejas. Cumple el Criterio D para catalogarla como "En Peligro Crítico", al presentar un número inferior a 50 individuos maduros.



© Bildagentur Zoonar GmbH-Shutterstock

Criterio E

Con base en las tasas de retorno de la población ibérica de alcaudón chico, la probabilidad de extinción es superior al 50 % en un periodo de 10 años, catalogando como "En Peligro Crítico".

AMENAZAS

● Cambio climático

El alcaudón chico es una especie sensible a los cambios en las condiciones climáticas, tanto en las zonas de cría como en las de invernada. Los ciclos de lluvias y temperaturas afectan a las poblaciones de insectos y, a su vez, a la supervivencia y éxito reproductivo de los alcaudones.

Uno de los factores que se consideró clave en la viabilidad de la población española fue la baja tasa de retorno (Giralt, 2015). Recientemente se ha podido apreciar una aparente relación positiva entre la tasa de retorno de los alcaudones chicos ibéricos y el régimen de lluvias de las zonas de invernada en el sur de África (Gálvez y Guerra, 2020). Es probable que suceda lo mismo en las zonas de sedimentación durante la migración, en el centro de África. Así pues, una alteración en la cantidad o estacionalidad de las lluvias debido al cambio climático podría afectar negativamente a la especie.

● Transformación del hábitat y gestión agraria

Un factor importante es la pérdida o transformación del hábitat a causa de la intensificación de

determinadas técnicas de cultivo, la explotación de las tierras agrícolas y los condicionamientos de la Política Agraria Común (PAC): reducción de superficies de barbecho; abandono de cultivo de cereal de secano; incremento de las superficies de cultivos de regadío e intensificación de los mismos; desaparición de linderos, eriales y barbechos no arados de media o larga duración -de uno a tres años-; e incremento de la superficie de cultivos que cambian de herbáceos a leñosos y con pérdida de grandes árboles a lo largo de los canales tradicionales de riego.

● Falta de planificación adecuada en el desarrollo de infraestructuras energéticas

La actual avalancha de megaproyectos de infraestructuras de energías renovables, sin planificación territorial alguna, constituye una nueva amenaza para el alcaudón chico. En particular, las plantas fotovoltaicas suponen una reducción directa del hábitat de cría potencial para la especie. Actualmente existen diversos proyectos en comarcas vecinas al actual núcleo de cría, que limitarían seriamente una futura recuperación de la antigua área de distribución.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Berna: Anexo II. Convención sobre Especies Migratorias (CMS): Apéndice II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I.	Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011): En Peligro de Extinción. Declarada como "En Situación Crítica" en España (Orden TEC/1078/2018, de 28 de septiembre.

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Aragón	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Ninguno
Cataluña	Solicitada catalogación como "EN PELIGRO DE EXTINCIÓN" (pendiente de aprobación)	Ninguno

ESPACIOS DE INTERÉS

La totalidad de la población actual de alcaudón chico cría en el espacio de la Red Natura 2000 Secans de Mas de Melons-Alfés, que a su vez está incluido en el Pla Especial d'Espais Naturals (PEIN) de Cataluña. Las sueltas de pollos en Girona se llevan a cabo en el Parque Natural dels Aiguamolls de l'Empordà. Fuera de estos espacios protegidos existen aún zonas potenciales para la especie, amenazadas por la constante intensificación agrícola, de especial severidad en la zona del valle del Ebro (Huesca-plana de Lleida).

OTRAS MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Desde inicios de los años 2000 se lleva a cabo un proyecto de conservación y refuerzo poblacional del alcaudón chico en España. En 2009 se consiguieron liberar los primeros ejemplares nacidos en cautividad en el Centro de Cría de Vallcalent (Lleida). Los adultos reproductores se obtuvieron de huevos rescatados de nidos salvajes y pollos inviables en el medio natural. Desde entonces han nacido más de 1.000 pollos en cautividad y se han soltado 730. Paralelamente se han llevado a cabo medidas de conservación *in situ* como la gestión de cultivos mediante acuerdos de custodia del territorio con los propietarios de las fincas, plantación de árboles a lo largo de los canales de riego donde crían, alimentación suplementaria para las parejas reproductoras, control de depredadores -urraca principalmente- y aumento de la productividad de los nidos salvajes mediante adopción de pollos de cautividad. Desde 2019 se están soltando pollos en el Parque Natural dels Aiguamolls de l'Empordà, con la intención de recuperar dicho núcleo.

Depredación

El aumento del regadío intensivo ha llevado asociado un aumento de las poblaciones de urraca (*Pica pica*), lo que supone una amenaza añadida para el alcaudón chico. La urraca puede depredar sobre huevos y pollos.

Caza ilegal durante las migraciones

A pesar de que en las zonas de cría la caza no es una amenaza para la especie, el hecho de que su ruta migratoria -especialmente la otoñal- pase por zonas con una intensidad elevada de caza de aves migratorias -países del Mediterráneo oriental-, muy probablemente tenga un impacto en las poblaciones de la especie (BirdLife International, 2015).

Pérdida de recursos tróficos

La paulatina y grave desaparición de las poblaciones de insectos y otros invertebrados terrestres que está afectando a nivel global a muchos ecosistemas también puede estar afectando negativamente al alcaudón chico, ya que se trata de un recurso trófico fundamental para la especie (Hallmann *et al*., 2017; Sánchez-Bayo y Wyckhuys, 2019; Cardoso *et al*., 2020). En este sentido, la intensificación agrícola y la desaparición del pastoreo extensivo juegan un importante papel en la disponibilidad de insectos.

Inacción de las Administraciones públicas

La lentitud en la ampliación de las medidas urgentes para la conservación y recuperación del alcaudón chico y la no aprobación y ejecución del plan de recuperación, son factores limitantes que afectan la viabilidad futura de la población de alcaudón chico.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Elaboración y aprobación de los preceptivos planes de recuperación.
- ✔ Desarrollo de medidas específicas ligadas a los usos agrícolas: conservación de linderos, eriales y desarrollo de medidas que permitan la conservación de barbechos gestionados para fomentar la biodiversidad.
- ✔ Prohibición de repoblaciones forestales en hábitats actuales o potenciales de la especie.
- ✔ Seguimiento de la evolución de la población.
- ✔ Investigación para conocer en profundidad algunas de las causas de su declive. Estudio para mitigar o evitar las causas de mortalidad directa.

EN PELIGRO CRÍTICO
CR [A2ac; B2ab(i, ii, iv, v); C1, C2a(i, ii); D]



ARAO COMÚN

Uria aalge

Somorgollaire comú; Arao común; Martin arrunta; Airo-comum; Common murre; Guillemot marmette

Autor: **Álvaro Barros**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2018)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	**NT**	**LC**	**NE**	**CR**	**CR**

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

En los últimos 30 años la población reproductora de arao común en Galicia ha estado restringida a dos localidades muy concretas, el islote Magnánimo en las islas Sisargas (Malpica) y el islote Vilán de Fóra (o Vilán dos Aros) en el cabo Vilán (Camariñas), ambas en la provincia de A Coruña. Parece lógico pensar, por lo tanto, que en caso de que quedasen algunas aves en situación de reproducirse estas serían las localidades de ocupación más probable. Fuera de la época de cría, el arao común se distribuye por todo el Atlántico norte, siendo una especie habitual durante el invierno en el litoral cantábrico y atlántico gallego, siendo algo más abundante en las costas vasca y cántabra, y en el estrecho de Gibraltar (Ramos *et al*., 2012).

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

La situación actual de la población reproductora en España de arao común es crítica. En las dos últimas localidades de cría, en las islas Sisargas y los islotes del cabo Vilán, hace años que no se documenta la reproducción, ni se observan posibles ejemplares reproductores.

En concreto, el último dato de cría en las islas Sisargas es del año 2004, cuando se observó una pareja con un pollo en el islote Magnánimo (Xabier Varela, com. pers.). En los islotes del cabo Vilán la última vez que se observaron araos en época de cría ocupando la colonia fue en el año 2013, cuando se observaron tres aves (dat. prop. inéd.). En 2017 se realizó un trabajo específico de revisión y censo de ambas localidades que arrojó resultados negativos, al no observarse araos en ninguna de estas dos localidades (Munilla, 2017).

En la península ibérica, antiguamente, el arao común criaba en distintas localidades tanto del Cantábrico como del Atlántico, si bien todas las colonias importantes, de varios cientos de parejas, se situaban en Galicia (Mouriño *et al*., 2004; Munilla y Velando, 2008). Al contrario de lo que sucede con otra especie propia de las aguas frías del norte de Europa -la gaviota tridáctila-, en el caso del arao común sí existen referencias que confirman la presencia de esta especie como reproductora en aguas del Atlántico ibérico en tiempos más o menos históricos. Tait (1924) observó araos en las proximidades de las islas Cíes en época de cría en 1882, y en 1913 consiguió huevos procedentes del islote Centulo (costa norte de la isla de Ons); también en 1914 observó araos en las islas Sisargas y recoge el testimonio de un farero que le confirmó la nidificación de la especie en las islas. Posteriormente, Lockley (1952) estimó en 6.000 parejas la población reproductora en las islas Berlengas en 1939, mientras que Bernis censó 330 parejas en las islas Sisargas en 1948 (Bernis, 1948). Entre los años 1940 y 1960 la población gallega de arao rondaría los 3.000 ejemplares en al menos ocho localidades de cría, si bien seis serían con mucho las principales: Estaca de Bares -100 aves-, islotes del cabo Ortegal -1.000 aves-, islas Sisargas -330 parejas- y cabo Vilán -300 aves- en la provincia de A Coruña, e islas Ons -36 parejas- y Cíes -400 parejas- en la provincia de Pontevedra (Bárcena, 1985; Mouriño *et al*., 2004). A partir de los años 60 del siglo pasado todas las poblaciones gallegas (también la portuguesa) descendieron de manera muy acusada, de manera que en 1981 sólo quedaban 50 parejas en tres colonias: 36 en el cabo Vilán, 11 en las islas Sisargas y tres en las islas Cíes (Munilla y Velando, 2008). En 1987 aún se observó una pareja criando en las islas Cíes (Arcos *et al*., 1995), pero la especie se había extinguido aquí en 1989 (Munilla y Velando, 2008). Por lo tanto, a comienzos de los años 90 del siglo XX, las únicas colonias de arao común eran las de las islas Sisargas y el cabo Vilán, con una población en conjunto de a lo sumo 15 parejas. A partir de este momento, la especie fue desapareciendo de ambos núcleos en un progresivo y agónico proceso de extinción. En las islas Sisargas se observaron seis aves en 1994 (Arcea, 1994), dos parejas en 1998 y una pareja con un pollo en 2001 (dat. prop. inéd.) y finalmente una pareja con un pollo en 2004, último año en que se confirmó la cría (Xabier Varela, com. pers.). En el cabo Vilán se estiman 5-11 parejas en 1992 y -12 parejas en 1994 (Arcea, 1992, 1994), nueve aves en 1997 (Barros *et al*., 2000), tres aves con un pollo en 2001 (dat. prop. inéd.), seis aves en 2003 (Pombo, 2007), cuatro adultos y dos pollos en 2007 (Barros, 2017; Mouriño, 2017), dos aves en 2012 y finalmente tres en 2013 (dat. prop. inéd.), último año en que se confirma la ocupación de la colonia. Prospecciones específicas de la colonia en 2016 y 2017 arrojan resultados negativos (Munilla, 2017; dat. prop. inéd.). En cuanto a la otrora importante población de las islas Berlengas, de las 6.000 parejas censadas en 1939 descendió hasta tan solo 34 en 1995 (Morais, 1995) y en la actualidad ha desaparecido por completo (Life Berlengas, 2019).

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Aplicado las categorías de amenaza y los criterios de la UICN para la población reproductora española y teniendo en cuenta que el arao común no se reproduce en Galicia desde hace al menos seis años y que en ese periodo tampoco se han observado aves en sus antiguas localidades de cría en época de reproducción, es muy probable que la población de esta especie se haya extinguido regionalmente (RE) como reproductora. Sin embargo, debido a lo reciente de esta aparente extinción local, no se puede descartar por completo la posibilidad de que en los próximos años se produzca algún intento esporádico de cría. Por estos motivos, la población española de arao común debe seguir catalogada como "En Peligro Crítico" con base en el cumplimiento de los siguientes criterios:

Criterio A2

Se ha producido una reducción del tamaño poblacional superior al 80 %, no se conocen las causas y no existen evidencias de recuperación. A pesar de las prospecciones específicas realizadas durante años los censos han sido negativos (a) y por tanto se ha producido también una reducción del área de ocupación al desaparecer las colonias de cría (c), por lo que de acuerdo a este criterio debe ser evaluada como "En Peligro Crítico".

Criterio B2

El área de ocupación de la especie de acuerdo con los últimos reductos de cría en islas Sisargas y el cabo Vilán, supone una superficie de menos de 10 km^2, que se encuentra severamente fragmentada con respecto a las colonias más cercanas, por lo que cumple los subcriterios B2ab como para ser catalogada dentro de la categoría de "En Peligro Crítico". Además, se ha producido una disminución continua en el tiempo de la extensión de presencia de las colonias (i), del área de ocupación (ii), del número de localidades o subpoblaciones (iv) y del número de individuos maduros (v).

Criterio C

Aunque actualmente no se ha constatado la existencia de una población reproductora, de acuerdo a los últimos datos disponibles de la presencia de ejemplares reproductores y en el caso de que volvieran a instalarse ejemplares maduros, la población reproductora sería inferior a los 250 ejemplares, por lo que cumple el criterio para estar catalogada dentro de la categoría de "En Peligro Crítico".

Además, la especie ha sufrido una disminución continua de su población reproductora de más del 25 % en una generación (15 años), cumpliendo el criterio C1 de esta categoría. A esto hay que añadir que cumple con el criterio C2a, porque esta disminución continua observada en las poblaciones de arao común ha hecho que el número de individuos maduros en cada una de las dos últimas subpoblaciones existentes antes de su desaparición fuese menor de 50 ejemplares (i), y que más del 90 % de los individuos estuvieran en una sola subpoblación (ii).

Criterio D

La población es muy pequeña y restringida, y en cualquier caso el número de individuos maduros sería inferior a 50 ejemplares, por lo que también cumple este criterio para ser catalogada como "En Peligro Crítico".

AMENAZAS

El arao común es una especie estrictamente marina que fuera de la época de reproducción tiene una vida enteramente pelágica. Al pasar prácticamente todo este tiempo posado en el agua y nadando, es una de las especies típicamente más afectadas por la contaminación del mar (Tucker y Evans, 1997). Por otra parte, se ha relacionado el declive de todas sus poblaciones ibéricas con cambios en el uso de las artes de pesca de enmalle. En el pasado, la recolección de huevos para consumo humano y la caza de adultos desde embarcación pudo haber ejercido un efecto negativo en algunas colonias importantes (Mouriño *et al*., 2004). Aunque todavía no se ha abordado esta cuestión de manera específica, es posible que la sobreexplotación de algunos *stocks* pesqueros haya provocado la escasez de recursos alimenticios para la especie. Finalmente, es posible también que el cambio climático global haya modificado la distribución de algunas de sus presas más importantes. En cualquier caso, tanto si la desaparición de la población ibérica se ha debido a una sola causa principal o a un cúmulo de circunstancias adversas mantenidas en el tiempo, está claro que el impacto afectó a la población de manera global, ya que han desaparecido o están a punto de hacerlo todas las colonias existentes entre Portugal y el norte de Galicia.



© Menno Schaefer-Shutterstock

Contaminación

Los álcidos son uno de los grupos de aves marinas que más se ven afectados por la contaminación del mar con petróleo. Tradicionalmente las mareas negras provocadas por accidentes de grandes petroleros han causado la muerte de muchos miles de álcidos, incluidos por supuesto los araos comunes. En este sentido, las poblaciones Ibéricas de arao común han tenido que hacer frente al menos a cinco grandes vertidos de petróleo provocados por los accidentes de los siguientes petroleros: *Polycommander* en la ría de Vigo en 1970, *Jacob Maersk* en Oporto en 1975, *Urquiola* y *Aegean Sea* en A Coruña en 1976 y 1992 respectivamente, y *Prestige*

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Berna: Anexo III. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I.	Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011): EN PELIGRO DE EXTINCIÓN (Población reproductora). Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011): Incluida (Población no reproductora)

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	Listado Andaluz de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial	Ninguno
Asturias	No catalogado	Ninguno
Baleares	De Interés Especial	Ninguno
Cantabria	No catalogado	Ninguno
Cataluña	No catalogado	Ninguno
Euskadi	No catalogado	Ninguno
Galicia	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Ninguno
Región de Murcia	No catalogado	Ninguno
Comunidad Valenciana	No catalogado	Ninguno

ESPACIOS DE INTERÉS

Red Natura 2000: ES0000176-Costa da Morte Norte, ES0000497-Espacio Marino Costa da Morte.

a 250 km de las costas gallegas en 2002 (SEO/BirdLife, 2001). Sólo con ocasión del último de estos accidentes se recogieron orillados en las costas españolas y portuguesas casi 10.000 araos (SEO/BirdLife, 2003). Aunque sólo los derrames del *Urquiola* y del *Polycommander* ocurrieron dentro de la época de cría del arao común, es probable que los otros tres accidentes también afectasen a esta especie en las costas Ibéricas. A este tipo de contaminación episódica habría que añadir además una mortalidad crónica muy difícil de estimar resultado de pequeños accidentes e incluso vertidos premeditados, los denominados "sentinazos".

Falta de recursos biológicos

Es posible que las poblaciones Ibéricas de arao común se hayan visto afectadas de manera importante por variaciones en la disponibilidad de alimento, ya sean como producto de la actividad humana (sobrepesca) o por causas naturales debido a alteraciones en las condiciones oceanográficas, donde el cambio climático global podría haber jugado un papel relevante. En este sentido, desde los años 50 del siglo XX la población cántabro-atlántica de una de las potenciales presas del arao común, la anchoa (*Engraulis encrasicolus*), ha sufrido un brusco

descenso (Junquera, 1984). Otras especies potencialmente importantes para el arao como la sardina (*Sardina pilchardus*) han experimentado fluctuaciones poblacionales que podrían haber afectado a la especie (Xunta de Galicia, 1993).

● **Mortalidad accidental en artes de pesca**

El arao común captura sus presas buceando, lo que lo convierte en una víctima potencial de las artes de pesca de enmalle. La presencia, por tanto, de este tipo de artes en sus zonas favoritas de alimentación, especialmente en el entorno de las colonias de cría, podría haber tenido un efecto perjudicial significativo sobre la población. Munilla *et al*. (2007) determinaron que entre los años 1960 y 1974 todas las poblaciones ibéricas de la especie se desplomaron al alarmante ritmo de un 33,3 % anual, un declive que sería debido a la mortalidad de las aves adultas, más que por fracasos en la reproducción o mermas en la disponibilidad de alimento. Según estos autores, este aumento de la mortalidad se habría debido a la aparición y popularización del uso de las redes de *nylon*, las cuales en el agua serían mucho más difíciles de detectar por los araos que las tradicionales redes hechas de fibras vegetales.

● **Inacción de las Administraciones públicas**

Pese a estar incluida en la categoría de "En Peligro de Extinción" en el Catálogo Español de Especies Amenazadas y en el Catálogo Gallego de Especies Amenazadas (Decreto 88/2007, Xunta de Galicia) y ser una de las especies incluidas en el redactado, pero no aprobado Plan Integral de Recuperación de las Aves Marinas Amenazadas de Galicia (Munilla y Velando, 2008), hasta la fecha no se han realizado acciones concretas de conservación para esta especie en Galicia y tampoco se han elaborado y aprobado la Estrategia de Conservación del arao en España ni el preceptivo plan de recuperación para la especie en Galicia. Hay que recordar que ya en el anterior *Libro Rojo de las Aves de España* (2004) había sido evaluado como "En Peligro Crítico", y que el arao lleva más de 10 años catalogada como "En Peligro de Extinción" por las autoridades con competencias en materia de conservación de fauna, pero nunca se tomó ninguna medida para evitar esta extinción anunciada. La no aplicación de medidas específicas para su protección, como pueden ser la aprobación y ejecución de planes de recuperación, son factores indirectos que evidentemente afectaron a la recuperación de las poblaciones de arao.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Evaluar la posibilidad de declarar al arao común como "Especie en Situación Crítica" a nivel estatal, estableciendo la necesidad de elaborar y aprobar una estrategia de conservación de la especie para favorecer la recuperación de sus poblaciones y de otras aves marinas amenazadas en las últimas colonias de cría.

- ✔ Elaboración y aprobación y ejecución del preceptivo plan de recuperación de la especie en Galicia.

- ✔ Revisar su catalogación a escala autonómica en aquellas comunidades autónomas con presencia de poblaciones invernantes, estableciendo medidas de conservación para evitar la mortalidad de las aves en artes de pesca en aquellas zonas de alimentación más importantes para la especie.

- ✔ Seguimiento de la posible población restante y estudio de las causas históricas que motivaron el declive de sus poblaciones.

EN PELIGRO CRÍTICO
CR [C2a(i)b; D]



AVETORO COMÚN

Botaurus stellaris

Bitó comú; Abetouro bruón; Txori zezen arrunta; Abetouro-eurasiático; Eurasian Bittern; Butor étoilé

Autor: **Pablo Vera**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2016)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	E	CR	CR

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

El área de distribución del avetoro común se encuentra altamente fragmentada, siendo dependiente de la existencia de los hábitats requeridos para establecer territorios de cría o zonas de alimentación fuera del período reproductor en un reducido número de humedales. Por ser un ave ligada a humedales con carrizales extensos encharcados con aguas dulces y de buena calidad, y con una comunidad de peces y anfibios bien estructurada, su área de distribución potencial es mucho mayor. Esto demuestra el amplio conocimiento que las poblaciones locales ligadas a humedales costeros y complejos de humedales y lagunas de interior tienen de la especie, en los que el avetoro ya no se encuentra presente o resulta mucho más escaso. Su declive parece tener lugar a partir de mediados del siglo XX y tuvo una fase crítica en la década de los 80, cuando estuvo al borde de la extinción (Urdiales, 1992), situación de la que hoy en día aún no se ha recuperado (Bertolero y Soto-Largo, 2004).

El área más extensa de ocupación durante el período reproductor corresponde al Espacio Natural de Doñana, que junto con el valle medio del Ebro -Las Cañas,

Pitillas, arrozales de Arguedas y las Cinco Villas, soto de los Tetones, Bárdenas Reales, laguna de Sariñena y El Cañizar- han sido sus refugios durante su dramática situación. Además, el avetoro establece territorios de una manera regular o se ha constatado su reproducción recientemente en Baleares -albufera de Mallorca-, Cataluña -Aiguamolls de l'Empordà-, Tablas de Daimiel y el complejo de humedales del río Gigüela, y Extremadura -embalse de Arrocampo-.

Para establecer sus territorios los adultos reproductores se ven atraídos por grandes extensiones de carrizo denso y no fragmentado o en donde exista una red de canales bordeados con juncos o humedales abiertos con zonas de orla de carrizo mayor de 20 metros de anchura (Gilbert *et al*., 2007; Polak, 2007), evitando manchas de vegetación con la misma edad, sobre todo tallos viejos y secos (Gilbert *et al*., 2005). En humedales británicos y centroeuropeos los territorios defendidos durante la época de cría pueden oscilar entre 2,1 y 9 hectáreas (Poulin *et* Lefevre, 2003; Polak, 2006), cuya cobertura de vegetación en las parcelas oscila entre el 6 % y el 44 %, compuesta por carrizo, enea y juncos y próximos a extensas láminas de agua o lagos poco profundos (Polak, 2006), de forma coherente con la configuración y extensión de algunas balsas de riego del valle medio del Ebro, siempre que disponga de hábitats complementarios anexos (Soto-Largo, 2002). La mayoría de los machos territoriales en el Reino Unido se movieron en profundidades de alrededor de 20 cm de agua y evita los humedales con fluctuaciones excesivas de nivel (Gilbert, 2005), mientras que las hembras de avetoro sitúan sus nidos en las zonas de mayor profundidad y evitan las áreas donde la profundidad de la lámina de agua varía drásticamente, pero pueden convivir con ligeras variaciones (White *et al*., 2006), probablemente como estrategia para evitar la predación de nidos y los cambios bruscos en la disponibilidad de alimento.

La composición, abundancia y estructura de edades de fauna ictiológica es uno de los requerimientos críticos durante los periodos de cría y migración, ya que los peces suponen en muchos casos la base de su dieta. Las especies de las que se alimenta varían en función de la disponibilidad (White *et al*., 2006), como lucios, carpas, anguilas, truchas o espinosos (Cramp, 1997). Diversos estudios muestran la importancia de proporcionar hábitats adecuados para el desarrollo adecuado del ciclo vital de la ictiofauna (incluyendo desove, refugio e hibernación) además de fomentar el desplazamiento de los peces a lo largo de los carrizales (Noble *et al*., 2004; Self, 2005; Gilbert *et al*., 2007).

Durante el invierno y los pasos migratorios y movimientos de dispersión posreproductora (que pueden alargarse hasta principios de mayo y comenzar en julio) requiere de ambientes similares para su alimentación y descanso (Lekuona, 2012), aunque se muestra menos exigente que durante el período reproductor dado que el único criterio aparentemente necesario en la elección de los lugares de invernada y paso, es la existencia de una fuente de alimento con vegetación emergente suficiente que le permita la captura de sus presas (White *et al*., 2006). En consecuencia, también puede hacer uso de arrozales, ríos, embalses, graveras abandonadas y balsas de riego. Sin embargo, el avetoro común muestra cierta plasticidad cuando los hábitats naturales no son óptimos, de manera que estos ambientes también pueden formar parte de sus territorios durante el período reproductor cuando se encuentran anexos a humedales o incluso nidificar en ellos, como por ejemplo en arrozales (Longoni *et al*., 2011).

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

Hasta el momento no se ha desarrollado ningún censo coordinado de la población de avetoro común en España utilizando una metodología común para todas las regiones. Debido a los hábitos poco conspicuos de la especie y, por tanto, baja detectabilidad (White *et al*., 2006), la estimación de las poblaciones reproductora, migratoria e invernante ha conducido indudablemente a una estima de la población total por debajo de la realidad. La aproximación más reciente a su tamaño de distribución en España es el realizado en 2011, de 40 machos territoriales y 35 aves invernantes (Garrido *et al*., 2012), obtenido a partir de datos de muy diversa índole como protocolos de seguimiento para la detección de machos cantores empleando grabaciones, cartografía de territorios, estaciones de escucha, observaciones puntuales e incidentales, etc. Complementariamente, el hecho de no cubrir el conjunto de todos los humedales propicios en España impide estimar su tendencia con precisión.

En todo caso, el censo de 2011 supone un incremento sobre la estima utilizada para la evaluación del anterior *Libro Rojo*, en la que se consideraba que la población reproductora no superaría los 25 machos territoriales, manteniendo en el valle medio del Ebro la principal población (12-17 machos territoriales) (Bertolero y Soto-Largo, 2004; Soto-Largo, 2002). Considerando los censos más recientes, el número de machos territoriales en España se encontraría entre 10-46 ejemplares, considerando como situación más favorable, aunque poco probable, aquella en la que cada región aporta al total sus mejores resultados recientes.

En Andalucía, sólo se registra en el Espacio Natural de Doñana, con fluctuaciones extremas, en las que algunos años no se detectan machos territoriales y otros años se detectan más de 20, con un máximo reciente de 27 en 2018 (Cagpds, 2021). Sin embargo, es importante reseñar que la población andaluza podría estar siendo subestimada en tamaño y, con mayor probabilidad, en lo que se refiere a su distribución, dado que solo en el Espacio Natural Doñana se aplica una metodología específica adecuada a la especie, y ocasionalmente la presencia de avetoro común en años anteriores son el Paraje Natural del Brazo del Este, las lagunas de Palos y las Madres, las marismas del Odiel, los humedales de Trebujena-Sanlúcar y la laguna Dulce de Campillo (Cagpds, 2021).

En el valle medio del Ebro la estimación de las parejas resulta compleja, por el amplio número de pequeños humedales que podría albergar a la especie y la falta de desarrollo de programas de seguimiento exhaustivos. El núcleo poblacional se encuentra en Las Cañas, Pitillas, arrozales de Arguedas y las Cinco Villas, soto de los Tetones, Bárdenas Reales, laguna de Sariñena y el Cañizar, con una población total que oscilaría entre 10-16 machos territoriales anuales, con las fluctuaciones que experimenta la especie de manera natural. En la laguna del Cañizar desde 2010 se detecta casi todas las primaveras, habiéndose escuchado dos machos cantando en 2021 (SEO-Teruel, com. pers.). En el valle del Duero, en León, las observaciones se producen con cierta asiduidad en la laguna Grande, aunque otras pequeñas lagunas leonesas y palentinas albergan a machos cantores en abril, llegando a confirmarse su reproducción de manera aislada y puntual (Jubete, com. pers.).

En Castilla-La Mancha, su presencia depende de la disponibilidad de niveles hídricos altos, tanto en las áreas de reproducción habitual (Tablas de Daimiel y complejo de humedales del Gigüela) como en otros humedales de la provincia de Albacete (Cañizares *et al*., 2014). En

Extremadura las observaciones durante el período reproductor son muy escasas, y únicamente se ha verificado la reproducción en el embalse de Casa Zafra (2007) y en el embalse de Arrocampo (2012) (Prieta, com. pers.).

En Cataluña, la población nidificante de avetoro se encuentra próxima a la extinción, habiéndose censado en los últimos años siempre menos de cinco machos territoriales y restringidos a los Aiguamolls de l'Empordà (Gencat, 2021). En los últimos cinco años se han escuchado machos cantando en algunas zonas del Segrià que podrían indicar el establecimiento de una población reproductora incipiente de la que no hay confirmación de nidificación. Las aves invernantes entre 2009 y 2020 en Cataluña han fluctuado entre un máximo de 19 ejemplares en el 2014 y un mínimo de cinco los años 2010 y 2017 (Gencat, 2021). En la Comunidad Valenciana en los últimos años se han venido escuchando machos territoriales en la albufera, donde no es reproductora (Vera *et al*., 2016), y en el marjal de Almenara, donde no ha podido verificarse su reproducción (Vera, 2020b). En Baleares, el avetoro se encuentra al límite de la extinción, donde anualmente se escucha apenas un macho territorial en la Albufera de Mallorca como única localidad con presencia, sufriendo la degradación de sus hábitats a causa de la progresiva salinización de los mismos (Rebasa, com. pers.).

Durante la invernada y pasos migratorios, el avetoro hace uso de un mayor número de humedales en España, incluyendo algunos de la cornisa Cantábrica-(parque de Las Llamas y marisma del Conde en Santander, Salburua en Álava, Urdaibai en Vizcaya y Txingudi en Guipúzcoa- y Galicia -Lagoa de Sobrado, Valdoviño, etc.-.

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

La evaluación del estado de conservación de la especie se mantiene igual que en el anterior *Libro Rojo* (Bertolero y Soto-Largo, 2004). Las dificultades de muestreo inherentes a la especie tanto durante la época de reproducción como durante la invernada por la baja detectabilidad de las aves si no se lleva a cabo un censo específico, no permiten disponer de información que permita evaluar con precisión el criterio de reducción del tamaño poblacional (criterio A), y de distribución geográfica (criterio B). No obstante, el reducido tamaño poblacional resulta suficiente como para catalogar la especie como "En Peligro Crítico".

Criterio C2

Teniendo en cuenta el pequeño tamaño poblacional que, tanto durante la época de reproducción como de invernada, es menor de 250 aves maduras, observándose una tendencia negativa en los últimos años, junto con un número de individuos maduros en cada subpoblación menor de 50 aves, y unido al hecho de que presenta grandes fluctuaciones experimentadas en el número de individuos maduros durante la época de cría, la especie cumple los criterios C2a(i)b para evaluarse dentro de la categoría "En Peligro Crítico".

Criterio D

Asimismo, debido a estas grandes fluctuaciones, la mayor parte de los años la población nacional durante la época de reproducción se encontraría por debajo de 50 aves maduras, cumpliendo el criterio D para ser catalogada en de la como "En Peligro Crítico".

AMENAZAS

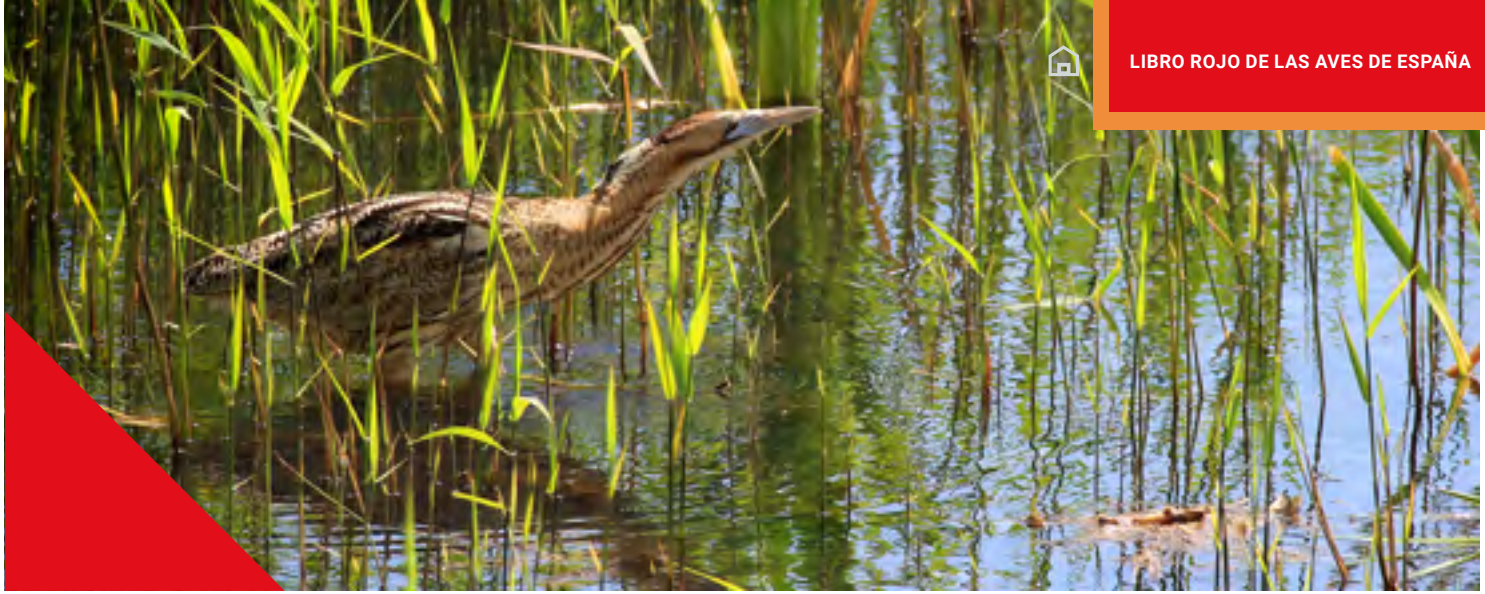
El avetoro común ha visto reducido notablemente el impacto de los factores identificados como responsables de su declive a final del siglo XX (Urdiales, 1992), especialmente la destrucción directa de humedales, aunque sigue mostrando un nivel alto de amenaza y vulnerabilidad por la pérdida de zonas húmedas con extensiones de carrizo, debido a la alteración del hábitat por desecación (Kushan y Hancok, 2005). Sin embargo, las presiones y amenazas puestas sobre la mesa en el anterior *Libro Rojo* (Bertolero y Soto-Largo, 2004), no sólo no se han revertido, si no que se han visto incrementadas sumando nuevos aspectos que inciden negativamente sobre la población: los humedales de mayor importancia para la conservación de la especie continúan sufriendo las mismas amenazas relacionadas con la falta de agua en cantidad y calidad como para mantenerlos en buen estado de conservación y, en consecuencia, también el de la especie, dados sus estrictos requerimientos de hábitat.

Es importante reseñar que el estado de conservación de la especie y concretamente el escasísimo tamaño poblacional provocan que cualquier tipo de mortandad tenga un importante impacto para la población a escala local, regional y nacional.

● Degradación y gestión inadecuada de sus hábitats

El descenso o extinción de sus poblaciones se han relacionado de manera generalizada con períodos de sequía que han motivado la desecación parcial o completa de sus hábitats y, por tanto, la degradación de estos para la especie a lo largo de su área de distribución en España en las últimas décadas (Urdiales, 1992; Garrido y Urdiales, 2001; Vicens, 2001; Bertolero y Soto-Largo, 2004; Cagpds, 2021). A pesar de que la fluctuación de los niveles de inundación es un aspecto inherente a los humedales en relación con la pluviosidad, la ocurrencia de esta amenaza viene a reflejar la incapacidad de regular, asegurar y mantener unos niveles mínimos para la reproducción de la especie.

Por otro lado, la ausencia de gestión activa de la vegetación, especialmente debido a la desaparición en muchos humedales de medidas como siegas, quemas controladas o el pastoreo y ganadería, en realidad supone una gestión inadecuada para el desarrollo de la regeneración natural de estos ambientes (Garrido y Urdiales, 2001; Soto-Largo, 2001; 2002; Vicens, 2001). A través de distintos sistemas de control sobre la incidencia de fenómenos que faciliten esta regeneración natural -presencia de ungulados, incidencia de incendios, baja ocurrencia de inundaciones por la creación de sistemas de control de los niveles para la protección de cultivos u otros bienes anexos, etc.- se ha conducido artificialmente en muchos casos a una homogeneización del paisaje en el que predominan carrizales monoespecíficos, generalmente densos y colmatados y. por tanto, no seleccionados positivamente por el avetoro (Carrasco *et al*., 2018). Esta falta de gestión ha conducido en muchos casos a la necesidad de abordar proyectos de restauración enfocados a alcanzar estados iniciales de la sucesión vegetal que permitan recuperar estos ambientes para diversas especies entre las que se encuentra el avetoro, como los desarrollados en las últimas dos décadas en el delta del Ebro, Aiguamolls de l'Empordà, albufera de València, humedales manchegos o cuenca del Duero (Ortá *et al*., 1998; Bertolero, 2000; Vera *et al*., 2016).



© Mark Caunt-Shutterstock

Cambio climático y fenómenos meteorológicos extremos

La reducción de las fuentes de agua superficial relacionadas con el cambio climático y la mayor recurrencia de períodos de sequía incidirán negativamente en la degradación de los hábitats palustres a lo largo de su área de distribución -especialmente relevante en el caso del avetoro- y, por tanto, en la disponibilidad de hábitats adecuados. De hecho, en el Espacio Natural de Doñana, en los años de sequía el número de territorios establecidos se reduce notablemente, llegando a no detectarse ningún ejemplar territorial en algunos años (Cagpds, 2021). Esta amenaza retroalimentará de forma grave a otras tratadas anteriormente, promoviendo una mayor transformación del hábitat y modificaciones de los sistemas naturales y haciendo más accesibles los humedales a especies de predadores terrestres oportunistas y, por tanto, aumentando el riesgo de predación. De manera complementaria, la salinización de los humedales costeros litorales supone un grave problema para la especie, que en la albufera de Mallorca encuentra el aumento progresivo de superficie de salobrales y la degradación consecuente de los hábitats requeridos entre los limitantes para su recuperación (Rebasa, com. pers.).

Contaminación puntual y difusa

El avetoro es una especie sensible a la eutrofización de las aguas, fenómeno que provoca la alteración de la estructura de la vegetación y cambios en las poblaciones de peces dentro de carrizales, al mismo tiempo que reduce la transparencia del agua, y con ello esta ardeida ve dificultada la capacidad de capturar sus presas (White *et al*., 2006).

Asimismo, es una especie sensible a la contaminación por pesticidas y vertidos debido a su posición intermedia en la cadena trófica. La composición y abundancia de la fauna bentónica de invertebrados, dado que suponen un complemento a los peces y anfibios que componen principalmente su dieta, e incluso el cangrejo rojo americano puede suponer un porcentaje muy importante de su dieta (Poulin *et al*., 2007; Lekuona, 2018), constituyen un factor importante durante la época de cría. Por tanto, el avetoro es muy vulnerable a los efectos que el uso de plaguicidas ocasiona en la cadena trófica y puede reducir la supervivencia de la especie (Marion *et al*., 2000). De hecho, la compartimentalización del hábitat en la Camarga,Francia, ha disminuido las poblaciones de anguila y otras especies y, en estos hábitats, el avetoro ha cambiado su

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Bonn: Apéndice II. Convenio de Berna: Anexo II. Convención sobre Especies Migratorias (CMS-AEWA): Apéndice II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I. European Union Bittern Botarus stellaris Action Plan (NEWBERY & AL., 1999)	Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011): EN PELIGRO DE EXTINCIÓN. No cuenta con una Estrategia Estatal de Conservación

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Acuerdo de 13 de marzo de 2012, del Consejo de Gobierno, por el que se aprueban los planes de recuperación y conservación de determinadas especies silvestres y hábitats protegidos. ANEXO III. Plan de recuperación y conservación de aves de humedales.: Avetoro (*Botaurus stellaris*).
Aragón	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Ninguno
Asturias	No catalogada	Ninguno
Baleares	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Resolució del conseller de Medi Ambient de 26 de novembre de 2008 per la qual s'aproven els plans de recuperació de Vicia bifoliolata, d'aus aquàtiques catalogades en Perill d'Extinció de les Illes Balears (Pla Homeyer); el pla de conservació de la flora vascular amenaçada del Puig Major i els plans de maneig del Teix Taxus baccata i del Voltor Negre Aegypius monachus: Bitó (*Botaurus stellaris*).
Cantabria	No catalogada	Ninguno
Castilla-La Mancha	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Ninguno
Castilla y León	No catalogada	Ninguno
Cataluña	No catalogada	Decreto 259/2004, de 13 de abril, por el cual se declara especie en peligro de extinción la gaviota de Audouin y se aprueban los planes de recuperación de varias especies (plan de recuperación del avetoro).
Euskadi	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Ninguno
Extremadura	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Ninguno
Galicia	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Ninguno
Comunidad de Madrid	No catalogada	Ninguno
Región de Murcia	No catalogada	Ninguno
Navarra	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Ninguno
La Rioja	No catalogada	Ninguno
Comunidad Valenciana	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Orden 28/2017, de 11 de octubre, de la Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural, por la que se aprueban los planes de recuperación de las especies de fauna en peligro de extinción aguilucho lagunero, avetoro, cerceta pardilla y escribano palustre.

OTRAS MEDIDAS EXISTENTES

A pesar de la falta de un marco estratégico para la recuperación del avetoro, se han desarrollado diversos proyectos a escala local y regional que han beneficiado a la especie y permitido recuperar ciertas poblacionales locales. Es el caso de los trabajos desarrollados con financiación europea y nacional en Aiguamolls de l'Empordà, delta del Ebro, albufera de Valencia, Castilla-La Mancha y cuenca del Duero, consiguiendo mantener o recuperar pequeñas poblaciones reproductoras e invernantes. Por los requerimientos de la especie, compartidos con otras aves amenazadas a escala nacional como la garza imperial, el carricerín real y el escribano palustre, ha sido utilizado como especie bandera para la recuperación de sus hábitats, en especial las lagunas costeras (Vera et al. 2006).

dieta, de manera que el cangrejo rojo americano pasó a suponer el 85-95 % de su alimentación tanto en adultos como en pollos (Poulin *et al*., 2007). En España parece haber ocurrido algo similar, adaptando su alimentación a este recurso por su abundancia (Orta *et al*., 1998), igual que ha ocurrido con otras especies de garzas, especialmente durante los meses más fríos, debido a la mayor dificultad de capturar peces (Lekuona, 2018). En la actualidad varios de los humedales en los que se encuentra presente tienen una alta influencia de sistemas agrícolas intensivos o incluso en los que se realizan fumigaciones sobre ambientes naturales ocupados al menos temporalmente por la especie (Curcó, com. pers.).

Caza ilegal

La caza de avetoro ha sido practicada hasta hace unas décadas en algunos humedales como el delta del Ebro (Bertolero y Soto-Largo, 2004), y se considera una de las causas que contribuyó al importante declive de la especie registrado durante el siglo XX (Urdiales, 1992). En la actualidad, de manera puntual se continúan produciendo casos puntuales de caza ilegal de la especie, probablemente relacionada con diversas prácticas cinegéticas nocturnas permitidas en algunos humedales como la albufera de València o el delta del Ebro. A la caza ilegal de aves hay que sumar las molestias que causa la actividad cinegética, dado que el período cinegético en humedales acaba durante el inicio del celo de la especie en España.

Tendidos eléctricos

Otra causa de mortandad no natural son las colisiones y electrocuciones con tendidos eléctricos, motivadas por la actividad crepuscular y nocturna de la especie. A pesar de considerarse una amenaza menor para el avetoro por no tener un efecto significativo sobre la dinámica poblacional a escala global (Prinsen *et al*., 2011), es importante reseñar que la detectabilidad de esta mortalidad es reducida debido a que los tendidos en muchas ocasiones cruzan extensas láminas de agua que no son accesibles.

Especies exóticas invasoras y predadores

A pesar del plumaje críptico del avetoro y la construcción de sus nidos sobre agua en lugares poco accesibles, se ha reportado la predación de huevos, pollos e incluso adultos reproductores por nutria, zorro, aguilucho lagunero y urraca (Polak, 2007). En este sentido, la proliferación de estas especies ligadas a humedales, todas ellas en franco aumento de sus poblaciones y coincidente con el área de distribución del avetoro en España, puede suponer un problema de conservación para la especie, especialmente en aquellos humedales con pocas parejas, y un limitante para la colonización de nuevas localidades. Complementariamente, el aguilucho lagunero puede actuar como un competidor por las zonas de nidificación y evitar el establecimiento de un mayor número de parejas.

La proliferación del cangrejo azul (*Callinectes sapidus*) en humedales costeros mediterráneos y especialmente ocupando los ambientes de alimentación del avetoro, puede entrar en conflicto con las poblaciones de cangrejo rojo americano (obs. pers.), que supone una parte importante de la dieta en algunas localidades (Poulin *et al*., 2007; Orta *et al*., 1998), así como anfibios. Adicionalmente, se ha sugerido el potencial impacto del siluro en algunas áreas del valle del Ebro, con el que podría existir competencia directa por el alimento y provocar un impacto indirecto sobre el avetoro por el aumento de la eutrofización y turbidez del agua (Gencat, 2021), aspectos que inciden negativamente sobre la probabilidad de aparición de la especie.

● **Falta de planificación e inacción de las Administraciones públicas**

De igual manera que en otras especies que dependen estrechamente de una gestión adecuada de la calidad y cantidad de las aguas que reciben y configuran los humedales, la falta de medidas estratégicas para su protección y conservación, como pueden ser la aprobación y ejecución de planes de recuperación a escala nacional que sean trasladados a planes de conservación regionales en aquellas comunidades autónomas donde se reproduce o donde se haya extinguido recientemente, pueden ser una amenaza indirecta para la especie. Del mismo modo, todos sus requerimientos de hábitat, incluidos los hídricos, ampliamente conocidos y reconocidos, han de ser integrados satisfactoriamente en los planes de gestión de los espacios Red Natura 2000 en los que están presentes y en los Planes de Cuenca.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Como paso previo a la puesta en marcha de actuaciones de conservación, resulta imprescindible desarrollar y poner en marcha una estrategia nacional para la conservación de la especie, en la que se recoja el estado de conservación actualizado, las necesidades y prioridades de gestión, y los mecanismos legales y financieros para apoyar el desarrollo de dicha estrategia.

Entre las acciones de conservación más urgentes, de acuerdo con el Plan de Acción europeo para esta especie (Newbery *et al*., 1999), y la mayor parte ya recogidas en el anterior *Libro Rojo* (Bertolero y Soto-Largo, 2004), destacan:

✔ **Restauración y gestión del hábitat:** La recuperación de la especie requiere de la restauración de hábitats que aseguren la capacidad de mantener unos niveles de inundación y una cobertura y estructura de vegetación adecuados para cumplir principalmente con los requisitos de su alimentación y nidificación. Entre ellas, se incluyen: (1) en relación con aspectos hidráulicos, los niveles de agua han de permanecer estables evitando cambios de nivel drásticos o el secado de parcelas. El carrizal inundado debe estar a menos de 30 m de una laguna o canal con profundidades que oscilen el metro de profundidad en la laguna y unos 20-40 cm en las orillas. La existencia de canales es muy positiva para la alimentación de las hembras durante la cría; (2) en relación con la gestión de la vegetación, deber ser activa y que asegure la renovación de la vegetación, que deberá realizarse en todo caso antes del inicio de las vocalizaciones para evitar molestias. Se recomienda la instauración de prácticas activas de gestión que incluyan la cosecha o quema controlada del carrizo, o excavar de manera rotativa y compartimentada los carrizales como métodos de desaceleración de la sucesión del carrizal. La gestión es recomendable realizarla formando mosaicos, de manera que, junto con las inundaciones primaverales, se favorezca el crecimiento vigoroso del carrizo y otros helófitos con heterogeneidad espacial en edades, previniendo la acumulación de carrizo en descomposición y proporcionando sitios de forrajeo para la especie; (3) en cuando la gestión de los recursos

tróficos, durante la época reproductora la disponibilidad de alimento se muestra como primer factor en el éxito reproductor y la supervivencia de los pollos, siendo a su vez un factor determinante en la elección del hábitat, tanto por el macho para establecer su territorio, como por la hembra para ubicar el nido. Se debe potenciar la presencia de ictiofauna con una estructura de tallas y edades compensada, sin predominio de tallas más grandes como las carpas y carpines que pueden causar problemas de turbidez y degradación de la estructura de la vegetación.; (4) en relación con la calidad del agua, los procesos que tienen lugar en los humedales artificiales mediante los que se reduce la carga fitoplanctónica y se aumenta la zooplanctónica son beneficiosos para la especie, por lo que se debe asegurar el mantenimiento de los procesos que conducen a estos resultados. La recolonización de localidades a partir de individuos en migración, como es el caso de la albufera de Mallorca, alienta a que estos trabajos no se desarrollen únicamente en los lugares tradicionales de presencia sino también en otros humedales de su entorno y que potencialmente puedan albergar poblaciones reproductoras o invernantes.

- ✔ **Restauración ambiental de graveras, embalses y balsas de riego:** En los últimos años han proliferado las observaciones de machos cantores en humedales de origen antrópico. Esta situación supone una oportunidad para recuperar ambientalmente aquellos espacios que por su configuración puedan llegar a albergar territorios de cría o áreas de alimentación durante los periodos de invernada y migración.

- ✔ **Control de la contaminación:** Resulta imprescindible evitar o limitar la aplicación de pesticidas y otros tratamientos insecticidas en las áreas de presencia de la especie, tanto dentro de los humedales como en los ecosistemas agrícolas de su entorno directo.

- ✔ **Seguimiento:** Se requiere de la definición de un calendario y metodología de censo común y compartido entre todas las Administraciones regionales que maximice la probabilidad de detección y permita establecer conjuntos de datos comparables a lo largo del territorio nacional y a lo largo del tiempo.

- ✔ **Adaptación de la temporada cinegética:** En todos aquellos humedales en los que la especie se encuentre presente durante la invernada, migración y reproducción debe limitarse la práctica de la actividad cinegética espacial y temporalmente para evitar su caza ilegal y molestias que impidan el establecimiento de territorios de alimentación y cría, prohibiéndose específicamente la caza nocturna y durante el crepúsculo.

- ✔ **Eliminación de tendidos eléctricos sobre lagunas y carrizales:** Los tendidos eléctricos que discurren a lo largo de los hábitats por los que la especie muestra preferencia deben ser eliminados, especialmente en las zonas de cría y su entorno.

- ✔ Elaboración y aprobación de los preceptivos y obligatorios planes de recuperación en las comunidades autónomas con presencia de la especie, así como la correspondiente estrategia estatal para su conservación, liberando fondos para su ejecución.

CERCETA CARRETONA

EN PELIGRO CRÍTICO (Reproductora CR [C2a(i)b; D]

DATOS INSUFICIENTES (Invernante) DD



Spatula querquedula

Xarrasclet; Cerceta albela; Udako zertzeta; Marreco; Garganey; Sarcelle d'été

Autor: **Jordi Sargatal Vicens**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2016)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	R	VU	CR

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

La cerceta carretona nidifica desde el oeste del Paleártico -en la península ibérica-, hacia el este -a lo largo del sur de Siberia, norte y centro de Asia- hasta el Pacífico, entre las latitudes 42ºN y 65ºN. Como pasa casi siempre, los extremos de esta área están sujetos a importantes fluctuaciones y presentan muchos núcleos dispersos de nidificación esporádica, como en el caso de España (Cramp y Simmons, 1977). Especie muy migradora con zonas de invernada en el África subsahariana, subcontinente indio y países del sureste asiático (del Hoyo, Elliot y *Sargatal*, 1992).

La población europea de cercetas carretonas se estimó entre 650.000 y 1.100.000 parejas (BirdLife International/EBCC, 2000), reduciéndose a unas 390.000-590.000 parejas al cabo de 10 años (Viksne *et al*., 2010). El 90 % cría en el sur de Rusia, Ucrania y Bielorrusia, donde se dan grandes densidades en el Volga, en la región de Saratov, en el bajo Dnieper y en otras zonas con prados inundables abiertos. Se encuentran pequeñas poblaciones nidificantes en las islas británicas, Francia, norte de Italia, norte de los Balcanes y sur de Escandinavia (Pöisä, 2020)

Las principales zonas de invernada de la población de cercetas carretonas europeas se encuentran en una estrecha franja al sur del Sahara, desde Senegal y Gambia al oeste, hasta Sudán y Etiopía en el este. Para llegar a África utilizan dos rutas migratorias: las del oeste europeo llegan a África occidental alcanzando el Chad por el este; y las carretonas orientales invernan básicamente en África del este (Scott y Rose, 1996). En el año 2006, la población del oeste de Eurasia -oeste de Siberia y Europa- que es invernante en el oeste africano se estimó en dos millones de ejemplares (WPE).

Las cercetas carretonas ocupan zonas húmedas preferentemente de agua dulce y poco profundas, con abundante vegetación emergente y flotante, pero evitando zonas de cobertura vegetal alta o demasiado densa. Se alimentan filtrando el agua y engullendo pequeños animales, sobre todo invertebrados acuáticos, pero también pequeños anfibios o peces, así como una buena variedad de vegetales como semillas, raíces, tubérculos y partes verdes de plantas acuáticas diversas (Cramp *y* Simmons, 1977; del Hoyo, Elliot y Sargatal, 1992). El nido lo instalan entre la vegetación acuática y, a veces, en zona secas cercanas o incluso en cultivos. Valverde (1960), para Doñana, situaba la cría de la carretona en la *Salicornia* de las vetas, como lugares elevados sin peligro de inundación, pero también en prados inundables o pequeñas lagunas. En la laguna de la Nava -Palencia- prefieren en época de nidificación las lagunas abiertas rodeadas de vegetación heliófila, o bien pequeños estanques con buena cobertura vegetal, y algunas veces en ríos o canales de drenaje con poca corriente (Jubete, 1977).

Pasa el invierno en los mismos hábitats, aunque normalmente, y para la población española, son grandes zonas húmedas de agua dulce de África occidental, pese a que algunos ejemplares invernan en España incluso en zonas salobres litorales.

Se trata de una especie migratoria que llega a España a mediados de febrero, aunque el grueso de los efectivos pasa en marzo y hasta mediados de abril. El regreso a los cuarteles de invierno empieza a finales de julio y se prolonga hasta primeros de octubre, con la máxima intensidad en septiembre.

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

La población nidificante calculada durante el último censo realizado, en el año 2007 (Palomino *y* Molina, 2009) fue solo de 5 a 8 parejas, en concreto de 1 a 2 en las Tablas de Daimiel, de 1 a 3 albufera de Mallorca, una en La Nava y dos en el delta del Ebro. Hay que tener en cuenta que el 2007 fue un año de inundación deficiente en las marismas del Guadalquivir, el único lugar de España, junto a los Aiguamolls del Empordà, donde esta especie nidificaba de manera regular.

En el *Atlas de las Aves Nidificantes* publicado el 1997, correspondiente al periodo 1975-1995, se calculaba una población en España de 100 a 130 parejas (Cantos, 1997). Allí también se citaba que la población española de cerceta carretona experimenta grandes oscilaciones dependiendo de los años. En 1992, sólo en los Aiguamolls de l'Empordà criaron entre nueve y 12 parejas, y para las otras localidades, sobre todo en las marismas del Guadalquivir, el litoral valenciano, Castilla y León, se concreta que los efectivos no suelen pasar de dos o tres parejas. También se comenta (Cantos, 1977) que, a finales del siglo XIX, según datos históricos, esta especie criaba en gran número en las Tablas de Daimiel, por lo que podría haber sufrido una fuerte regresión en la península ibérica durante el siglo XX.

En el *Atlas de las Aves Reproductoras de España* publicado en 2003, correspondiente a las temporadas de cría del 1998 al 2002 (Sargatal y Díaz Caballero, 2003), se evalúa que la población nidificante debe ser inferior a las 100 parejas, con notables variaciones interanuales. Valverde (1960), la señalaba como nidificante común en las marismas del Guadalquivir en años normales y buenos en relación con las condiciones hidrológicas de las marismas, sin llegar al centenar de parejas. Para finales del siglo XX la población reproductora no sobrepasaba las 15 a 30 parejas (García *et al*., 2000). En Castilla-La Mancha era nidificante muy escasa e irregular, sólo en años excepcionalmente húmedos de 5 a 6 parejas en 1998 y en pocas localidades (Jiménez *et al.,* 1992). En Castilla y León criaba ocasionalmente en Villafáfila -Zamora-, en las lagunas de Villadangos y, a partir de su recuperación, también en la laguna de la Nava, con 1 a 5 parejas (Jubete, 1997). En Cataluña solo criaba en los Aiguamolls de l'Empordà, como única localidad de cría regular en esta comunidad (Sargatal y del Hoyo, 1989), viéndose favorecida por la recuperación de zonas húmedas con la creación del parque natural (Sargatal, 2000), pero también nidificando ocasionalmente en los deltas del Ebro (Martí, 1988) y del Llobregat (Gutiérrez, 1990). En la Comunidad Valenciana cría ocasionalmente -de 0 a 4 parejas- y solo en el marjal del Moro presenta cierta regularidad. En el País Vasco crió una pareja en Salburua. La conclusión para España era el señalamiento de una tendencia fluctuante entre 1970 y 1990, atribuida a condiciones climáticas, y que los datos históricos para Doñana o La Mancha húmeda sugerían una fuerte regresión hasta llegar a una población residual en España.

Los datos del 2007 y la situación actual, por los datos que van llegando, confirman que en España la cerceta carretona tiene una población que se puede considerar residual. Así vemos que en el 2007 no se localizó ninguna pareja en Doñana, donde las últimas dos polladas anotadas datan del 2003, y una para el 2004, según datos del Equipo de Seguimiento de Procesos Naturales de la Estación Biológica de Doñana. Y en su otro pequeño bastión de los Aiguamolls, las últimas parejas datan del 1997 -de tres a cuatro-, y algunas posibles el 1999 y el 2002 (Sargatal, 2004). También se ha notado allí una disminución de los contingentes migratorios. Por el contrario, durante 2007 fue la primera vez que se confirmó y documentó la reproducción de la especie en Baleares, concretamente en la albufera de Mallorca (Rebassa, 2008).

En el último *Atlas Europeo de Especies Nidificantes*, EBBA2 (Keller *et al.,* 2020), se constatan las predicciones por el cambio climático: las carretonas ganan terreno en el norte y lo pierden en los países del sur, entre los que se encuentra España. La población invernante europea en África occidental ha sufrido un declive durante la década 1980-90 que se mantiene y puede aumentar, debido a los cambios de clima que van a afectar las grandes zonas húmedas de invernada y a las desecaciones para uso agrícola, junto a una mayor concurrencia por el agua (Pöysä, 2020).

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Aplicado las categorías de amenaza y los criterios UICN para el conjunto de la población reproductora española y analizándola como una unidad regional única la población reproductora de la especie cumple criterios como para ser catalogada como "En Peligro Crítico".

Criterio C2

El número de individuos maduros es muy inferior a 250 ejemplares, con una disminución continua de sus efectivos poblacionales, menos de 50 individuos maduros



© KOO-Shutterstock

en cada subpoblación, cumpliendo el *subcriterio a(i)*, y cuya población sufre fluctuaciones extremas en el número de individuos maduros, cumpliendo el *subcriterio b*, por lo que califica dentro de la categoría de "En Peligro Crítico".

Criterio D

La escasa población reproductora establece que cumpla también con el Criterio D para la categoría de "En Peligro Crítico", al no superar los 50 individuos maduros.

Aunque existen datos sobre los censos de la población invernante integrados en los censos anuales de aves acuáticas invernantes que se desarrollan en todo el territorio nacional, no existe información suficientemente clara sobre la evolución de la tendencia poblacional de la especie como para poder establecer una categoría de amenaza de acuerdo con los criterios de la UICN. Por el momento, por lo tanto, es necesario incluir la población invernante de cerceta carretona dentro de la categoría de "Datos Insuficientes" debido a la falta de información como invernante.

AMENAZAS

Pérdida de hábitat

La principal amenaza para la cerceta carretona ha sido la degradación y desecación de humedales, ya sea en las zonas de cría, invernada o muda, en gran parte debido a que su hábitat preferido -las aguas dulces de poca profundidad- han sido secularmente las más fáciles de desecar y las más productivas desde el punto de vista agrícola, por lo que este tipo de hábitats acuáticos es de los que más ha retrocedido en España y en Europa occidental en su conjunto en los últimos decenios y siglos. Aparte de la pérdida directa de hábitats, las extracciones abusivas de agua y los pozos ilegales pueden hacer variar de manera catastrófica los niveles de agua de las zonas óptimas para las cercetas carretonas. La desecación de zonas húmedas en las zonas de invernada y los periodos de sequía también han podido afectar a las poblaciones españolas durante su estancia en África.

Molestias en zonas de cría

En las marismas del Guadalquivir se apuntó a las molestias ocasionadas por los cangrejeros como una de las causas del descenso poblacional (García *et al*., 1986).

Caza

En España, cuando se cazaban patos durante todo el mes de febrero y marzo, un aliciente era la captura de cercetas carretonas, y seguro que esto influyó muy negativamente en la ya de por sí pequeña población reproductora. Parece ser que actualmente en Europa se cazan entre medio millón y un millón de ejemplares, cifra que, de ser cierta, sería claramente superior a la cuota razonable de captura.

Mortalidad por toxicidad

Plumbismo y botulismo provocan problemas periódicos en algunas zonas húmedas españolas.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Bonn: Apéndice II (B2c). Convenio de Berna: Anexo III. Convención sobre Especies Migratorias (CMS): Apéndice II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo II.	No catalogada.

AUTONÓMICAS		
CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Extremadura	VULNERABLE	Ninguno

Se trata de una especie declarada como cinegética cuya caza se autoriza en casi una veintena de provincias españolas, dependiendo de la regulación anual de la correspondiente orden de vedas.

● **Cambio climático**

Evidentemente los cambios de temperatura y de evaporación, junto a la variación de los regímenes pluviométricos, es un factor que va a afectar los niveles de agua en las principales zonas húmedas españolas, y también de las zonas de invernada. Esto, junto a la mayor competencia por el agua por parte de las poblaciones humanas -para su uso directo, agrícola o industrial- provocará problemas en la mayoría de los humedales.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

✔ Regeneración y gestión de hábitats adecuados. Mantenimiento y potenciación de prados inundables.

✔ Reconversión de campos de arroz en zonas inundadas de poca profundidad y con agua dulce, con vegetación espontanea, gestionada cuando convenga con caballos de la Camarga para evitar una vegetación excesivamente densa (Sargatal, 2000).

✔ Creación de estanques de depuración y filtros verdes, tal y como se ha hecho por ejemplo en la Encanyissada -en la zona del Embut- que se ha convertido en el mejor lugar de nidificación de ardeidas, patos y fumareles del delta del Ebro.

✔ Vigilancia estricta en las zonas de reserva natural para evitar entradas furtivas de cangrejeros, cazadores, pescadores, etc., sobre todo en época de cría.

✔ Homogeneizar las fechas de captura de aves acuáticas en España poniendo el final como máximo a finales de enero, y poco a poco ir limitando las especies cazables hasta llegar a la deseada, necesaria e inevitable prohibición total de la caza de aves acuáticas en nuestro país, en Europa en general y en las zonas de invernada.

✔ Aplicar severamente la prohibición del uso de perdigones de plomo en las zonas húmedas para evitar el plumbismo.

✔ Vigilar los episodios de botulismo y reducir al máximo el uso de plaguicidas en los alrededores de las zonas húmedas, concretamente en los campos de arroz.

✔ Cooperación con los países que tienen zonas de invernada importantes en África occidental -Mauritania, Senegal, Gambia, Mali, Niger, o Chad-.tanto en materia de conservación, educación ambiental, cooperación ligada a la especie y censos para localizar lugares estratégicos. Crear Reservas Naturales con prohibición absoluta de la caza.

EN PELIGRO CRÍTICO
CR [C2a(ii)b]
LIBRO ROJO



CERCETA PARDILLA

Marmaronetta angustirostris

Xarxet marbrenc; Cerceta parda; Zertzeta marmolairea; Pardilheira; Marbled Duck; Sarcelle marbrée

Autores: **Mario Giménez, Francisco Botella y Juan Manuel Pérez-García**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2017)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
VU	VU	VU	E	CR	CR

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

La especie presenta una distribución mundial fragmentada, con poblaciones en el Mediterráneo occidental (España, Marruecos, Argelia y Túnez, invernando también al sur del Sahara), el Mediterráneo oriental (Turquía, Israel, Jordania, Siria, con invernada en el sur de Egipto) y el sur y occidente de Asia (Azerbaiyán, Armenia, Rusia, Turkmenistán, Uzbekistán, Tayikistán, Kazajistán Iraq, Irán, Afganistán, Pakistán, India y China, con invernada en Irán, Pakistán y el noroeste de India).

La población reproductora de cerceta pardilla en España se reparte en dos núcleos principales: las marismas del Guadalquivir y su entorno (humedales de Sevilla, Huelva y Cádiz: Parque Nacional de Doñana, finca de Veta la Palma, Codo de la Esparraguera, marismas de Las Nuevas y Marismillas, Brazo del Este, cañada de los Pájaros, humedales de Trebujena-Sanlúcar) y los humedales del sur de Alicante -El Hondo y las salinas de Santa Pola-. Un número más reducido de parejas nidifica en humedales de Almería -charcones de Punta Entinas-Sabinar, salinas de Cerrillos y la cañada de Las Norias-, Murcia, Mallorca -S'Albufera-, Alicante -Clot de Galvany, Marjal de Pego-Oliva-, Valencia -Albufera, marjal dels Moros-, Fuerteventura, y en los humedales manchegos -Tablas de Daimiel- (MITECO, 2019).

En época reproductora muestra una fuerte dependencia por hábitats de aguas someras, orillas con buena cobertura de vegetación y abundancia de helófitos y macrófitos sumergidos, con preferencia por humedales semipermanentes o de carácter temporal, aunque también utiliza lagunas costeras salinas y humedales artificiales, como balsas de piscicultura, pequeños embalses y depuradoras de aguas residuales (Green, 1998, 2000b, 2007). El uso de estos humedales artificiales se ve favorecido por la falta de agua en los enclaves naturales (Green, 1993; MITECO, 2019). Prefiere las aguas salobres, pero su presencia en hábitats hipersalinos es puntual. Fuera de la época reproductora utiliza un hábitat similar.

Las aves de esta especie que nidifican en España utilizan humedales norteafricanos de Marruecos, Argelia y Túnez fuera de la época reproductora, formando una unidad metapoblacional (Green *et al*., 2002). Los datos del seguimiento con emisores sugieren intercambios habituales entre los núcleos marroquí y argelino-tunecino, aunque aún falta obtener más información para precisar los patrones de estos movimientos, la conectividad entre subpoblaciones y los factores que determinan su abundancia.

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

El tamaño total de la población mundial se calcula en 55.000-61.000 individuos: 3.000-5.000 en el Mediterráneo y África occidental; 1.000 en el Mediterráneo oriental; 5.000 en el sur de Asia y 46.000-50.000 aves en el suroeste de Asia (Green, 1996b; Wetlands International, 2016; BirdLife International, 2021), Botella y Pérez-García, 2020.

El tamaño de la población reproductora en España en los últimos años presenta amplias fluctuaciones, pero siempre en torno a un número muy bajo de parejas y sostenido por las sueltas recurrentes de ejemplares procedentes de cría en cautividad (MITECO, 2019): 26 parejas en 2012; 38 parejas en 2013; 31 parejas en 2019; 64 parejas en 2020 (MITECO, 2019). La tendencia es claramente regresiva respecto a la situación de inicio del presente siglo, por encima de las 120 parejas en la mayoría de años -máximo de 145 parejas en 2002- al igual que si se observa la serie histórica, y siempre mostrando marcadas fluctuaciones interanuales: rango de 100-700 parejas censadas en 1950-1960 (Valverde, 1964; Hidalgo, 1991; Navarro y Robledano, 1995); práctica desaparición en los años setenta; recuperación en la siguiente década con máximos de 250 parejas en 1988, localizadas la mayoría de ellas en las marismas del Guadalquivir (Green, 2007; GVA, 2017); nuevo y drástico descenso en Andalucía, con apenas 20 parejas 1989 y tan solo una pareja en 1995, paralelo a la recuperación de la población reproductora del Parque Natural de El Hondo (Alicante), con 30 parejas en 1989 y 91 parejas en 1998 (Generalitat Valenciana, 2017).

El número de humedales ocupados durante la época de reproducción también muestra una evolución similar: una reducción de superficie desde las 80.155 ha -26 localidades- hasta las 46.673 ha -siete localidades- calculado para los últimos 30 años (MITECO, 2016) y un número reducido de localidades que fluctúan entre el mínimo de 7 en 2012 y el máximo de 19 en 2020 (MITECO, 2019).

Fuera de la época reproductora se registran pequeños contingentes de tamaño muy variable, entre 50 y 500 aves, en las mismas principales localidades de nidificación de las marismas del Guadalquivir y El Hondo (Alicante), entre finales del verano y principios de otoño, por lo que se trataría de ejemplares reproductores y juveniles del año. La presencia de aves en plena época invernal es mucho más ocasional.

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

El análisis de las categorías de amenaza de la UICN y sus criterios de evaluación se han aplicado a la población reproductora. La especie ha de ser considerada en "En Peligro Crítico" de acuerdo con el criterio C2a(ii)b. El tamaño de la población reproductora y los humedales ocupados han experimentado un fuerte declive en toda su área de distribución española hasta situarse en un número muy bajo de parejas y localidades, con amplias fluctuaciones en ambas cifras.

Criterio C2

El número de individuos maduros es inferior a la cifra de 250 y cumple con el criterio C2 de mostrar una disminución continúa observada, así como con el subcriterio C2a(ii) al afectar a la totalidad de la población española en sus dos núcleos principales de Andalucía y la Comunidad Valenciana. También es aplicable el subcriterio C2b debido a las amplias fluctuaciones en el número de parejas: entre 26-74 parejas con datos de 2012 a 2020.

AMENAZAS

La destrucción y degradación del hábitat a causa de la falta de agua, su mala calidad y una inadecuada gestión de los niveles de inundación sigue siendo la principal amenaza para la especie, como ya se señalaba en el anterior *Libro Rojo* (Green *et al*., 2004). El impacto de esta amenaza se ve agravado en el actual contexto de cambio climático, que prevé una disminución de los recursos hídricos para los humedales costeros (CEH, 2017). La muerte directa de ejemplares por caza accidental o furtivismo es otra amenaza cuya relevancia ha aumentado en los últimos años (MITECO, 2019), debido al impacto que las muertes suponen en una población de tamaño tan reducido. El impacto sobre el hábitat provocado por carpas y cangrejo rojo americano, elevadas tasas de depredación y episodios de botulismo y otras enfermedades relacionadas con baja calidad del agua completan el panorama de amenazas.

● Destrucción y degradación del hábitat

La cerceta pardilla nidifica más tarde que otros patos, lo que acentúa su dependencia de las localidades que mantienen la inundación hasta bien entrado el verano y de la buena gestión y estado de conservación de estos humedales. Es importante que las localidades con mejores condiciones para garantizar el éxito reproductor, las marismas del Parque Nacional de Doñana y El Hondo, se mantengan inundadas y con una calidad de agua necesaria para evitar que las parejas se desplacen a humedales artificiales de propiedad privada, como esteros de piscicultura extensiva, arrozales y otros marjales transformados, donde el éxito reproductor es bajo (Green *et al*., 2002), la calidad del agua es peor y el riesgo de una inadecuada gestión de los niveles hídricos, incluyendo las desecaciones en época de nidificación, es alto (MITECO, 2019). Las marismas de Doñana continúan afectadas por el acortamiento del ciclo hidrológico y se secan rápidamente en junio y julio, de modo que la especie solo se reproduce con éxito los años con precipitaciones abundantes (Green, 2000b, MITECO, 2019). Como consecuencia, las parejas nidificantes se concentran en las explotaciones piscícolas del entorno o marismas transformadas (Veta la Palma, Codo de la Esparraguera, Brazo del Este), donde la salinidad elevada, los niveles de inundación muy fluctuantes y la mala calidad del agua comprometen el éxito reproductor. De modo similar, muchas

de las parejas nidificantes en el Parque Natural de El Hondo se concentran en fincas dedicadas a la caza de acuáticas donde la gestión del hábitat no favorece a la especie e incluso llegan a desecarse en época reproductora (MITECO, 2019). La destrucción de hábitat en los humedales norteafricanos que utiliza la especie (Green *et al*., 2002) añade otro factor de amenaza cuyo alcance es difícil de determinar.

Caza accidental y furtivismo

La muerte de ejemplares por disparo, por confusión con otras anátidas consideradas cinegéticas o por furtivismo, se sigue produciendo en los cotos de acuáticas de la Comunidad Valenciana y de Andalucía, donde se concentran los ejemplares tras la finalización del periodo reproductor (MITECO, 2019). La falta de datos precisos hace difícil cuantificar la amenaza, pero el seguimiento de aves con emisores durante los últimos años apunta a que el porcentaje de ejemplares abatidos por disparo podría ser muy elevado, superando, incluso, la mitad del total de cercetas presentes en los cotos del Parque Natural de El Hondo y confirmado un problema ya señalado en el anterior *Libro Rojo* (Green *et al*., 2004).

Contaminación por plomo

Estudios realizados a principios del presente siglo mostraban una prevalencia alta de plumbismo en las cercetas pardillas de El Hondo y otros humedales valencianos debido a la alta densidad de perdigones de plomo existente en los sedimentos de dichas localidades (Mateo *et al*., 2001). La prohibición del uso de la munición de plomo en los humedales valencianos (2001-2004) y las actuaciones de restauración y descontaminación de suelos realizados en El Hondo deberían haber conseguido reducir los efectos negativos de esta amenaza. Sin embargo, en los últimos años la Universidad Miguel Hernández ha encontrado elevados niveles de plomo en ejemplares capturados para su marcaje con emisores cuya procedencia puede estar tanto en su uso ilegal en los humedales como en las zonas periféricas donde se practica la caza de otras especies, y en cuyos cotos sí está permitido el uso de esta munición.

Episodios periódicos de epizootias

El Parque Natural de El Hondo ha sufrido episodios periódicos de epizootias causados por la falta de agua, su mala calidad y una gestión deficiente de los niveles hídricos, que han causado importantes mortandades de cercetas pardillas: entre 1997 y 2012 se recogieron más de 400 ejemplares muertos o enfermos por intoxicación por organofosforados, salmonelosis, botulismo y otras enfermedades, que posteriormente han podido ser evitados mediante la adecuada gestión de los niveles de agua en una parte de este espacio natural (GVA, 2017). En los humedales andaluces (Parque Natural de Doñana, Brazo del Este y varias lagunas endorreicas de Sevilla y Cádiz) se producen episodios de mortandad de aves acuáticas que afectan a la especie, por causas relacionadas con la mala calidad del agua, especialmente por una carga elevada de agroquímicos y materia orgánica, cuyo origen está en la práctica de una agricultura intensiva en las cuencas vertientes de estos humedales.

Especies exóticas invasoras

La elevada densidad de carpas (*Cyprinus carpio*) y cangrejos rojos (*Procambarus clarkii*) en muchos humedales afecta a la calidad del agua y disponibilidad de comida para la especie y otras aves acuáticas debido a su

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Bonn: Apéndice I(A1b). Convenio de Berna: Anexo II. Convención sobre Especies Migratorias (CMS): Apéndices I y II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I. Species action plan for the Marble Teal Marmaronetta angustirostris in the European Union (Íñigo et al., 2008).	Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011): EN PELIGRO DE EXTINCIÓN. Declaración de especie en situación crítica: Orden TEC/1078/2018, de 28 de septiembre, por la que se declara la situación crítica de Cistus heterophyllus carthaginensis, Lanius minor, Margaritifera auricularia, Marmaronetta angustirostris, Mustela lutreola, Pinna nobilis y Tetrao urogallus cantabricus en España, y se declaran de interés general las obras y proyectos encaminados a la recuperación de dichos taxones. Estrategia para la Conservación de la cerceta pardilla (Marmaronetta angustirostris) en España (2013).

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Acuerdo de 13 de marzo de 2012, del Consejo de Gobierno, por el que se aprueban los planes de recuperación y conservación de determinadas especies silvestres y hábitats protegidos. ANEXO III. Plan de Recuperación y Conservación de Aves de Humedales: cerceta pardilla (*Marmaronetta angustirostris*).
Baleares	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Resolució del conseller de Medi Ambient de 26 de novembre de 2008 per la qual s'aproven els plans de recuperació de Vicia bifoliolata, d'aus aquàtiques catalogades en Perill d'Extinció de les Illes Balears (Pla Homeyer); el pla de conservació de la flora vascular amenaçada del Puig Major i els plans de maneig del Teix Taxus baccata i del Voltor Negre Aegypius monachus: Rosseta (*Marmaronetta angustirostris*).
Canarias	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Ninguno
Castilla-La Mancha	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Ninguno
Región de Murcia	EXTINTA	Ninguno
Comunidad Valenciana	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Orden 28/2017, de 11 de octubre, de la Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural, por la que se aprueban los planes de recuperación de las especies de fauna en peligro de extinción aguilucho lagunero, avetoro, cerceta pardilla y escribano palustre.

OTRAS MEDIDAS

Life Cerceta pardilla (LIFE19 NAT/ES/000906): Proyecto coordinado por la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, y en el que participan el propio Ministerio, a través de la Dirección General del Agua, la Confederación Hidrográfica del Segura y Tragsatec, la Junta de Andalucía, a través de la Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible y la Agencia de Medio Ambiente y Agua, la Generalitat Valenciana, el Gobierno de la Región de Murcia, así como las organizaciones SEO/BirdLife y ANSE. El proyecto va a trabajar, entre 2012 y 2025, sobre las principales amenazas relacionadas directamente con los usos, calidad y gestión inadecuada del agua, la caza accidental y el furtivismo, la predación o la competencia con otras especies. El eje central es la adquisición de terrenos en localidades críticas para la especie y la gestión para mejorar el estado de conservación de 3.000 ha de humedales localizados en siete de los 13 lugares críticos en España según la Estrategia de Conservación, dando protección al 83 % de la población de cerceta pardilla.

ESPACIOS DE INTERÉS

Red Natura 2000. Lugares Críticos de la Estrategia para la Conservación de la Cerceta pardilla: Espacio Natural Doñana Marismas del Guadalquivir, Dehesa de Abajo ES0000024, Brazo del Este ES0000272, Salinas de Cerrillos ES0000048, Charcones de Punta-Entinas Sabinar ES0000048, Paraje Natural del Clot de Galvany ES0000462, PN El Hondo ES0000484, PN Salinas de Santa Pola ES0000486, PN S'Albufera de Mallora ES0000038, Salobrar ES0000037, Salinas de Ibiza ES0000084, Formentera ES0000515. Lugares de Expansión de la Estrategia para la Conservación de la Cerceta Pardilla: Laguna de Medina ES0000027, Complejo Endorreico de La Lantejuela ES6180017, Complejo Endorreico Lebrija-Las Cabezas ES0000275, Desembocadura de la Rambla de Morales ES0000046, Marjal de Almenara ES0000450, Marjal del Moro ES0000470, PN Albufera ES0000471, PN Pego-Oliva ES0000487, S'Albufereta ES0000226, Es-Grau de Menorca ES0000234, Parque Nacional de las Tablas de Daimiel ES0000013, Presa de las Peñitas, embalse de Los Molinos ES0000097, Lagunas de Campotejar ES0000537, *Lagunas de Espera LIC ES0000026, *Marjal de la Safor LIC ES5233030.

IBA. Lugares Críticos de la Estrategia para la Conservación de la Cerceta pardilla: Marismas del Guadalquivir-259, Brazo del Este, Dehesa de Abajo-259, Salinas de Cerrillos-219, Charcones de Punta-Entinas Sabinar-219, Paraje Natural del Clot de Galvany-464, PN El Hondo-165, PN Salinas de Santa Pola-166, PN S'Albufera de Mallora-318, Salobrar-415, Salinas de Ibiza-312, Formentera-412. Lugares de Expansión de la Estrategia para la Conservación de la Cerceta pardilla: Lagunas de Espera-258, Laguna de Medina-252, Desembocadura del Río Guadalhorce-224, Lagunas de Guardias Viejas-219, Complejo Endorreico de La Lantejuela-238, Complejo Endorreico Lebrija-Las Cabezas-258, Laguna y Cantera de los Tollos-258, Corta de los Olivillos-259, Desembocadura de la Rambla de Morales-216, Marismas de Las Mesas-456, Marjal de Almenara-155, Marjal del Moro-156, Marjal de la Safor-465, PN Albufera-159, PN Pego-Oliva-162, S'albufereta-318, Es-Grau de Menorca-325, Parque Nacional de las Tablas de Daimiel-197, Presa de las Peñitas-346, embalse de Los Molinos-347, Lagunas de Campotéjar-466.

impacto sobre la vegetación sumergida y los invertebrados acuáticos. Los efectos negativos causados por las carpas son especialmente relevantes enEl Hondo y en la laguna de Medina (Cádiz) (GVA, 2017). En amplias áreas de las marismas del Guadalquivir el causante del impacto en la vegetación sumergida es el cangrejo rojo unido a una elevada carga ganadera.

- **Depredación**

En las marismas del Parque Nacional de Doñana muchos nidos son depredados por ratas, jabalíes y otros depredadores (Green *et al*., 2004), una situación que se ha extendido al Espacio Natural de Doñana debido a la elevada densidad de jabalí (MITECO, 2019). Los gatos domésticos también han sido identificados como una causa importante de mortalidad en humedales andaluces y valencianos.

- **Cambio climático**

El cambio climático puede agravar la pérdida y degradación del hábitat por falta de agua y su mala calidad. El aumento de la frecuencia y severidad de las sequías junto con una menor disponibilidad de agua en las cuencas hidrográficas impactará de manera especial a los humedales costeros que son críticos para la especie (CEH, 2017).

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Las actuaciones que se proponen resumen en buena parte las medidas recomendadas tanto en la Estrategia para la Conservación de la cerceta pardilla (*Marmaronetta angustirostris*), focha moruna (*Fulica cristata*) y malvasía cabeciblanca (*Oxyura leucocephala*) en España (octubre 2013) como en el Grupo de Trabajo de situación crítica de la cerceta pardilla del Comité de Flora y Fauna Silvestres.

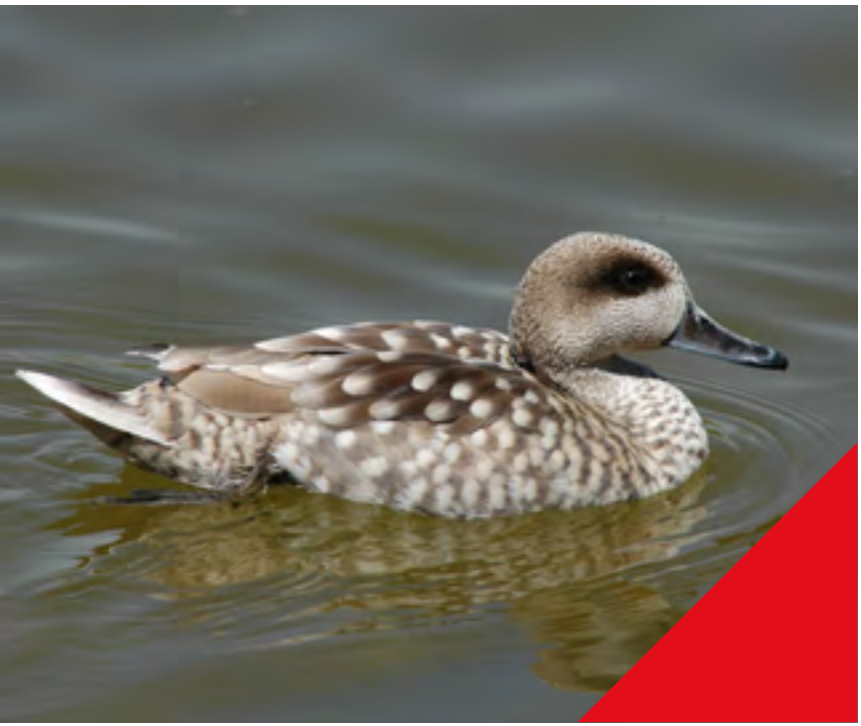
- ✔ Garantizar una adecuada gestión del hábitat, en especial de los niveles hídricos, y la eliminación de la caza mediante la compra por la Administración o las ONG de terrenos en las localidades críticas para la especie, en especial en el entorno del Parque Natural de El Hondo. Se trata de una medida prioritaria recogida en la Estrategia de Conservación.

- ✔ Establecer convenios de colaboración con propietarios privados de fincas en humedales de importancia para la especie para la restauración y mejora del hábitat, un correcto funcionamiento hídrico y arrendar derechos de caza. Prioritariamente se debería aplicar en el entorno de las marismas del Guadalquivir, el Espacio Natural de Doñana y salinas de Santa Pola.

- ✔ Aplicar medidas para disminuir la presión de la predación (jabalí, ratas, láridos y gatos domésticos) en las localidades donde nidifica la especie, a través de las actuaciones propuestas en los puntos anteriores.

- ✔ Reducir la superficie donde se practica la caza de acuáticas, prioritariamente en el entorno de los parques naturales de El Hondo y las salinas de Santa Pola, mediante la compra de fincas o arrendamiento de los derechos de caza. Aprobar y aplicar una ordenación cinegética compatible con la conservación de la especie en todos los humedales donde esté presente. Reforzar las tareas de vigilancia y control de la caza de acuáticas en estas localidades. Asegurar que se cumple la prohibición del uso de perdigones de plomo en todos los humedales. Prohibir las tiradas de aves acuáticas después de la puesta de sol.

- ✔ Elaborar y aprobar un programa de conservación ex situ de la cerceta pardilla que coordine los programas de cría y liberación de ejemplares que se desarrollan actualmente, aplicando criterios de gestión comunes para el funcionamiento coordinado de los centros de cría de referencia e iniciativas conjuntas de reforzamiento poblacional. Es importante evaluar las características genéticas de la población reproductora integrada en estos programas de cría en cautividad y compararla con la población silvestre española, y evaluar los efectos potencialmente negativos de las sueltas.



© Juan Carlos Atienza

- ✔ Continuar con el seguimiento de los ejemplares liberados por los programas de cría en cautividad actualmente en marcha. En especial reforzar la evaluación de la supervivencia y del uso del espacio mediante el uso de emisores GPS.

- ✔ Aumentar el conocimiento sobre la biología de la especie a lo largo de todo su ciclo anual y sobre sus patrones de movimiento e incidir sobre las causas de los declives poblacionales y de las amenazas sobre la especie. Coordinar acciones de seguimiento y conservación de la población que utiliza los humedales del Magreb (Marruecos, Argelia y Túnez).

- ✔ Continuar con los censos nacionales coordinados en el seno del grupo de trabajo para la especie del Comité de Flora y Fauna Silvestres. Avanzar en el análisis de los resultados del conjunto de los censos anuales para que permitan comprender mejor la evolución de las poblaciones reproductora e invernante.

- ✔ Actualizar la Estrategia de Conservación para la especie aprobada en 2013 por el Comité de Flora y Fauna Silvestres.

EN PELIGRO CRÍTICO
CR [A2ab, B2b (i,ii,iii,iv,v), D]
LIBRO ROJO

ESCRIBANO PALUSTRE

Emberiza schoeniclus



Repicatalons comú; Escribenta das canaveiras; Zingira-berdantza; Common Reed Bunting; Bruant des roseaux

Autores: **Pablo Vera y Juan S. Monrós**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2018)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	**LC**	**LC**	**NA**	**EN/VU**	**CR/EN**

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

El escribano palustre es un ave paseriforme que presenta una amplia distribución paleártica, extendiéndose sus áreas de reproducción desde la península ibérica hasta China, con 20 subespecies reconocidas (Copete y Christie, 2021). A lo largo de su extensa área de distribución, esta especie se reproduce de forma localizada en ambientes asociados al agua, desde la vegetación palustre encharcada de grandes humedales hasta pequeños carrizales fragmentados en matrices agrícolas, siendo más notable su querencia por humedales hacia la parte sur del área de distribución.

En España se reproducen dos subespecies. El escribano palustre iberoriental se distribuye en diez humedales (Monrós *et al*., 2017) que se agrupan en tres núcleos poblacionales: s'Albufera de Mallorca, humedales costeros mediterráneos y del valle del Ebro, y humedales del centro peninsular. Estos tres núcleos poblacionales son asimilables a unidades de gestión de acuerdo con la diferenciación genética entre estos (Kvist *et al*., 2011). De acuerdo con el censo nacional de 2015, el escribano palustre iberoccidental se encuentra presente en únicamente cinco humedales gallegos (Monrós *et al*., 2017).

Para las subespecies ibéricas y balear, las preferencias de hábitat se han estudiado con más detalle en la subespecie iberoriental. La población reproductora presenta una fuerte selección de hábitat hacia humedales costeros o interiores con amplia cobertura de carrizales, combinados con juncales o masegares,

formando parches irregulares (Martínez-Vilalta *et al.*, 2002; Vera *et al*., 2011; Jiménez *et al.*, 2015), siendo la probabilidad de presencia independiente del tamaño del humedal (Vera *et al*., 2011). Su presencia a escala de humedal se encuentra relacionada con la cobertura de parches mixtos de carrizo y enea -menor en humedales ocupados-, cobertura de parches de juncos con carrizo, y perímetro de parches mixtos de carrizo y juncos -mayor en humedales ocupados- (Vera *et al*., 2014). A escala de territorio, la cobertura de parches de carrizo y enea resulta relevante en la selección de hábitat, y la cobertura de carrizo con formaciones similares a los juncos es superior en los territorios ocupados que en los no ocupados, de manera consistente a lo ocurrido a escala paisajística (Vera *et al*., 2014). Por lo que respecta a la subespecie iberoccidental, en Portugal cría de forma localizada en humedales costeros e interiores, en ambientes dulceacuícolas y salobres, utilizando como hábitats principales tanto carrizales como juncales (Cabral *et al*., 2005; Arcos *et al*., 2008).

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

El último censo nacional de la especie en España, realizado en 2015 (Monrós *et al*., 2017), reflejó un tamaño poblacional de entre 144-158 parejas para el escribano palustre iberoriental, presente en un total de diez humedales de Cataluña, Castilla-La Mancha, islas Baleares, Navarra y Comunidad Valenciana. Sus mayores poblaciones se encontraron en el delta del Ebro -de 68 a 80 parejas-, Utxesa -22 parejas-, s'Albufera de Mallorca -21 parejas- y Tablas de Daimiel -15 parejas-. En estas localidades, con fluctuaciones, las poblaciones parecen encontrarse estables (A. Curcó, S. Sales, M. Rebasa, com. pers.) o haber registrado un aumento reciente, cuadruplicándose la población entre 2012 y 2019 en las Tablas de Daimiel (Alambiaga *et al*., in prep.). En el caso del escribano palustre iberoccidental, la población censada fue de únicamente 11 a 12 parejas, restringidas a sólo cinco humedales de Galicia, siendo el Lagoa da Frouxeira y Esteiro de Ulla los más relevantes, con 5-6 y 3 parejas, respectivamente. El anterior censo nacional, realizado en 2005, reflejó para el escribano palustre iberoriental un tamaño poblacional de entre 250 y 360 parejas repartidas en 21 humedales, concentrándose su mayoría en los humedales de Castilla-La Mancha, mientras que para el escribano palustre iberoccidental se censaron de 62 a 68 parejas, repartidas en 14 humedales, 13 de ellos en Galicia (Atienza, 2006). Por tanto, en apenas 10 años se ha experimentado una fuerte reducción de sus poblaciones, situándose en un 42-56 % para el escribano palustre iberoriental -siendo especialmente grave el declive en los humedales manchegos, con numerosas extinciones locales-, y en un 81-84 % en el caso del escribano palustre iberoccidental.

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

La información del censo nacional de 2015 justifica la clasificación de las subespecies iberoriental e iberoccidental como "En Peligro Crítico", de acuerdo con los siguientes criterios:

Criterio A2

(a) En el caso del escribano palustre iberoccidental, el declive registrado en los censos nacionales entre 2005 y 2015 es superior al 80 %, (b) una reducción de un 64,2

% del número de localidades con presencia de la especie en este mismo periodo, desapareciendo de nueve de las 14 localidades en las que se encontraba presente en 2005 (Monrós *et al*., 2017).

Criterio B2

De acuerdo con el censo nacional de 2015, cada una de las dos subespecies evaluadas muestra una superficie de ocupación total menor de 10 km^2, por lo que, de acuerdo a este criterio, catalogaría como "En Peligro Crítico". De forma complementaria a su reducida superficie de ocupación total, el escribano palustre iberoriental se encuentra presente en únicamente 10 localidades, mientras que el escribano palustre iberoccidental fue detectado en cinco. En el caso del escribano palustre iberoriental, esta superficie de ocupación total se encuentra severamente fragmentada al estar estas 10 localidades repartidas en cinco comunidades autónomas. Esta situación, unida a la reducción de su área de distribución, de ocupación, de calidad del hábitat, de localidades y de individuos, justifica el cumplimiento de criterio B2b (i,ii,iii,iv,v) y, por tanto, se considera que se enfrentan a un riesgo extremadamente alto de extinción en estado silvestre.

Criterio D

En el caso del escribano palustre iberoccidental, cumple con el criterio para considerarse "En Peligro Crítico" por presentar una población muy pequeña o restringida, siendo menor de 50 individuos adultos reproductores, aun considerando toda la población gallega como una única subpoblación.

AMENAZAS

● Transformación del hábitat y modificaciones de los sistemas naturales

El principal factor de su declive es la pérdida o transformación del hábitat y las modificaciones de los ecosistemas naturales derivadas de esta transformación. Como especie que requiere de unas formaciones vegetales específicas de humedales con inundación permanente de agua -formaciones mixtas de carrizo con masiegas y juncos-, su regresión histórica se ha relacionado con la desaparición o degradación de humedales, y con la rarificación de los hábitats por los que muestra preferencia (Vera, 2017). De hecho, en grandes humedales con poblaciones significativas, muestra un menor número de territorios en las zonas del humedal con menos inundación (García, 2016).

● Gestión de humedales

Tradicionalmente, la falta de gestión activa de sus hábitats en los humedales ha derivado en la homogeneización de la vegetación en favor de carrizales extensos y dominantes o puros. Así, en el marjal de Pego-Oliva (Alicante-Valencia) se ha relacionado la pérdida de territorios con una reducción significativa de la superficie ocupada por parches de carrizo y junco, y con un incremento de los parches puros de carrizo (Carrasco *et al*., 2018). Asimismo, la gestión de los humedales en los que se encuentra presente puede llegar a suponer una amenaza, si dicha gestión es activa y no tiene en cuenta la disponibilidad de alimento (Schmidt *et al*., 2005)



© Erni - Shutterstock

Intensificación agrícola y gestión agraria

La intensificación agraria ha tenido un impacto sobre sus poblaciones, principalmente en referencia a los cambios en los regímenes hídricos de los humedales y a la explotación de los acuíferos en la implantación de regadíos. Debido a que la especie establece reducidas poblaciones reproductoras en pequeños humedales, las alteraciones en estos aumentan el impacto sobre las poblaciones, derivando en extinciones locales y en el aumento de la fragmentación del hábitat o la reducción de la conectividad entre subpoblaciones. En el caso del escribano palustre iberoriental, el núcleo poblacional de La Mancha Húmeda se ha reducido notablemente como consecuencia de la desecación total o parcial de numerosas zonas húmedas tras la implantación de cultivos sin mantener zonas de amortiguación con respecto a los humedales, así como por la extracción de agua de los ríos o acuíferos para la implantación y desarrollo de regadíos.

La aplicación de biocidas tanto en cultivos próximos a los humedales en los que habita como en el interior de los mismos -p.e. tratamientos químicos para el control de mosquitos- puede tener un impacto negativo sobre sus poblaciones en la medida que se limita la disponibilidad de alimento durante la época de cría.

En las poblaciones europeas los cambios en la agricultura durante el período invernal, y la disponibilidad de hábitat relacionada con estos, parecen tener un efecto importante sobre la dinámica poblacional (Siriwaderna *et al*., 2000; Surmacki, 2004; Vorisek *et al*., 2010), a través de una menor supervivencia invernal (Peach *et al*., 1999).

Predación

La depredación de nidos es bastante común (Pasinelli y Schiegg, 2006), dado que la especie nidifica muy cerca del suelo. Se ha descrito que la subespecie nominal sufre una importante tasa de depredación por parte de otras aves -p.e. aguilucho lagunero, rálidos- y mamíferos -ratones, zorro y jabalí- (Peterková *et al*., 2011; Musilová *et al*., 2014). El escribano palustre iberoriental parece ser especialmente sensible a predadores menos predecibles, como el jabalí (Vera *et al*., 2009).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Berna: Anexo II.	Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011): EN PELIGRO DE EXTINCIÓN (subsp. *lusitanica* y subsp. *whiterbyi*). Listado de Especies en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011): Incluida (subsp. *schoeniclus*).

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Ninguno
Aragón	No catalogada	Ninguno
Asturias	No catalogada	Ninguno
Baleares	VULNERABLE / DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Cantabria	No catalogada	Ninguno
Castilla-La Mancha	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Castilla y León	No catalogada	Ninguno
Cataluña	No catalogada	Ninguno
Euskadi	RARA	Ninguno
Extremadura	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Galicia	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	DECRETO 75/2013, de 10 de mayo, por el que se aprueba el Plan de Recuperación de la subespecie lusitanica del escribano palustre (Emberiza schoeniclus L. subsp. lusitanica Steinbacher) en Galicia.
Comunidad de Madrid	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Región de Murcia	No catalogada	Ninguno
Navarra	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
La Rioja	No catalogada	Ninguno
Comunidad Valenciana	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Orden 28/2017, de 11 de octubre, de la Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural, por la que se aprueban los planes de recuperación de las especies de fauna en peligro de extinción aguilucho lagunero, avetoro, cerceta pardilla y escribano palustre.

Incidencia de sequías

La reducción de las fuentes de agua superficial relacionadas con el cambio climático y la mayor recurrencia de períodos de sequía incidirán negativamente en la degradación de los hábitats palustres a lo largo de su área de distribución -siendo especialmente relevante en el caso del escribano palustre iberoriental- y, por tanto, en la disponibilidad de hábitats adecuados. Esta amenaza retroalimentará de forma grave a otras tratadas anteriormente, promoviendo una mayor transformación del hábitat y modificaciones de los sistemas naturales, además de hacer más accesibles los humedales a especies de predadores terrestres oportunistas y, por tanto, a incrementar el riesgo de predación.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Elaboración, aprobación y ejecución de una estrategia nacional que defina las directrices para la redacción de planes de recuperación o conservación en todas las CCAA con presencia de la especie, así como de los humedales en los que habita.
- ✔ Determinación de los requerimientos hídricos de la especie y los hábitats que utiliza, estableciendo la base para la redacción tanto de los planes de gestión de los espacios de la Red Natura 2000 que habita, así como de aquellos en los que se ha extinguido recientemente, de forma que a su vez puedan ser recogidos y contemplados en los planes de cuenca que abarquen estos espacios.
- ✔ Incorporación de una perspectiva metapoblacional a los planes de recuperación de la especie, en la medida en que la pérdida de conectividad ecológica -y por tanto genética- entre las subpoblaciones supone un grave problema para el mantenimiento de las poblaciones a medio plazo.
- ✔ Gestión activa de los hábitats y ambientes requeridos por la especie, especialmente de aquellos hábitats utilizados por ella en un momento tan crítico como es la época de cría.
- ✔ Restauración de pequeños humedales, formando redes en las áreas de presencia de la especie, favoreciendo la resiliencia de la población.
- ✔ Promover actuaciones de restauración ecológica y permeabilización del paisaje para el aumento de la conectividad ecológica entre humedales de los tres núcleos poblacionales.
- ✔ Desarrollo de prácticas de gestión compatibles con el mantenimiento de la abundancia y disponibilidad de alimento en los tallos del carrizo.
- ✔ Recuperación de actividades tradicionales como el pastoreo de ganado, para el fomento de formaciones poco fragmentadas de carrizo mixtas con otros tipos de vegetación emergente, principalmente eneas y juncos o masiegas.
- ✔ Control de depredadores en las zonas de mayor abundancia de territorios.
- ✔ Establecimiento de un programa de seguimiento del tamaño y distribución de la población.
- ✔ Establecimiento de protocolos de cría en cautividad y programa de reforzamiento poblacional.

EN PELIGRO CRÍTICO
CR [A2a(ii); b]

FOCHA MORUNA

Fulica cristata

Fotja banyuda; Galiñola cristada; Kopetazuri gandorduna; Galeirão-de-crista; Red-Knobbed coot; Foulque à crête



Autor: **Mario Giménez**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2016)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	EN	CR	E	CR	CR

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

La focha moruna se distribuye en dos áreas geográficas diferenciadas: el mayor contingente poblacional se encuentra principalmente en la región Etiópica y, como núcleo poblacional secundario, el Mediterráneo occidental, siendo considerado el único enclave de la especie en todo el Paleártico (Cramp y Simmons, 1980; Aguilar-Amat y Raya, 2004). En España, a finales del siglo XIX, la focha moruna se distribuía por Andalucía, Castilla-La Mancha, Aragón, Levante y Cataluña (Aguilar-Amat y Raya, 2004); sin embargo, durante la primera mitad del siglo XX sufrió una regresión, quedando confinada en la actualidad a unos pocos humedales andaluces, levantinos y catalanes, donde su abundancia se encuentra condicionada por los niveles hídricos.

La distribución invernal coincide, en gran medida, con la del periodo reproductor ya que, mientras sus hábitats mantengan condiciones ecológicas adecuadas a sus requerimientos, la especie permanece en ellos durante todo el año (Viedma y Raya, 2012). Los individuos no reproductores o aquellos que utilizan humedales temporales que se secan durante el verano, realizan movimientos dispersivos localizándose en otros humedales que actuarían como refugio (Viedma y Raya, 2012). La distribución invernal de la especie entre los años 2000 y 2010 no ha variado mucho en España: se distribuye por los humedales del bajo Guadalquivir (marismas del Guadalquivir, lagunas de Cádiz y Sevilla) en Andalucía, el litoral en la Comunidad Valencina (albufera de Valencia

y marjales litorales), en la albufera de Mallorca, y algunos ejemplares en el delta del Ebro (Cataluña) y en humedales de Albacete y Cuenca (Castilla-La Mancha) (Viedma y Raya, 2012).

La focha moruna presenta unos requerimientos de hábitat muy estrictos, precisando humedales con una amplia y densa cobertura de macrófitos sumergidos de los que se alimenta principalmente; al menos el 20 % de la superficie de la lámina de agua ha de estar cubierta por los mismos, además de una amplia cobertura de vegetación emergente en la franja litoral para emplazar el nido (del Hoyo *et al*., 1996), y que le conceda rápido escape a aguas abiertas (BirdLife International, 2012). Ocupa también lagunas temporales o permanentes, preferentemente dulces a salobres, aunque puede ocupar aguas ligeramente salobres (BirdLife International, 2012; Cramp 1997).

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

En la actualidad, la población de focha moruna en España es muy reducida, con fluctuaciones muy acusadas en el número de individuos, estrechamente relacionadas con la calidad del hábitat, la pluviometría y dependiente de liberaciones de ejemplares nacidos en cautividad. En concreto, las comunidades autónomas de Andalucía, Valencia y Baleares han desarrollado distintos proyectos de reintroducción y reforzamiento poblacional durante la década de 2000 (Magrama, 2014). En la Comunidad Valenciana se han liberado un total de 1.113 ejemplares nacidos en cautividad desde 1999 a 2012 (Magrama, 2014). En Andalucía, en total han sido de más de 700 ejemplares, de los cuales una parte del contingente se ha liberado en localidades de Andalucía oriental, fuera de su área de distribución histórica, consiguiendo nuevos núcleos de cría de la especie en Almería, Jaén y Córdoba (Magrama, 2014). El Parque Natural de s'Albufera de Mallorca también ha sido un área de reintroducción de ejemplares, procedentes de los nacidos en cautividad en la Comunidad Valenciana (Magrama, 2014). A pesar de la puesta en marcha de estos programas de reforzamiento poblacional y reintroducción en Andalucía, Comunidad Valenciana e islas Baleares, sus efectivos numéricos siguen siendo preocupantes (Viedma y Raya, 2012).

Presenta actualmente dos núcleos poblacionales diferenciados: el núcleo principal y no amenazado de la población se extiende por África oriental y meridional, estimándose su tamaño en torno a 50.000 individuos (Magrama 2014); y el segundo núcleo, que acoge a una población más pequeña y seriamente amenazada en el Mediterráneo occidental, confinada entre la península ibérica y el norte de África, que se estima en torno a los 5.000 ejemplares (Magrama, 2014; Aguilar-Amat y Raya, 2004). No obstante, es probable que esta última cifra sea mucho menor debido a la pérdida de humedales adecuados en el norte de África (Magrama, 2014). Desde finales del siglo XIX y a lo largo del siglo XX, este segundo núcleo sufrió una acusada disminución debida, principalmente, al elevado impacto humano sobre sus hábitats llegando a desaparecer de lugares donde estaba presente en el siglo XIX y principios del XX como Portugal, Argelia, Túnez y la isla de Mallorca (Magrama, 2014).

En España no existe ninguna estima del número de fochas morunas durante la primera mitad del siglo XX (Aguilar-Amat y Raya, 2004). De acuerdo con varios estudios durante la segunda mitad del siglo XX, la proporción de focha moruna/focha común se estimaba con una variación de entre 1/500 y 1/700 (García *et al.*, 1987; Máñez, 1991), concordando con la proporción de las

estimas poblacionales a nivel nacional (Purroy, 1997). A lo largo del siglo XX, el núcleo del Mediterráneo sufrió un marcado declive poblacional debido a una reducción en la calidad y la cantidad de hábitat y a una excesiva presión cinegética, quedando la especie restringida a los humedales del bajo Guadalquivir y llegando en la década de 1990 a valores muy próximos a la extinción (Raya, 1999). En la primavera de 2001, tras un invierno lluvioso, la población ibérica de focha moruna mostró un significativo aumento de las parejas reproductoras llegando a nidificar entre 42-45 parejas en Doñana y su entorno (EBD-CSIC y PND-OAPN, 1997-2002), 28-32 parejas en varias lagunas de Cádiz (CMA-Junta de Andalucía, 2001) y cuatro en la marjal dels Moros -Valencia- procedentes de un programa de cría en cautividad de la Comunidad Valenciana (Yuste, 2001). Un año más tarde, en 2002 la población andaluza se estimó en torno a más de 80 parejas reproductoras entre las marismas del Guadalquivir (55-60 parejas) y las lagunas de Cádiz (20 parejas) (CMA, 2001; EBD y PND, 2001, 2002). Este aumento poblacional pudo deberse a un aumento en la disponibilidad de hábitats adecuados para la especie después de varias temporadas de alta pluviometría durante esos años, a recientes liberaciones al medio de ejemplares procedentes de cautividad (Ortega *et al.*, 2007), o a bajos niveles de agua en varios humedales del Atlas medio de Marruecos, que podrían haber obligado a parte de la población a desplazarse a localidades con condiciones óptimas (Aguilar-Amat y Raya, 2004).

En cuanto al tamaño poblacional invernal en el periodo comprendido entre 2000 y 2010, se observan las mismas tendencias con respecto a la población nidificante. Las poblaciones formadas por ejemplares criados en cautividad mantuvieron sus números efectivos regulares al ser liberados en humedales con condiciones bastantes estables (Viedma y Raya, 2012). No obstante, las poblaciones del bajo Guadalquivir, de hábitats más dinámicos y cambiantes, fluctuaron más en función de los cambios de disponibilidad de hábitats (Viedma y Raya, 2012). Durante 2004 y 2009, el tamaño de población invernante en España varió entre 72 ejemplares y 241, siendo el valor medio de 129 individuos (Viedma y Raya, 2012).

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se ha evaluado el estado de conservación de la población reproductora de focha moruna a nivel estatal, aplicando las categorías de amenaza de la UICN y sus criterios de evaluación. La especie ha de ser considerada en "En Peligro Crítico" de acuerdo con el criterio C2a(ii)b. Presenta un reducido tamaño poblacional y un marcado declive en toda su área de distribución española.

Criterio C2

La información más actualizada disponible (Grupo de Trabajo de cerceta pardilla, malvasía cabeciblanca y focha moruna, 2020) muestra una población con números muy bajos que oscilan entre las 15 parejas de 2019 y las 36 parejas de 2015, con la práctica totalidad de las aves reproductoras muy localizadas en algunos humedales andaluces. El tamaño de la población en los últimos 10 años o tres generaciones muestra una tendencia regresiva, no habiendo superado las 80 parejas reproductoras censadas en 2002, y estando por debajo de los 250 individuos maduros necesarios para cumplir este criterio para la categoría de "En Peligro Crítico". Además, cumpliría el subcriterio C2a(ii) de mostrar una disminución continua observada y afectar al 90-100 % de una sola subpoblación y el subcriterio C2b por presentar fluctuaciones extremas en el número de individuos maduros.

AMENAZAS

Las principales amenazas descritas son la destrucción y degradación de hábitats, la actividad cinegética, la afección por especies exóticas invasoras y el sobrepastoreo (Aguilar-Amat y Raya, 2004).

Destrucción y alteración del hábitat

La pérdida del hábitat adecuado ha sido generalizada en toda el área de distribución de la especie. En Andalucía, el hábitat disponible con alta calidad en la actualidad representa sólo el 18 % del que existía en los años 50 del siglo pasado (EBD, 1994). Esta pérdida resulta inferior (25-30 %) si se consideran otras localidades con menor adecuación en relación con los requerimientos; no obstante, en tiempos recientes y gracias a la protección legal de distintos humedales, la desaparición de hábitats óptimos se ha reducido (Magrama, 2014).

Fundamentalmente, la degradación del hábitat está motivada por procesos de colmatación de los humedales, cambios en su régimen hidrológico y sobreexplotación de los recursos hídricos, que alteran y reducen el período de inundación (Magrama, 2014). Además, la contaminación y la pérdida de la calidad de las aguas, en especial por la eutrofización derivada de los efluentes provenientes de los cultivos intensivos en las cuencas vertientes de los humedales, son considerados factores graves debido a que reducen la diversidad y abundancia de vegetación sumergida (Magrama, 2014). Así mismo, actividades tales como el sobrepastoreo, la introducción de especies exóticas y la quema de vegetación, alteran sustancialmente la calidad del agua y de los humedales (Aguilar-Amat y Raya, 2004). Estos mismos factores de amenaza que también se están produciendo en los humedales norteafricanos, pueden llegar a tener una influencia muy negativa para la especie en el sur de la península ibérica, dada la probable conexión entre las poblaciones africanas e ibéricas (Magrama, 2014).

Caza

La focha moruna es muy vulnerable a la caza debido a la dificultad de diferenciarla de la focha común (*Fulica atra*), especie considerada cinegética (BirdLife International, 2012; Aguilar-Amat y Raya, 2004). Ambas especies forman concentraciones invernales mixtas en cotos de aves acuáticas y esta amenaza constituye su causa de mortalidad conocida más importante (Magrama, 2014). Se calcula que al menos el 20 % de las fochas morunas liberadas en los programas de reintroducción de la Comunidad Valenciana mueren anualmente por esta causa (Magrama, 2014). Asimismo, al menos 16 ejemplares fueron abatidos en Andalucía durante los años 2001 y 2002 en cacerías de focha común (Magrama, 2014).

Introducción de especies exóticas

La introducción de ciertas especies exóticas invasoras en los humedales afecta a la calidad de estos debido al impacto que ejercen sobre la flora y la fauna del ecosistema (Aguilar-Amat y Raya, 2004). Tanto el cangrejo rojo americano (*Procambarus clarkii*) como la carpa (*Cyprinus carpio*) generan una serie de alteraciones en los sistemas tróficos de los humedales, y causan la destrucción de la vegetación sumergida, que supone la base de toda una rica comunidad de organismos acuáticos (Alonso *et al*., 1985). Debido a ello, reducen la disponibilidad de recursos tróficos y aumentan la competencia entre especies, incidiendo negativamente



© EcoPrint - Shutterstock

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Berna: Apéndice II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I. International Species Action Plan for Crested Coot (*Fulica cristata*) (Raya Gómez, 1999)	Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011): EN PELIGRO DE EXTINCIÓN. Estrategia para la Conservación de la Focha Moruna (*Fulica cristata*) en España (2013).

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Acuerdo de 13 de marzo de 2012, del Consejo de Gobierno, por el que se aprueban los planes de recuperación y conservación de determinadas especies silvestres y hábitats protegidos. ANEXO III. PLAN DE RECUPERACIÓN Y CONSERVACIÓN DE AVES DE HUMEDALES: focha moruna (*Fulica cristata*).
Baleares	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Resolució del conseller de Medi Ambient de 26 de novembre de 2008 per la qual s'aproven els plans de recuperació de Vicia bifoliolata, d'aus aquàtiques catalogades en Perill d'Extinció de les Illes Balears (Pla Homeyer); el pla de conservació de la flora vascular amenaçada del Puig Major i els plans de maneig del Teix *Taxus baccata* i del Voltor Negre *Aegypius monachus*: Fotja banyuda (*Fulica cristata*).
Castilla-La Mancha	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Ninguno
Cataluña	No catalogada	Ninguno
Región de Murcia	No catalogada	Ninguno
Comunidad Valenciana	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Ninguno

OTRAS MEDIDAS

Proyecto de Reintroducción de la Focha cornuda (*Fulica cristata*) en Andalucía (2002-2005).
Proyecto de Reintroducción de la Focha cornuda (*Fulica cristata*) en Mallorca (2003).
Proyecto LIFE: Reintroducción de la focha moruna en la Comunidad Valenciana (2003).

ESPACIOS DE INTERÉS

Lugares críticos para la conservación de la especie. En Andalucía: Espacio Natural Doñana, Lagunas de Espera, Laguna de Medina, Dehesa de Abajo, Lagunas de Chiclana, Complejo Endorreico Puerto Sta. Maria. En la Comunidad Valenciana: Marjal de Almenara, Marjal del Moro, Parque Natural de La Albufera de Valencia, Marjal de la Safor. En las Islas Baleares: S´Albufera.

Lugares de expansión. En Andalucía: Complejo Endorreico Lebrija-Las Cabezas, Laguna de La Paja, Lagunas de las Canteras y el Tejón, Codo de la Esparraguera, Brazo del Este, Lagunas de Capellanías, Complejo Endorreico de Utrera, Complejo Endorreico de La Lantejuela, Laguna de Gosque, Lagunas de Puerto Real, Lagunas de Campillos, Laguna y cantera de Los Tollos, Pantaneta Coloma, Embalse Don Melendo, Desembocadura río Guadiaro, Laguna de la Ratosa, Salinas de Cerrillos, Marismas del Odiel, Laguna Amarga, Lagunas de Palos y las Madres, Laguna Honda, Laguna del Donadío, Laguna del Salobral. En la Comunidad Valenciana: Resto de zonas húmedas de las provincias de Valencia y Alicante, especialmente, el Parque Natural de la Marjal de Pego-Oliva, Clot de Galvany/Balsares, Parque Natural de las Salinas de Santa Pola y Parque Natural de El Hondo. En Cataluña: Parc Natural del Delta de l´Ebre. En las Islas Baleares: S´Albufereta, Es Grau de Menorca.

Red Natura 2000. Lugares Críticos de la Estrategia: PN Albufera ES0000471, Marjal de Almenara ES0000450, Marjal del Moro ES0000470, Marjal de la Safor ES5233030 (LIC), Espacio Natural de Doñana, Marismas del Guadalquivir ES0000024, Lagunas de Espera ES0000026 (LIC), Laguna de Medina ES0000027, Dehesa de Abajo ES0000024 (LIC), Lagunas de Chiclana ES0000028 (ZEC), Complejo Endorreico lagunas del Puerto de Santa María ES0000029 (ZEC), PN S'Albufera de Mallora ES0000038. Lugares de Expansión: Complejo Endorreico Lebrija-Las Cabezas ES0000275, Lagunas de las Canteras y el Tejón ES6120014, Brazo del Este ES0000272, Complejo Endorreico de Utrera ES6180001, Complejo Endorreico de La Lantejuela ES6180017, Laguna del Gosque ES6180003, Complejo endorreico de Puerto Real ES0000030, Lagunas de Campillos ES6170015, Estuario del Río Guadiario ES6120003, Salinas de Cerrillos ES0000048, Marismas del Odiel ES0000025, Lagunas del Sur de Córdoba. Laguna Amarga ES0000034, PN Pego-Oliva ES0000487, Paraje Natural del Clot de Galvany ES0000462, PN Salinas de Santa Pola ES0000486, PN El Hondo ES0000484, PN del Delta del Ebro ES0000020, S'Albufereta ES0000226, Es-Grau de Menorca ES0000234.

IBA. Lugares Críticos de la Estrategia: PN Albufera-159, Marjal de Almenara-155, Marjal del Moro-156, Marjal de la Safor-465, Marismas del Guadalquivir- 259, Lagunas de Espera-258, Laguna de Medina-252, Dehesa de Abajo-259, Lagunas de Chiclana y Complejo Endorreico lagunas del Puerto de Santa María-251, PN S'Albufera de Mallorca-318. Lugares de Expansión: Complejo Endorreico Lebrija-Las Cabezas-258, Lagunas de las Canteras y el Tejón-252, Codo de la Esparraguera-456, Brazo del Este-259, Complejo Endorreico de La Lantejuela, IBA 238, Lagunas y Entorno de Fuente de Piedra, Gosque, Campillos y Herrera-240, Lagunas de Medina y Puerto Real-252, Laguna y Cantera de los Tollos-257, Salinas de Cerrillos. Humedales del Poniente Almeriense-219, Marismas del Tinto y del Odiel y Lagunas Costeras de Huelva-261, Laguna Amarga Zonas Húmedas del Sur de Córdoba-239, Lagunas de Conde, Chinche y Honda-231, Laguna del Donadío Campiñas de Santaella-Écija-454, PN Pego-Oliva-162, Paraje Natural del Clot de Galvany-464, PN Salinas de Santa Pola-166, PN El Hondo-165, PN del Delta del Ebro-148, S'Albufereta-318, Es-Grau de Menorca-325.

sobre la focha moruna y otras aves acuáticas amenazadas (Aguilar-Amat y Raya, 2004).

● Sobrepastoreo

El excesivo pastoreo debido a concentraciones elevadas del número de cabezas de ganado y rebaños durante el verano alrededor de las escasas zonas con agua, son la causa de daños directos e indirectos sobre los humedales (Aguilar-Amat y Raya, 2004). Las marismas del Parque Nacional de Doñana son el ecosistema que sufre esta amenaza de forma más alarmante. El sobrepastoreo llega a generar impactos negativos sobre el suelo, la vegetación y la fauna de los humedales a causa del pisoteo constante que genera la compactación del suelo, el consumo directo de vegetación e incremento de la turbidez del agua, y la competencia trófica generada por la pérdida de vegetación, además de las molestias (Aguilar-Amat y Raya, 2004).

● Otras amenazas

La pesca mediante la utilización de nasas y redes puede causar la muerte de adultos y juveniles; las molestias humanas en la época de reproducción; y la depredación ocasional de huevos, polladas y adultos por parte de jabalíes, zorros, gatos, perros y ratas pueden suponer un impacto negativo sobre la población de focha moruna (Magrama, 2014).

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Las actuaciones de conservación más importantes para logar frenar el declive de la especie y conseguir recuperar su población se basan en cuatro pilares básicos que deberían contemplar a su vez una serie de medidas concretas:

Priorizar la conservación y protección de los núcleos poblacionales claves identificados. Debido a que la población española depende en gran medida de la población marroquí y que esta sufre una importante regresión a causa de la degradación de sus zonas húmedas (Green *et al*., 2002), es importante establecer un programa de conservación a nivel internacional que incluya la conservación, seguimiento e investigación de la especie (Aguilar-Amat y Raya, 2004). Para ello, se proponen las siguientes medidas de conservación:

- ✔ Promover la protección legal comunitaria o internacional para los humedales donde la especie nidifica (Lugares Críticos) (Magrama, 2014).
- ✔ Impulsar la aplicación de los instrumentos disponibles para la planificación de la gestión de los humedales (Magrama, 2014).
- ✔ Promover una gestión de los humedales enfocada a favorecer la presencia de la especie y, especialmente, su nidificación exitosa a través del mantenimiento de la calidad y cantidad del agua, así como del manejo de la vegetación palustre (Magrama, 2014).
- ✔ A nivel nacional, promover la preparación de un plan de acción para la conservación de la especie, coordinado entre las Administraciones central y autonómicas bajo el amparo del Comité de Fauna y Flora del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, que involucre a expertos locales y ONG (Aguilar-Amat y Raya, 2004).
- ✔ Incentivar, en el marco de la PAC, medidas agroambientales encaminadas a una mayor protección y conservación de los humedales ubicados en enclaves agrícolas (Magrama, 2014).

- ✔ Evitar la eutrofización por aporte de abonos y aguas residuales, y fomentar la regulación del empleo de agroquímicos y productos fitosanitarios en los perímetros de protección de los humedales (Aguilar-Amat y Raya, 2004).

- ✔ Promover medidas de protección en la cuenca de los humedales para frenar los procesos de colmatación (Aguilar-Amat y Raya, 2004).

- ✔ Realizar investigaciones sobre la ecología y la biología de la especie respecto a sus requerimientos de hábitats, su ecología reproductiva y trófica, y sus movimientos dentro y fuera de España (Aguilar-Amat y Raya, 2004).

Planes de recuperación y reintroducción de la especie: Actualmente, se cuenta con dos centros que desarrollan de manera eficaz la cría en cautividad de fochas morunas en el ámbito de programas coordinados por las Administraciones de Andalucía y Comunidad Valenciana: Cañada de los Pájaros y Centro de Recuperación de Fauna Silvestre El Saler (Magrama, 2014). Ambos centros presentan protocolos de actuación y manejo de los individuos que permiten producir un elevado número de pollos, garantizando la existencia de ejemplares para el desarrollo de actuaciones de conservación *ex situ* a corto y medio plazo (Ortega *et al.*, 2007; Magrama, 2014). Las comunidades autónomas de Andalucía, Valencia y Baleares han desarrollado distintos proyectos de reintroducción y reforzamiento poblacional durante la década de los 2000: en la Comunidad Valenciana se han liberado un total de 1.113 individuos nacidos en cautividad desde 1999 a 2012, en Andalucía más de 700 individuos (Ortega *et al.*, 2007) y en Baleares procedentes de los nacidos en cautividad en la Comunidad Valenciana. Gracias a los resultados obtenidos en estos programas, se evidencia el hecho de aplicar las siguientes medidas de conservación:

- ✔ Promover la actualización de los planes de recuperación, reintroducción y conservación de la especie y recomendar la aprobación y aplicación de los planes de recuperación en Castilla-La Mancha y Cataluña.

- ✔ Impulsar un programa de cría en cautividad y de reintroducciones coordinado entre las diferentes comunidades autónomas.

- ✔ Promover la inclusión de las poblaciones españolas en instrumentos de protección internacionales en los que no estén (Magrama, 2014).

Evitar las afecciones de las actividades cinegéticas. La moratoria de caza de la focha común (*Fulica atra*) en determinados humedales de la Comunidad Valenciana en los que se localiza la focha moruna ha tenido repercusiones positivas en dichas localidades, aunque la necesidad de prohibir la práctica de la caza parece ser la más efectiva a efectos de reducir la mortalidad no natural (Magrama, 2014). Por ello, se proponen las siguientes actuaciones de conservación en este sentido:

- ✔ Promover medidas eficaces, de índole legal que eviten la caza, accidental o no, en los lugares donde esté presente durante el periodo de actividad cinegética (Magrama, 2014).
- ✔ Fomentar medidas eficaces de vigilancia, gestión e información, además de las legales anteriormente citadas, para evitar la caza, accidental o no, en los lugares donde las especies estén presentes durante el periodo de actividad cinegética (Magrama, 2014).
- ✔ Promover el establecimiento de moratorias o acuerdos con los cazadores para prevenir la caza accidental: retrasar el inicio de la temporada cinegética, suspensión temporal de la actividad, suspensión de la actividad después de la puesta del sol o antes de su salida. En caso de programas de cría en cautividad, este escenario debe considerarse como limitante en la selección de lugares para la liberación de las aves (Magrama, 2014).
- ✔ Incentivar el rescate de las concesiones cinegéticas allí donde sea posible aplicar esta medida (cotos cinegéticos privados de especial interés para la especie) (Magrama, 2014).

Control de las especies alóctonas con afecciones negativas sobre las poblaciones. En relación con las elevadas densidades de cangrejo rojo americano y con la presencia de carpas y otras especies piscícolas exóticas que constituyen una amenaza por su impacto sobre los recursos tróficos de la focha moruna, se proponen las siguientes actuaciones de conservación (Magrama, 2014):

- ✔ Promover actuaciones que permitan reducir significativamente o eliminar las poblaciones de las especies exóticas fuera de la época de nidificación, preferiblemente en colaboración con pescadores locales.
- ✔ Evitar la reintroducción de carpas y otras especies piscícolas exóticas en los lugares críticos y de expansión de la focha moruna, a través de controles efectivos y de acuerdo a lo establecido en el Real Decreto 630/2013.
- ✔ Promover actuaciones puntuales para la protección de las áreas de nidificación y controlar las densidades de depredadores, como, por ejemplo, las ratas u otros carnívoros domésticos asilvestrados.
- ✔ Fomentar campañas de información y concienciación como acción preventiva.

FUMAREL COMÚN

Chlidonias niger

EN PELIGRO CRÍTICO
CR [A2ac; A3ac; B2abc; C2ab; D]
LIBRO ROJO



Fumarell negre; Gaivina negra; Itsas enara beltza; Gaivina-preta; Black Tern; Guifette noire

Autores: **Oscar Gordo, José Luis Arroyo, Rubén Rodríguez, Antonio Martínez y José Luis del Valle**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2019)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	NE	EN	CR

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

El fumarel común es una especie extremadamente escasa y localizada como reproductor en la actualidad. Su principal núcleo de cría ha estado situado históricamente en las marismas del Guadalquivir y, de hecho, es la única zona de España donde existen evidencias de reproducción segura desde hace más de una década. Tradicionalmente, los humedales de Castilla-La Mancha habían sido la segunda zona en importancia para su reproducción. Se ha citado su cría en las lagunas de Alcázar de San Juan; la laguna de La Sal y la laguna de Pastrana en Villafranca de los Caballeros; la laguna del Retamar en Pedro Muñoz; las lagunas de Manjavacas; la laguna Grande en Moral de Calatrava; la laguna de El Hito; la Hoya Grande en Corral-Rubio; el embalse de Gasset en Fernán Caballero, y las charcas de El Bercial de San Rafael (Martí y del Moral, 2003; Madroño *et al*., 2004; López de Carrión *et al*., 2006), aunque no en todos los casos ha sido comprobada. La reproducción del fumarel común en los humedales manchegos es sumamente irregular y está totalmente condicionada a la existencia de condiciones hidrológicas favorables, algo que parece no haber ocurrido desde los últimos registros

fehacientes del año 2000 (Picazo, 2001; Velasco, 2001). En humedales del litoral mediterráneo existen registros históricos de nidificación en el delta del Ebro (Estrada *et al*., 2003), la albufera de Valencia (Dies *et al*., 1999), El Hondo, las salinas de Santa Pola y en el marjal de Xeresa-Xeraco (Ferrer *et al*., 1986; Urios *et al*., 1991; Martí y del Moral, 2003; Madroño *et al*., 2004), que no se han repetido desde los años 80 del pasado siglo. En Castilla y León existen indicios de parejas dispersas criando en años puntuales entre la década de los 70 y 90 del siglo XX, en la laguna de La Zarza en Boada y la laguna del Cristo en Aldehuela de Yeltes, Salamanca (Blanco, 2004), en las lagunas de Villafáfila, Zamora (Palacios y Rodríguez, 1999), y en la laguna de la Nava, Palencia (Jubete, 1997). En Extremadura se citó como reproductora en el embalse de los Canchales, Badajoz, aunque podría tratarse de una confusión con fumarel cariblanco (*Chlidonias hybrida*) (Prieta *et al*., 2000; Prieta *et* Mayordomo, 2011).

Pese a ser una especie tan escasa y localizada como reproductor, se puede observar con cierta facilidad en prácticamente cualquier zona húmeda española durante la primavera y verano debido al paso de posiblemente algunos miles de individuos por la Península y Baleares hacia sus cuarteles de cría en el centro y norte Europa (de Juana y García, 2015). Por ejemplo, en las marismas del Guadalquivir se rebasó la cifra de 1.000 ejemplares en el paso prenupcial durante el periodo 2003-2019 los años 2003, 2004, 2006, 2007 y 2011 (datos propios; Equipo de Seguimiento de Procesos Naturales de la Estación Biológica de Doñana, ESPN-RBD-EBD-CSIC). También es común en el paso posnupcial, durante el cual se han citado concentraciones de más de un millar de individuos a lo largo del mes de agosto en humedales alicantinos en 2015, 2017 y 2018 (www.internatura.org/aocv/), en el delta del Ebro en 2019 y 2020 (www.ornitho.cat), y en las marismas del Guadalquivir en 2003 (datos propios, ESPN-RBD-EBD-CSIC).

La península Ibérica, al igual que el resto de zonas del sur de Europa, representan regiones marginales de su distribución en el Paleártico occidental (Keller *et al*., 2002), debido a la falta de humedales con hábitats adecuados para su reproducción. Únicamente los años con unas condiciones climáticas e hidrológicas excepcionales proporcionarían las condiciones adecuadas para que algunas docenas de parejas se establezcan e intenten la reproducción, e incluso así no siempre ocurre. Sin embargo, todos los años ejemplares no reproductores permanecen la totalidad del verano divagando por la Península, lo que, junto a su fenología de paso tardía, puede favorecer la percepción de que es un ave reproductora más común y extendida de lo que realmente es.

Cría de manera gregaria en humedales poco profundos, de aguas limpias y con vegetación flotante baja, a la cual fija sus nidos. En España, normalmente nidifica en colonias multiespecíficas, lo que puede dificultar la detección de parejas aisladas o que se las confunda con especies similares, como el fumarel cariblanco (Corbacho *et al*., 2009).

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

Como se ha apuntado en el apartado anterior, la población española reproductora es muy escasa y, además, muy irregular, ya que la mayoría de los años desde la anterior evaluación (Madroño *et al*., 2004) no ha llegado a reproducirse. Con poblaciones tan exiguas e intermitentes resulta difícil establecer tendencias. No obstante, todas las fuentes sugieren una regresión muy acusada de la población desde que se tienen registros.

En la década de los años 50 del siglo XX, sólo en Doñana criaba en una proporción de uno a tres-cinco respecto al más abundante fumarel cariblanco (Valverde, 1960), lo que supondrían entre 5.000 y 8.000 ejemplares (de Juana y García, 2015). A mediados de los 80, esta ratio se reduce a entre uno y dos por cada 100 cariblancos (García *et al*., 1986), lo que aún implicaría varias decenas de parejas. Estas cifras relativas contrastan con los primeros inventarios sistemáticos llevados a cabo en el Parque Nacional de Doñana a finales de los años 80 del pasado siglo, que contabilizaron únicamente entre una y 15 parejas reproductoras (Máñez, 1991). En Doñana no se registró de nuevo su reproducción hasta 1995, con tan solo una pareja, que aumentó hasta unas 70 (incluyendo las que criaron en el Brazo del Este) al año siguiente, gracias a las condiciones excepcionalmente favorables de 1996 (ESPN-USAC, 1998). Hasta 2011 la reproducción en las marismas del Guadalquivir volvió a ser muy escasa e irregular. En 1997 se detectan cuatro parejas, aunque no se verificó reproducción en ninguna de ellas. Entre 1998 y 2000 no hubo reproducción. En 2001 gracias a unas buenas condiciones hidrológicas se estima un máximo de 11 parejas repartidas entre las colonias de fumarel cariblanco. En 2002 se localizan tres nidos, pero todos ellos acabaron depredados. En 2004 únicamente se observó un ejemplar territorial. No volverá a criar hasta 2011, cuando se contabilizaron 16 parejas repartidas en tres colonias mixtas de fumarel cariblanco y zampullín cuellinegro (*Podiceps nigricollis*). Entre 2012 y 2015 tampoco cría. Reaparece en 2016 con un máximo de siete parejas, que fracasaron en todos los casos por depredación. En 2017 se da el mayor registro del siglo con 20 parejas, repartidas en tres colonias de fumarel cariblanco y que tuvieron suertes dispares en sus intentos de reproducción. En 2018 se produce el último registro de reproducción en España, con siete parejas repartidas nidificando en cinco puntos diferentes de Doñana, cuyo éxito probablemente fue escaso o nulo por culpa de la fuerte depredación sufrida en las colonias donde se habían instalado (Máñez *et al*., 2021).

En el resto de España, la población reproductora ha sido tradicionalmente aún más escasa e irregular, destacando, además, la falta de datos cuantitativos para la mayoría de los registros. En La Mancha, se censaron entre cuatro y ocho parejas reproductoras en la laguna Grande de Moral de Calatrava en 1998 (López de Carrión *et al*., 2006), una posible pareja criando en el año 2000 en la Hoya Grande de Corral-Rubio (Picazo, 2001) y otra en las charcas de El Bercial de San Rafael (Velasco, 2001). Para esa comunidad se citaron máximos de hasta 30 parejas en los años más favorables de los años 90 del siglo XX (Madroño *et al*., 2004). En el delta del Ebro, el único registro seguro corresponde a seis parejas en el año 1961 (Muntaner *et al*., 1984), más un posible caso de una pareja en 1988 (Estrada *et al*., 2004). En los humedales levantinos se mencionan 23 parejas en el marjal de Xeresa-Xaraco en 1980, y entre 8 y 20 en las salinas de Santa Pola en 1986, último año para el que existen registros de cría en la Comunitat Valenciana (Madroño *et al*., 2004). En Salamanca, criaron tres parejas en 1979 en la laguna de la Zarza, y entre dos y cuatro en la laguna del Cristo en 1986 (Blanco, 2004). En Palencia, sólo existe una cita conocida de reproducción de una pareja en la laguna de la Nava en 1995 (Jubete, 1997). En Extremadura, sólo existen dos citas recientes en el embalse de los Canchales, que corresponden a dos parejas en 1990 y tres en 2005, aunque ambas citas se han puesto en duda (Prieta *et al*., 2000; Prieta y Mayordomo, 2011).

Podemos resumir que de las 150-200 parejas reproductoras propuestas entre mediados de los años 80 y 90 del siglo XX (Blanco y González, 1992; Purroy, 1997), se pasó



© Mihai Baciu-Shutterstock

a un máximo de 60 parejas durante la década posterior (Madroño *et al*., 2004; Corbacho *et al*., 2009), que deben rebajarse a tan solo de siete a 20 parejas registradas desde el 2000. Por tanto, en las últimas tres décadas se ha producido una merma del orden del 90 % de la población reproductora.

Pese a ser una especie transahariana, se han observado también algunos ejemplares invernantes esporádicamente entre los años 70 del pasado siglo y principios del siglo XXI en Barcelona (Anon., 1974), Pontevedra (Melendro y Rodríguez-Valverde, 1977), Tarragona (Julien, 1988), Asturias (de Juana, 1988, 1989), Málaga (de Juana, 1988), Valencia (Dies y Dies, 1992), Guipúzcoa (Gorospe, 1997), Cádiz (de la Puente *et al*., 1999) o Castellón (Bort y Bort, 2007). En Doñana se cifraron entre 10 y 20 los ejemplares que pasaban allí el invierno (diciembre a febrero) a finales de los años 90 del siglo XX (Garrido *et al*., 2004), números que, con fuertes altibajos anuales, parecen haberse mantenido similares en lo que va de siglo XXI: dos ejemplares en enero de 2003, máximo de 20 en la invernada de 2004-05, un ejemplar en diciembre de 2007, máximo de cuatro en la invernada de 2008-09, un ejemplar en enero de 2014, tres ejemplares en enero de 2018, 39 ejemplares en febrero de 2019 (datos propios, ESPN-RBD-EBD-CSIC; Molina *et al*., 2003, 2014, 2018). Existen también citas plenamente invernales recientes fuera

de las marismas del Guadalquivir, aunque son muy escasas: dos ejemplares en diciembre de 2006 entre isla Grosa e isla Hormigas, Murcia (Guardiola, 2009), un ejemplar en diciembre de 2011 en la laguna de La Veguilla en Alcázar de San Juan (Molina *et al*., 2012), ocho ejemplares en diciembre de 2012 en las salinas de Santa Pola (Tirado *et al*., 2017), y un ejemplar en diciembre de 2019 cerca de la desembocadura del río Ter en Torroella de Montgrí, Girona (www.ornitho.cat).

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se han aplicado las categorías de amenaza y sus criterios UICN para el conjunto de la población reproductora española analizándola como una única unidad regional.

Teniendo en cuenta la tendencia claramente regresiva y continuada de la población reproductora desde los años 80 del siglo XX, su ausencia como reproductor de todas las localidades de reproducción históricas a excepción de Doñana desde hace más de una década, y a los pocos individuos que han criado irregularmente en años recientes, la población española debe ser catalogada como "En Peligro Crítico", al cumplir con los criterios A2ac, A3ac, B2abc, C2ab y D.

Criterio A2

(a) Los censos realizados a nivel estatal desde los años 90 del pasado siglo, sugieren un descenso de entre el 87% y 96 % de la población reproductora, pasando de 150-200 parejas a tan solo entre siete y 20, que, además, no se reproducen todos los años. La existencia de unas condiciones hidrológicas favorables en los humedales ibéricos parece una condición *sine qua non* para que lo hagan, pero no debe ser el único factor que determina que haya reproducción, a tenor de los diversos años aparentemente favorables en las últimas dos décadas en los que, sin embargo, la especie no se reprodujo. Por tanto, se desconocen las causas que determinan su dinámica poblacional y, por extensión, las causas que han motivado su declive histórico observado desde mediados del siglo pasado en España. Por otro lado, la fuerte regresión observada en las poblaciones de países vecinos, como Francia e Italia (Keller *et al*., 2020), limita enormemente las posibilidades de la dispersión de ejemplares reproductores desde allí hacia la península ibérica.

(c) Entre el atlas previo (Martí y del Moral, 2003) y el nuevo atlas se ha detectado una reducción del -29 % de su área de distribución. No obstante, este cambio debe interpretarse con cautela debido a la cría sumamente irregular de la especie. Una evidencia más consistente de la reducción del área de ocupación del fumarel común es la merma en el número de localidades con registros de cría probables o seguros década a década desde los años 80 del siglo XX. Desde los 80 no ha vuelto a criar en el delta del Ebro ni en los humedales levantinos. Desde los años 90 del pasado siglo XX, tampoco ha vuelto a criar en Castilla y León. La última evidencia de nidificación de la que tenemos constancia en La Mancha es del año 2000, y del 2005 para Extremadura. Por tanto, desde 2005, su área de distribución está limitada únicamente a algunos puntos en las marismas del Parque Nacional de Doñana.

Criterio A3

(a) Actualmente sólo se registra como reproductor en una localidad: las marismas del Parque Nacional de Doñana.

(c) El fumarel común se caracteriza por mostrar fluctuaciones extremas tanto en el número de parejas reproductoras como en el de localidades de cría, ya que depende

de la existencia de unas condiciones hidrológicas favorables, algo que en latitudes mediterráneas ocurre irregularmente tanto en el tiempo como en el espacio. Entre 2005 y 2020 sólo se pudo verificar la cría en cuatro años, fluctuando entre siete y 20 parejas (Máñez *et al*., 2021).

Criterio C2

(a) El número total de individuos reproductores en España no ha superado los 40 desde 1997, situándose normalmente por debajo de 20 en aquellos pocos años en los que se ha registrado reproducción desde entonces. Desde 2005 el 100 % de ellos se ha localizado en una única subpoblación: Doñana.

(b) Estos números presentan fluctuaciones extremas entre años (véase Criterio A3c).

Criterio D

La población reproductora del fumarel común en España es muy pequeña, sin haberse superado los 40 individuos maduros desde 1997.

AMENAZAS

● Depredación y destrucción de nidos

Actualmente, el principal factor que causa el fracaso de los nidos de fumarel común en Doñana es la depredación por jabalí (*Sus scrofa*) y más ocasionalmente por zorro (*Vulpes vulpes*). De los 34 nidos encontrados entre 2016 y 2018 se estimó que tan sólo entre seis y 10 lograron completar exitosamente la reproducción (Máñez *et al*., 2021). Este bajísimo éxito reproductor compromete el reclutamiento de individuos jóvenes para la población reproductora y, probablemente, desincentiva a los adultos a intentar reproducirse en la misma localidad en temporadas siguientes. El problema de la depredación de los nidos de aves acuáticas, especialmente por parte de los jabalíes, capaces de malograr colonias completas, estágeneralizado en el entorno de Doñana debido a la superpoblación de esta especie. A la fuerte presión depredadora hay que añadir el riesgo de destrucción de los nidos por parte del ganado, que puede acceder y pisotear las colonias.

● Desecación de humedales

Algunos humedales de las marismas del Guadalquivir, como el Paraje Natural del Brazo del Este, sufren un proceso de desecación acusada cuando las compuertas que controlan los niveles de agua de este espacio, así como las estaciones de bombeo, no funcionan adecuadamente, con lo que la zona suele estar seca durante buena parte de la primavera. Este hecho produce que los fumareles cariblancos, a los que se asocia la especie, retrasen la cría hasta fechas que quizás sean demasiado tardías para la reproducción de los fumareles comunes.

● Cambio climático

En latitudes mediterráneas, el fumarel común únicamente puede criar cuando se dan unas condiciones hidrológicas favorables que permitan que los humedales donde nidifica tengan agua hasta bien entrado el verano. Cualquier alteración en el régimen de lluvias, bien sea en su estacionalidad o por una reducción del total de precipitaciones, va a impactar negativamente a esta especie. Todas las proyecciones para Andalucía para final de siglo concuerdan en una reducción de las precipitaciones anuales (Amblar *et al*., 2017), que podría ser de entre el 10 y 30 %, siendo especialmente acusada esta reducción en las lluvias de invierno -hasta un 32 %- y primavera -hasta un 40 %-, las

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Bonn: Apéndice II. Convenios de Berna: Anexo II. Convención sobre Especies Migratorias (CMS): Apéndice II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I.	Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011): En Peligro de Extinción.

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Ninguno
Aragón	No catalogado	Ninguno
Asturias	No catalogado	Ninguno
Baleares	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Cantabria	No catalogado	Ninguno
Castilla-La Mancha	VULNERABLE	Ninguno
Castilla y León	No catalogado	Ninguno
Cataluña	No catalogado	Ninguno
Euskadi	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Ninguno
Extremadura	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Galicia	No catalogado	Ninguno
Comunidad de Madrid	No catalogado	Ninguno
Región de Murcia	No catalogado	Ninguno
Comunidad Valenciana	No catalogado	Ninguno

estaciones más importantes para determinar el nivel de inundación de la marisma en Doñana. Para otras zonas históricamente importantes para la reproducción de la especie, como La Mancha, los humedales levantinos o Extremadura, también se prevé una tendencia a la mayor aridez del clima, siendo la primavera la estación que tendrá el mayor déficit de lluvia comparado con la actualidad (Amblar *et al.,* 2017).

● **Destrucción y degradación del hábitat**

La destrucción y degradación que sufrieron los humedales a lo largo del siglo XX, sin duda, debió afectar antaño a las poblaciones de fumarel común de manera negativa. Actualmente, algunas de las localidades de cría relevantes registradas en los últimos treinta años gozan de algún grado de protección, como es Doñana o las salinas de Santa Pola, que salvaguardan estos espacios naturales de su destrucción, pero no ocurre lo mismo con otras localidades, como en la laguna Grande de Moral de Calatrava. Incluso estando protegidos, todos estos humedales no están libres de sufrir deterioros, especialmente aquellos relacionados con procesos de eutrofización o contaminación por productos fitosanitarios, como resultado de la escorrentía e infiltración de aguas provenientes de los terrenos circundantes, que habitualmente están sometidos a usos agrícolas. Esta alteración de la calidad de las aguas tiene efectos directos sobre la avifauna, por ejemplo, a través de la disponibilidad de alimento.

● **Inacción de las Administraciones públicas**

La falta de aplicación de medidas específicas para su protección, como pueden ser la aprobación y ejecución de los preceptivos planes de recuperación y medidas concretas para la gestión de algunos humedales, son factores indirectos que potencialmente afectan a la viabilidad futura de las poblaciones de fumarel común.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

✔ Elaboración y aprobación de los preceptivos Planes de Recuperación en las CCAA con presencia de la especie. A pesar de estar catalogada como "En Peligro de Extinción" a nivel estatal, ninguna comunidad autónoma ha desarrollado algún plan de recuperación ni se ha elaborado una estrategia estatal de conservación del fumarel común.

✔ Instalación de balsas flotantes como soporte para nidos para facilitar la instalación de colonias de cría libres de depredadores.

✔ Reducir la población de jabalíes en el Parque Nacional de Doñana e implementar métodos que impidan su acceso a las colonias de aves acuáticas.

✔ Disminuir la carga ganadera en el Parque Nacional de Doñana y gestionar los rebaños para garantizar que no estén presentes en las zonas con colonias de cría.

✔ Gestión de los niveles de agua en embalses y pequeños humedales susceptibles de albergar ejemplares reproductores para garantizar un grado de inundación óptimo para la especie durante la primavera y verano.

✔ Censos exhaustivos y seguimiento más detallado de los posibles casos de reproducción, especialmente en humedales fuera de Doñana. Es posible que haya parejas dispersas reproduciéndose en medio de las grandes colonias de fumarel cariblanco que estén pasando inadvertidas.

GAVIOTA TRIDÁCTILA

EN PELIGRO CRÍTICO
CR [C2(a)(i, ii); D] (RE)
LIBRO ROJO

Rissa tridactyla

Gavineta de tres dits; Gaivota tridáctila; Antxeta hankabeltza; Gaivota-tridáctila; Black-legged Kittiwake; Mouette tridactyle



Autor: **Álvaro Barros**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2019)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
VU	VU	VU	NE	VU	CR(RE)

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

El área de distribución de la gaviota tridáctila en España durante la época de reproducción ha estado restringida, desde el descubrimiento de la población reproductora, a dos localidades muy concretas en la costa da Morte, en la provincia de A Coruña: las islas Sisargas y el cabo Vilán. Es altamente improbable que aparezcan nuevas localidades de reproducción y parece razonable que, en caso de producirse nuevas observaciones de aves en época estival, estas se limiten a las localidades mencionadas. Fuera de la época de cría, la gaviota tridáctila tiene una distribución marcadamente pelágica, ocupando todo el Atlántico Norte. Durante este período es más o menos frecuente cerca de la costa en función de las condiciones meteorológicas, siendo más abundante con ocasión de fuertes temporales. No existe información sobre la distribución específica de los ejemplares gallegos fuera de la época de cría.

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

La situación actual de la población reproductora en España de la gaviota tridáctila es crítica y, de hecho, es muy probable que haya desaparecido por completo. Las dos únicas colonias existentes, situadas en los islotes del

cabo Vilán -Camariñas- y en las islas Sisargas -Malpica-, ambas en la provincia de A Coruña, no albergan en la actualidad ninguna pareja reproductora. La última reproducción confirmada en los islotes del cabo Vilán data del año 2007, cuando se contaron siete nidos (datos propios, inéditos), estimándose que esta colonia desapareció por completo entre los años 2008 y 2012. En el caso de las islas Sisargas, la desaparición de la colonia de cría es más reciente, registrándose todavía dos nidos en 2017 (Munilla, 2017; datos propios, inéditos). En 2019 y 2021 ya no se observaron indicios de reproducción (datos propios, inéditos). Debido a que se trata de extinciones muy recientes, no se puede descartar la reproducción de alguna pareja en los próximos años, sobre todo en el caso de las islas Sisargas, si bien la recuperación de ambas poblaciones es muy improbable, al menos a corto plazo. En Galicia los primeros datos sobre las especies de aves marinas nidificantes, el tamaño de sus poblaciones y su área de distribución son de los años 70 del siglo XX. Antes de esta fecha sólo existían algunas observaciones puntuales y comentarios generales realizados por ornitólogos, principalmente extranjeros, que refirieron algunas especies de estas costas dentro de distintas expediciones ornitológicas más amplias. En este sentido la única y muy destacable excepción son los trabajos de Francisco Bernis (Bernis, 1948) que visitó y estudió pormenorizadamente las poblaciones de aves de las islas Sisargas en el año 1948, sin que registrase la presencia de la gaviota tridáctila en las islas. Todo apunta a que la presencia de esta especie como nidificante en Galicia se remonta a los últimos 50 años, concretamente a la década de 1970. En esta época, que coincide en el tiempo con la ampliación del área de distribución de la especie en Francia, donde pasó a criar además de en la Bretaña, en Normandía y la Vendée, surgieron en el Atlántico ibérico tres colonias: una en Portugal -islas Berlengas- y dos en Galicia -islas Sisargas e islotes del cabo Vilán-. Es interesante destacar en este sentido que al menos en sus inicios la población gallega de gaviota tridáctila era una población abierta y estrechamente relacionada con poblaciones de la Bretaña francesa. De 21 pollos anillados en las islas Sisargas entre 1985 y 1991, tres fueron observados en edad de reclutar en colonias bretonas; por otra parte, a mediados de los años 80 se registraron en la colonia de Sisargas otros cinco ejemplares en edad de reclutamiento nacidos en colonias bretonas (Munilla y Velando, 2008). La colonia de las islas Berlengas se descubrió en 1977 y desapareció pocos años después en 1983 (Teixeira, 1984). En las islas Sisargas se sospechó su reproducción por primera vez en 1974 (Bárcena *et al*., 1987) y se confirmó en 1975, cuando se localizaron 29 nidos (Rodríguez Silvar y Bermejo, 1975). De manera análoga, en el caso del cabo Vilán se sospechó la cría en el año 1978 (Bárcena *et al*., 1987), confirmándose un año después, en 1979, cuando se contaron alrededor de 60 parejas (Docampo y Velando, 1995). En los primeros años tras la colonización de las costas gallegas, ambas colonias aumentaron mucho, alcanzándose los máximos poblacionales a los pocos años de la fundación de las mismas. En las islas Sisargas la población alcanzó su máximo en 1981 con 152 parejas (Bárcena *et al.*, 1987) y se mantuvo por encima de las 100 parejas hasta 1993, año en que se produjo un colapso reproductor por causas desconocidas; ese año se contaron 120 aves en la colonia, pero tan sólo dos nidos (Docampo y Aller, 1994). Al año siguiente, en 1994, se dio una situación parecida, con 106 aves en la colonia, pero con tan sólo cuatro nidos y un único huevo (Mouriño, 1995). A partir de esos años críticos la población se desplomó, contándose tan solo entre tres y cuatro nidos entre 1998 y 2003 (Sandoval *et al*., 2002; Arcea, 2004; datos propios, inéditos). En 2007 y 2008 se observó un ligero repunte con 11 y 9 nidos respectivamente (Xende *et al.*, 2017; dat. prop.), pero finalmente

la población volvió a descender y los últimos datos de reproducción confirmada son de seis nidos en 2011, uno en 2015 (datos propios inéditos) y, como ya se comentó al inicio de este apartado, dos en 2017. En el caso del cabo Vilán la cifra máxima de 60 parejas se alcanzó en 1979, el mismo año en que se confirmó la cría. Esta población, probablemente inmersa ya en un proceso de descenso (Munilla y Velando, 2008), se mantuvo dentro del rango de las 30-60 parejas entre los años 80 y 90 (Bermejo *et al*., 2009; Guitián *et al*., 2009; Mouriño y Sierra, 1995), alcanzando un nuevo máximo de 56 parejas en 1999 (Pombo, 2002). Sin embargo, con la entrada de la década del 2000 la población declinó de manera muy notable, contándose únicamente 18 nidos en 2003 (Arcea, 2004) y 11 nidos en 2007 (Barros, 2017), último año en que se confirmó su reproducción. En los años 2012 y 2013 la colonia había desaparecido por completo (datos propios, inéditos).

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Atendiendo a que la población reproductora actual -en caso de existir alguna- es mínima y en todo caso se concentraría en una sola localidad -las islas Sisargas-, habiendo desaparecido ya por completo de la segunda localidad de cría -cabo Vilán-, donde hace al menos 10 años que la especie no se reproduce, se propone para la gaviota tridáctila la categoría "En Peligro Crítico" con base en el cumplimiento de los siguientes criterios:

Criterio C

La posible población reproductora es menor de 250 individuos maduros y además cumple con los siguientes subcriterios como para incluirse en la categoría de "En Peligro Crítico":

C2(a)(i): Menos de 50 individuos adultos reproductores en cada subpoblación.

C2(a)(ii): Más del 90 % de los individuos en una sola subpoblación.

Criterio D

Debido a su pequeño tamaño poblacional, que desde luego es menor de 50 individuos adultos reproductores, la especie cumple el criterio como para evaluarse dentro de la categoría de "En Peligro Crítico".

Al haber pasado muy poco tiempo -cuatro años- desde la última reproducción de esta especie en España, la gaviota tridáctila debe ser catalogada como "En Peligro Crítico". Esta categoría de amenaza debería activar los mecanismos necesarios para investigar las causas de su desaparición y promover medidas efectivas para la conservación de la exangüe población reproductora, en caso de existir todavía alguna. No obstante, podría catalogarse finalmente como "Regionalmente Extinta" como reproductora, si en los próximos años sigue sin detectarse su reproducción.

AMENAZAS

Al ser la gaviota tridáctila, al contrario que otras gaviotas ibéricas, una especie netamente dependiente del medio marino, su conservación depende del buen estado ambiental del océano, tanto de las aguas costeras como de las oceánicas. Por lo tanto, cualquier fuente de contaminación, las instalaciones industriales y los aprovechamientos pesqueros abusivos pueden afectar a su conservación.



© Andre Anita - Shutterstock

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Berna: Anexo III.	Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011): Incluida.

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	Listado Andaluz de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial	Ninguno
Asturias	No catalogada	Ninguno
Baleares	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Cantabria	No catalogada	Ninguno
Euskadi	No catalogada	Ninguno
Galicia	VULNERABLE	Ninguno

ESPACIOS DE INTERÉS

Red Natura 2000 (ZEPA): ES0000176-Costa da Morte Norte; ES0000497-Espacio Marino Costa da Morte.

En el caso de la colonia de las islas Sisargas, no se conocen las causas de su marcado declive a partir de comienzos de la década de los años 90. En cualquier caso, es destacable que este declive no se registró en la vecina colonia del cabo Vilán, situada a tan solo 35 km de distancia, lo que hace pensar en que fueron factores locales adversos los que motivaron el desplome de la colonia más grande de Galicia.

Contaminación

Debido a sus hábitos estrictamente marinos, la gaviota tridáctila es una de las especies típicamente afectadas por la contaminación, especialmente por hidrocarburos. Desde la colonización de las costas gallegas la gaviota tridáctila ha tenido que enfrentarse a dos grandes derrames de petróleo como consecuencia del hundimiento de dos petroleros: el *Aegean Sea* en 1992 y el *Prestige* en 2002. Ambos accidentes supusieron el vertido al océano de decenas de miles de toneladas de crudo, lo que provocó mortalidades masivas de aves marinas. En concreto, tras el *Prestige* se recogieron 108 gaviotas tridáctilas orilladas en las costas españolas (SEO/BirdLife, 2003). Aunque ambos episodios masivos de contaminación sucedieron fuera de la época de cría, no se puede descartar que algunas de las aves muertas perteneciesen a la población local gallega. Aparte de estos eventos catastróficos, también puede ser importante para esta especie la contaminación por petróleo derivada de pequeños accidentes e incluso

vertidos premeditados: los denominados "sentinazos". Este tipo de contaminación, crónica en Galicia, podría suponer una causa de mortalidad importante para la especie y sería muy difícil de estimar.

- **Uso de recursos biológicos**

Recientemente se ha sugerido que el colapso de la población de las islas Sisargas podría haberse debido a una reducción en la disponibilidad de sardinas (*Sardina pilchardus*) adultas, que serían la base de su alimentación en la zona (Martínez-Abraín *et al*., 2019). Sin embargo, en realidad no existe información sobre la dieta de la gaviota tridáctila en Galicia, por lo que esta supuesta dependencia de la especie por las sardinas se basa en una asunción claramente discutible. Además, hay que recordar que este colapso no se dio en la vecina colonia del cabo Vilán. En cualquier caso, el aprovechamiento excesivo de los recursos pesqueros de la zona sí podría haber afectado negativamente a las colonias ibéricas de la especie.

- **Producción de energía**

Actualmente las aguas de Galicia están siendo seriamente consideradas para acoger al menos dos proyectos de parques eólicos marinos "offshore". Estas instalaciones industriales podrían suponer una amenaza para la especie, en forma de colisiones accidentales con los aerogeneradores.

- **Mortalidad accidental en artes de pesca**

Aunque no hay datos que lo avalen, la captura accidental en artes de pesca tanto con anzuelo como palangres, palangrillos, líneas, etc., podría suponer una causa de mortalidad para la especie, sobre todo cuando se realiza cerca de las colonias de cría.

- **Inacción de las Administraciones públicas**

Pese a estar incluida en la categoría de "Vulnerable" en el Catálogo Gallego de Especies Amenazadas (Decreto 88/2007 de la Xunta de Galicia) y ser una de las especies incluidas en el Plan Integral de Recuperación de las Aves Marinas Amenazadas de Galicia (Xunta de Galicia, 2008), hasta la fecha no se han realizado acciones concretas de conservación de esta especie en Galicia.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Revisar la catalogación de la especie a escala estatal y declararla como "En Peligro de Extinción" dentro de Catálogo Español de Especies Amenazadas. Con esta revisión se desencadenarían los mecanismos establecidos en las leyes de protección de la biodiversidad, obligando a la elaboración de planes autonómicos de recuperación, a la aprobación de una estrategia estatal para su conservación y a la liberación de fondos para su ejecución. Además, habría que habilitar los mecanismos para declararla "Especie en Situación Crítica" y desarrollar actuaciones urgentes que eviten su total extinción.

- ✔ Ejecución de los preceptivos planes de recuperación o conservación en la comunidad autónoma de Galicia.

- ✔ Seguimiento de la posible población restante y elaborar el estudio de las causas históricas que motivaron el declive de sus poblaciones.

EN PELIGRO CRÍTICO
CR [B2ab(ii); C2a(ii)]
LIBRO ROJO



PAÍÑO PECHIALBO

Pelagodroma marina

Ocell de tempesta carablanc; Paíño calcamar; Ekaitz-txori musuzuria; Calca-mar; White-faced Storm-Petrel; Océanite frégate

Autores: **Marcel Gil-Velasco, Juan Bécares de Fuentes, Felipe Rodríguez y Clara Morey**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2018)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	EN	EN	E	VU	CR

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

El área de nidificación de la especie es extremadamente reducida, pues actualmente se limita a la zona de dunas de Montaña Clara -islote perteneciente al archipiélago Chinijo, al norte de la isla canaria de Lanzarote-. A pesar de que en 2016 no se hallaron nidos activos en la cercana isla de Alegranza, sí se hallaron algunos nidos vacíos, por lo que es posible que la zona todavía sea visitada por ejemplares prospectores que intentan establecerse en esta isla. Del mismo modo, también se encontraron dos cavidades no ocupadas en la isla de La Graciosa, donde el hábitat potencial es muy extenso pero el impacto por parte de depredadores introducidos es muy severo (Rodríguez y Padrón, 2016).

No se dispone de mucha información acerca de la distribución o preferencias de la especie en el mar, pero el análisis preliminar de los marcajes llevados a cabo en junio de 2021 apunta a la importancia de los bancos situados al nordeste del archipiélago Chinijo -sobre todo Dacia y La Concepción-, principalmente de las zonas con pendientes submarinas pronunciadas. Del mismo modo, aunque aparentemente en menor medida, los ejemplares de Montaña Clara también pueden ir a alimentarse al límite de la plataforma continental africana.

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

El último censo data del año 2016, cuando se contabilizaron 73 parejas en la colonia de Montaña Clara, -archipiélago Chinijo- (Rodríguez y Padrón, 2016). Se trata del máximo histórico estimado para esta localidad. La especie parece estar en aumento en Montaña Clara, especialmente desde inicios del siglo XXI, cuando se erradicó el conejo de la isla, pues durante 2016 no se hallaron huras de nidificación ocupadas en Alegranza. Esta pequeña colonia de paíño pechialbo había sido estimada entre 10 y 15 parejas en 2003 (Rodríguez *et al*., 2003), pero en 2011 ya se hallaron tan solo cuatro huras activas. Es posible que la progresiva degradación del hábitat haya provocado la desaparición de dicha colonia.

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

A pesar de que la tendencia de la colonia de Montaña Clara parece positiva, el hecho de que actualmente constituya el único enclave donde se reproduce con regularidad -tras la desaparición de la colonia de Alegranza- y la imposibilidad de expansión de la especie debido a varias fuentes de impacto, todo recomienda clasificarla como "En Peligro Crítico". A pesar de que afortunadamente el número de ejemplares maduros supera el límite de 50 establecido entre las categorías "En Peligro Crítico" y "En Peligro" de la UICN, se considera que el criterio de distribución debe primar en este caso. A continuación, se justifica la aplicación a la situación de la especie de cada uno de los criterios seleccionados.

Criterio B2

Actualmente tan solo existe una única colonia reproductora de la especie en España, que ocupa una superficie de menos de 3 ha, muy por debajo del límite de 10 km^2 que se propone para su catalogación como "En Peligro". Se considera que, al encontrarse el total de la población en un único núcleo, cualquier eventualidad que afecte a esta localidad dejaría sin margen de maniobra a los gestores de la especie.

(a) Población severamente fragmentada o número de localidades: tan solo una colonia activa.

(b) Disminución continúa observada del área de ocupación (ii): en los últimos años se ha perdido una de las dos colonias que existían.

Criterio C2a

El número de individuos maduros es inferior a 250, y aunque parece que el único núcleo reproductor está estable o en ligero aumento, ha desaparecido la otra única subpoblación existente -Alegranza- y el 100 % de los individuos reproductores se encuentran en una sola subpoblación (ii), por lo que también podría cumplir las condiciones del Criterio C para catalogar como "En Peligro Crítico".

Criterio D

El número de individuos maduros se sitúa actualmente en alrededor de 146, por lo que encajaría con la categoría de "En Peligro".

AMENAZAS

● Actividades recreativas

Durante los últimos años, La Graciosa se ha convertido en un atractivo turístico de primer orden en el contexto de las islas Canarias. En este sentido, a pesar



© Juan Bécares

de que la movilidad dentro de la isla está limitada, la presencia de visitantes en zonas donde se conoce actividad de la especie podría estar limitando su asentamiento en una localidad con hábitat potencial muy extenso.

Especies invasoras

Se trata de la principal amenaza para la especie en Canarias. El hecho de que en Montaña Clara -donde no existen vertebrados invasores- la población muestre una tendencia positiva, pone de manifiesto que la tendencia negativa observada en Alegranza y el nulo asentamiento de la especie en La Graciosa tienen mucho que ver con la presencia de especies no nativas en estos enclaves. En el caso de Alegranza, la densidad de ratón es muy elevada, una especie cuyo impacto en el paíño pechialbo ya ha sido descrito como elevado (Campos y Granadeiro, 1999). Los ratones depredarían fundamentalmente sobre el huevo. Por otro lado,

pese a que no se ha descrito depredación sí que se sabe que el conejo supone una importante amenaza para la especie, en tanto que sus galerías y el enorme consumo de plantas xerófitas comprometen la compactación de la arena, algo clave para que el paíño pechialbo pueda construir y mantener sus huras. Al igual que el ratón, el conejo está presente tanto en La Graciosa como en Alegranza, donde se han observado ejemplares y galerías en la zona ocupada históricamente por el paíño pechialbo (Rodríguez y Padrón, 2016). En cuanto al gato, su impacto en La Graciosa ha sido muy severo, con seis adultos de paíño pechialbo -entre otras muchas aves- hallados muertos en 2014, en uno de los episodios de depredación de pequeños *Procellariiformes más graves de* los que se tiene constancia en Canarias.

Especies nativas problemáticas

El tamaño actual de la población de gaviota patiamarilla (*Larus michahellis atlantis*) que se reproduce en Canarias está probablemente relacionado con el aprovechamiento por parte de la especie de recursos antropogénicos. En este sentido, es posible que dicha población esté sobredimensionada, lo que podría provocar que su impacto en pequeños *Procellariiformes* fuera asimismo mayor. Sobre esta posible amenaza, existen varias referencias en la literatura que describen e incluso cuantifican la depredación sobre paíño pechialbo por parte de la gaviota patiamarilla (Campos y Granadeiro, 1999; Matías y Catry, 2010). Los mismos autores señalan que las gaviotas depredarían no solo sobre juveniles, sino también sobre adultos, algo de enorme im-

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Berna: Anexo II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I.	Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011): Vulnerable.

AUTONÓMICAS		
CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Canarias	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Ninguno

OTRAS MEDIDAS:

- Vigilancia ambiental llevada a cabo por embarcaciones públicas, fundamentalmente del Cabildo de Lanzarote y de la reserva marina respectivamente.
- Prevención de la entrada de especies exóticas invasoras en Montaña Clara.
- Seguimiento periódico de la población reproductora por parte de técnicos de la Consejería de Transición Ecológica, Lucha contra el Cambio Climático y Planificación Territorial del Gobierno de Canarias.

ESPACIOS DE INTERÉS

Parque Natural del Archipiélago Chinijo.

Red Natura 2000: ES0000532-Espacio marino de los islotes de Lanzarote, ES0000535-Banco de la Concepción, ES0000040-Islotes del norte de Lanzarote y Famara.

portancia cuando se trata de aves longevas como los *Procellariiformes*. Si bien no se conoce con precisión en qué momento se llevan a cabo las capturas, se ha podido observar cómo adultos e inmaduros de gaviota patiamarilla acosaban un adulto de paíño pechialbo en aguas de Tenerife (N. Aguilar, com. pers), por lo que podría ser que la especie fuera especialmente vulnerable a la depredación cuando se halla en el mar, pero cerca de tierra.

● Contaminación

Furtado *et al*. (2016) describen la presencia de plásticos en los cuerpos de paíños pechialbos de las islas Salvajes -Portugal- con una frecuencia alarmantemente alta -hasta el 79 % de los ejemplares analizados-. Si bien todavía no se conocen adecuadamente los efectos fisiológicos de la ingesta de plásticos, sí se sabe que pueden producir daños físicos o bloqueo del tracto digestivo, e incluso daños orgánicos producidos por toxinas o productos químicos absorbidos de los plásticos (Wilcox *et al*., 2015).

Por último, es necesario comentar que se trata de una especie extremadamente sensible a la contaminación lumínica, debido a que aparentemente tanto adultos como ejemplares jóvenes se ven atraídos por luces artificiales (Campos y Granadeiro, 1999). Si bien el número de ejemplares recogidos deslumbrados en Tenerife es bajo (Rodríguez y Rodríguez, 2009), esto puede deberse a la distancia entre esta isla y las colonias de cría. Sin embargo, al menos durante la última década se trata sin duda de la especie de *Procellariiforme* que más veces ha sido recogida a bordo de ferris interinsulares, atraída por las luces de estas embarcaciones (obs. pers.).

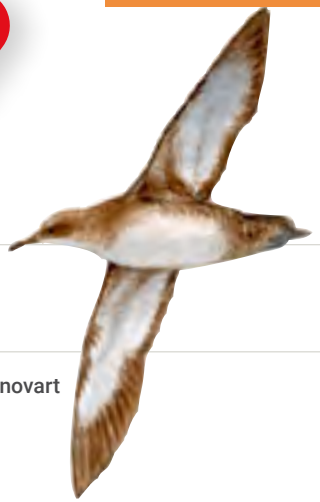
ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Erradicación de especies invasoras en las islas de Alegranza y La Graciosa, en concreto el ratón y el conejo.
- ✔ Erradicación del gato en La Graciosa.
- ✔ Limitación del acceso a algunas zonas de La Graciosa con presencia de la especie.
- ✔ Regulación estricta del tránsito de animales y plantas hacia La Graciosa y el archipiélago Chinijo.
- ✔ Incremento de la vigilancia ambiental por parte de embarcaciones públicas -Cabildo de Lanzarote y reserva marina-.
- ✔ Regulación y limitación del alumbrado público o privado en todas las localidades susceptibles de causar impacto sobre el paíño pechialbo, sobre todo en la Caleta de Sebo -La Graciosa- y en Órzola -Lanzarote-.
- ✔ Designación de nuevas ZEPA o ampliación de las existentes para que incluyan las áreas de alimentación de la especie.
- ✔ Investigación para conocer en profundidad la situación de la especie, con especial atención a la prevalencia e impacto de los plásticos, y a la disponibilidad de alimento y su relación con las condiciones oceanográficas cambiantes.

EN PELIGRO CRÍTICO
CR [A4bcde]
LIBRO ROJO

PARDELA BALEAR

Puffinus mauretanicus



Baldriga balear; Furabuchos balear; Gabai balear; Pardela-balear; Balearic shearwater; Puffin des Baléares.

Autores: **José Manuel Arcos, David García, Maite Louzao, Daniel Oro y Meritxell Genovart**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2018)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
CR	CR	CR	V	CR	CR

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

El área de nidificación se limita a las islas Baleares, donde la especie está presente en los cinco grupos de islas principales: Menorca, Mallorca, Cabrera, Ibiza y Formentera. Durante el periodo reproductor de marzo a junio- las pardelas se alimentan en zonas de alta productividad de la plataforma continental ibérica, alcanzando el golfo de León, así como también frente a la costa norteafricana -oeste de Argelia y noreste de Marruecos-; por otra parte, también se alimenta en áreas circundantes a las colonias de cría, principalmente en los alrededores de Menorca y sur de Mallorca. Se ha detectado cierta variabilidad interanual en el uso de estas áreas, probablemente debido a los cambios en las condiciones oceanográficasy, por tanto, de su productividad y disponibilidad de presas. En todo caso la plataforma continental ibérica parece mantenerse relativamente estable como área clave de alimentación (Arcos *et al.*, 2009, 2012b).

Después del período reproductor, el grueso de la población sale del Mediterráneo, entre mediados de mayo -las aves no reproductoras- y mediados de julio, y después se dispersa por aguas atlánticas. En esta época la especie es común en aguas del Atlántico ibérico, desde el golfo de Cádiz hasta Galicia (Guilford *et al*., 2012, Pérez-Roda

et al., 2017). Durante el verano las pardelas se congregan en elevado número en el golfo de Bizkaia y frente a las costas occidentales de Francia, así como en Portugal y el suroeste de Galicia. El retorno a aguas mediterráneas se produce principalmente de septiembre a noviembre. Las aves de Menorca, que presentan rasgos de hibridación con la pardela mediterránea (*Puffinus yelkouan*), permanecen en su mayoría en aguas del Mediterráneo occidental (Ruiz y Martí, 2004; Genovart *et al*., 2005, 2007, 2012; Austin *et al*., 2019). Durante el invierno la población se concentra a lo largo de la costa del Levante ibérico, aunque una pequeña fracción parece permanecer en aguas atlánticas. En esta época suele formar importantes congregaciones costeras, de hasta varios miles de individuos, cuya localización varía considerablemente de acuerdo con las fluctuaciones de pequeños peces pelágicos, que parecen haber disminuido drásticamente en años recientes.

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

El censo de la población reproductora es complejo debido a los hábitos nocturnos de la especie en las colonias y a la dificultad de acceder a la mayoría de los nidos -huras y cuevas en islotes o acantilados costeros de difícil acceso-. Por ello, las estimas de la población reproductora se basan en métodos indirectos de censo, sujetos a grandes sesgos potenciales. Debido a esto, es arriesgado basar las evaluaciones de tendencias en dichos censos, ya que los sesgos asociados -especialmente cuando participan distintos observadores y se emplean diferentes metodologías- pueden ser mayores que las posibles diferencias interanuales en el tamaño poblacional. Así, para establecer tendencias poblacionales fiables se considera más adecuado contar con información demográfica robusta, estimada a partir del seguimiento continuo de colonias de referencia, tanto en cuanto al número de parejas como en el número de animales individualmente marcados.

Sin olvidar la advertencia anterior, la población reproductora se ha reevaluado recientemente en 2.907 parejas (Arcos *et al*., 2017): Menorca -con 305 parejas-, Mallorca -900 pp.-, Cabrera -475 pp.-, Ibiza -535 pp.- y Formentera -692 pp.-. Esta cifra es considerablemente mayor que la estima del anterior *Libro Rojo de las Aves de España* cifraba de 1.750 a 2.125 parejas, si bien se advertía de no ser precisa (Madroño *et al*., 2004). La diferencia se debe principalmente a la mejor prospección de algunas de las colonias de cría y al cambio en las asunciones de la metodología de los censos y, por tanto, no refleja un incremento en la población. Por otro lado, dos estimas alternativas en el mar -basadas en censos mediante transectos en mar abierto, y en censos desde costa en Gibraltar durante la migración posnupcial- apuntaban a una población global en torno a los 25.000 individuos hace cerca de 10 años (Arcos *et al*., 2012a; Arroyo *et al*., 2016). Estas estimas parecen acordes con una población reproductora de mayor tamaño, pero no concuerdan con los datos de colonias, y no se puede descartar la existencia de una población flotante no reproductora muy importante -compuesta por individuos que no crían, tanto juveniles como animales sexualmente maduros-.

De acuerdo con lo señalado anteriormente, ante un escenario tan incierto con relación a la estima poblacional de la pardela balear, es importante contar con herramientas alternativas que permitan establecer con más rigor las tendencias a largo plazo y la viabilidad de la especie. En este sentido, en los últimos años se han aplicado análisis de viabilidad poblacional para las dos únicas colonias con un seguimiento individual regular, la de Sa Cella en Mallorca (Genovart *et al*., 2016) y la de los islotes del poniente de Ibiza (Genovart *et al*., 2020). Ambos modelos

coinciden en identificar un declive alarmante de la especie, cercano al 14 % anual, y asociado principalmente a una tasa de supervivencia adulta anormalmente baja -0,81 en ambas colonias-. Los modelos establecen un tiempo de extinción medio de 60 años, y es importante remarcar que asumen de forma conservadora y optimista una población reproductora -hipotética- de 7.000 parejas, lo que sería esperable en situación de equilibrio a partir de las estimas en el mar, pero que no parece concordar con la información procedente de las colonias. Por otro lado, es importante remarcar que las dos colonias de estudio están libres de depredadores introducidos, lo que apunta a que el declive observado se relacionaría con mortalidad en el mar, y hace pensar que otras colonias, con presencia de mamíferos terrestres introducidos pueden estar en una situación aún más desfavorable.

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Esta especie tiene un área de reproducción pequeña y una población reducida que está experimentando un declive extremadamente rápido, en gran parte relacionado con las bajas tasas de supervivencia de adultos e inmaduros. Las principales amenazas son las capturas accidentales con artes de pesca y la depredación en las colonias de reproducción por mamíferos introducidos. Los modelos de población predicen una disminución de más del 90 % en tres generaciones con un tiempo de extinción promedio de aproximadamente 60 años, por lo que la especie se califica como “En Peligro Crítico”, de acuerdo con el Criterio A4 -bcde-.

Criterio A4

(b) Los modelos demográficos apuntan a un declive superior al 80 % en tres generaciones -45 años-, con un tiempo de extinción medio de 60 años.

(c) Pese a que todas las colonias de cría conocidas se encuentran dentro de espacios protegidos -Red Natura 2000 y otros-, la ocupación de nidos disminuye a lo largo del tiempo y la información disponible apunta a la desaparición inminente de la especie en algunos islotes pequeños.

(d) Pese a no existir una explotación intencionada de la especie, cada año se detectan numerosos casos de capturas accidentales que se estima que afectan a varios cientos de aves o más, en el Mediterráneo y el Atlántico.

(e) La presencia de depredadores en varias de las colonias de cría, inclusive gatos en unas pocas de ellas, representa una amenaza adicional y potencial para la especie.

AMENAZAS

Las principales amenazas identificadas para la pardela balear son la mortalidad asociada a la captura accidental por artes de pesca en el mar, y la depredación de adultos por carnívoros introducidos en las colonias, así como la pérdida de productividad por la acción de roedores introducidos en islas. Los episodios de contaminación aguda, como los vertidos de hidrocarburos, suponen asimismo una seria amenaza para la especie si coinciden con zonas de concentración de esta en el mar. Otras amenazas señaladas incluyen la reducción de la disponibilidad de presas por sobrepesca o modificaciones en las condiciones oceanográficas derivadas de un cambio ambiental, la degradación del hábitat -inclusive la contaminación lumínica-, las molestias en los lugares de cría, las basuras marinas -ingestión de plásticos-, la contaminación difusa y el desarrollo de infraestructuras marinas en lugares clave para la especie.



© Pep Arcos-SEOBirdLife

Capturas accidentales por pesca

En el Mediterráneo se han detectado capturas en distintas artes de pesca, pero principalmente en palangre de fondo y, con mayor incidencia, su modalidad artesanal, el palangrillo (Cortés *et al*., 2017). En el Atlántico se han descrito también capturas en distintas artes, con una incidencia particular de las barcas de cerco (Oliveira *et al*., 2015). Dado el carácter irregular de las capturas, con casos de capturas "masivas" -hasta más de un centenar- intercaladas con jornadas sin capturas, es difícil obtener estimas precisas sobre el número de aves afectadas (Laneri *et al*., 2010). Sin embargo, tanto en el Atlántico como en el Mediterráneo las cifras igualan o superan los varios cientos de aves anuales. A escala de impacto poblacional, se estima de forma tentativa que las capturas accidentales causan cerca del 45 % de la mortalidad de la especie, siendo el principal causante de su baja supervivencia adulta (Genovart *et al*., 2016, 2020). Es por ello urgente trabajar en la minimización de esta amenaza, promoviendo un enfoque colaborativo en el que los pescadores contribuyan a poner a punto y apliquen medidas de mitigación eficaces.

● **Depredación por animales introducidos (carnívoros)**

La introducción en las islas Baleares de mamíferos terrestres por parte de los humanos probablemente tuvo un fuerte impacto sobre las poblaciones reproductoras en el pasado, y explicaría la distribución actual de la especie restringida a acantilados inaccesibles e islotes deshabitados. Pero el impacto sobre la especie se mantiene aún hoy día, siendo particularmente preocupante el caso de los gatos u otros carnívoros, por depredar estos sobre los adultos. Se estima que cerca de un tercio de la población reproductora se encuentra expuesta a carnívoros, con severos episodios de depredación descritos en el pasado (Ruiz y Martí, 2004), sin existir actualmente un seguimiento exhaustivo en algunas de las colonias más sensibles, como la Mola de Formentera.

● **Depredación por animales introducidos (roedores)**

La presencia de ratas es más generalizada, pese a haberse llevado a cabo campañas de desratización en varios islotes, pero su impacto se centra en huevos y pollos, y no parece afectar drásticamente al éxito reproductor de la especie (Louzao *et al*., 2006).

● **Depredación por especies autóctonas**

Se han constatado casos de depredación de adultos por halcón peregrino (García, 2009; Wynn *et al*., 2010), tratándose normalmente de hechos excepcionales. Si bien, en algunas colonias como la Mola de Maó y los islotes de Poniente de Ibiza este comportamiento es reiterado por las parejas de halcón peregrino asentadas en estos territorios. Estos episodios no suponen un impacto preocupante, pero en colonias que han experimentado un severo descenso por otros factores de amenaza puede agravar aún más la situación, como es el caso de los islotes de Es Freus -s'Espalmador y s'Espardell-.

● **Parques eólicos marinos**

El previsible desarrollo de la energía eólica marina en aguas del suroeste de Europa, con numerosos proyectos coincidiendo con áreas de alimentación y migración de gran importancia para la especie, pone sobre la mesa una nueva amenaza potencial que podría llegar a tener un impacto considerable. La inexistencia de centrales eólicas marinas en su ámbito de distribución principal impide evaluar directamente los impactos, pero existe especialmente un elevado riesgo de colisión que podría contribuir a rebajar la ya alarmantemente baja tasa de supervivencia de la especie.

● **Perforaciones de petróleo y gas**

Este tipo de infraestructuras pueden afectar negativamente a la especie, especialmente en el caso de accidente, pero también por contaminación de fondo y afección a la disponibilidad de presas, posibles colisiones que afecten la supervivencia de los animales, además de desorientación a causa de las luces asociadas a las plataformas de extracción.

● **Contaminación por hidrocarburos**

Cabe recordar que la especie suele ser muy gregaria, congregándose en ocasiones en bandos de varios miles de ejemplares, cerca de la costa. Por ello, un derrame de hidrocarburos podría tener consecuencias muy severas en caso de coincidir en el tiempo y el espacio con una zona de congregación (Munilla *et al*., 2011). Además, hay que tener en cuenta que la pardela balear tiene grandes capacidades de buceo, siendo

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Berna: Anexo III. Convención sobre Especies Migratorias (CMS): Apéndice I. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I. Species Action Plan for the Balearic Shearwater Puffinus mauretanicus in the European Union (ARCOS, 2011).	Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011): EN PELIGRO DE EXTINCIÓN.

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	ESTRATEGIAS, PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Ninguna
Asturias	No catalogada	Ninguna
Baleares	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Decreto 65/2004, de 2 de julio, por el cual se aprueba el Plan de Recuperación de la Pardela balear, Puffinus spss, en las Islas Baleares
Cantabria	No catalogada	Ninguna
Cataluña	No catalogada	Ninguna
Euskadi	No catalogada	Ninguna
Galicia	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Ninguna
Región de Murcia	No catalogada	Ninguna
Comunidad Valenciana	No catalogada	Ninguna

OTRAS MEDIDAS

Todas las colonias de cría están dentro de espacios protegidos y en su mayoría tienen restricciones de acceso, pero en la mayoría de los casos no existen planes de gestión asociados. El seguimiento de colonias para establecer parámetros demográficos se limita a dos colonias, y se debe al esfuerzo de grupos de investigación y ONG, sin apoyo por parte de las Administraciones con competencias en conservación hasta la fecha, pese a ser una actuación clave para establecer un diagnóstico fiable del estado de conservación de la especie.

Existen acciones de control de depredadores puntuales, especialmente dirigidas a roedores, destacando la erradicación de ratas de la isla de Dragonera. Actualmente se trabaja en la Mola de Maó de Menorca para evaluar la presencia e impacto de gatos y otros mamíferos en la colonia, a la vez que se estudia colocar una barrera antidepredadores que impida el acceso de estos mamíferos en el futuro, en el marco del proyecto Life Ip Intermares. Así mismo, se trabaja en un plan de bioseguridad para las colonias del poniente de Ibiza, a través del proyecto Life *PanPuffinus*. En años recientes, el Govern Balear a través del Cofib y en coordinación con IRBI realizan campañas de concienciación y recogida de aves afectadas por contaminación lumínica.

Respecto al medio marino, en 2014 el Gobierno de España declaró 39 ZEPA en aguas marinas españolas. La designación de estos espacios de la Red Natura 2000 se basó en la previa identificación de las IBA marinas por SEO/BirdLife. Esta declaración supone la protección de 20 áreas marinas utilizadas de forma relevante por la pardela balear en algún momento de su ciclo anual -aguas adyacentes a las colonias de cría, áreas de concentración en el mar y corredores migratorios-, con un total de casi 30.000 km^2. A estas hay que sumar más de 30 ZEPA designadas previamente por las CCAA y que acogen regularmente a la especie, por lo general espacios costeros de pequeñas dimensiones que suman poco más de 1.000 km^2 al ámbito marino protegido para la pardela balear. A través del proyecto Life Ip Intermares se está tramitando la designación de dos nuevos espacios importantes para la especie, el estrecho de Gibraltar y la costa norte de Barcelona, y se podrían revisar los límites de otros espacios de importancia para la pardela balear, como el de la ZEPA Golfo de Cádiz, que no incluye una zona relevante situada inmediatamente al sur de esta según estudios recientes (de la Cruz *et al.*, 2021).

En cuanto a las capturas accidentales, el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico está trabajando en un plan de acción para minimizar este impacto. Desde SEO/BirdLife se ha prestado apoyo al desarrollo del plan y se trabaja activamente con el sector pesquero para buscar su implicación directa en la búsqueda de soluciones.

así más sensible a los hidrocarburos que otras especies de aves marinas que suelen alimentarse desde la superficie.

● **Contaminación lumínica**

Afecta principalmente a los jóvenes al abandonar el nido, momento en que pueden verse desorientados y atraídos por las luces costeras de núcleos urbanos e infraestructuras, acabando en tierra firme, en zonas desfavorables donde corren el riesgo de ser depredados o atropellados, o simplemente de colisionar y quedar incapacitados para el vuelo. En el caso de la pardela balear cada año se recogen aves desorientadas en todas las islas, si bien la incidencia parece reducida en comparación con lo que ocurre en otras especies y archipiélagos (Rodríguez *et al*., 2015).

● **Contaminación por plásticos**

La creciente abundancia de plásticos en el medio marino representa una amenaza para la pardela balear, si bien por ahora no se han detectado efectos severos que puedan afectar negativamente a su dinámica poblacional. Se han detectado casos de aves enredadas en plásticos -o con ingestión de grandes plásticos que han conducido a su muerte-, pero por ahora se trata de casos puntuales. Por otro lado, la ingestión de microplásticos es habitual, y se describe en cerca del 70 % de las aves examinadas a partir de capturas accidentales en artes de pesca (Codina-García *et al*., 2013).

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

✔ Elaborar y aprobar los planes de gestión de todas las ZEPA terrestres y marinas relevantes para la especie.

✔ Mantener y ampliar el seguimiento de colonias reproductoras para establecer tendencias poblacionales de forma consistente.

✔ Elaborar y poner en marcha un plan de acción para minimizar las capturas accidentales, que sea inclusivo y permita la colaboración del sector pesquero con Administraciones, científicos y ONG.

✔ Velar por un desarrollo pausado y bien planificado de la explotación eólica marina, que no permita la implantación de grandes proyectos en zonas altamente sensibles para la especie.

✔ Control de depredadores en las colonias de cría. Habría que crear zonas de exclusión de depredadores mediante la instalación de vallas. Dichas zonas deberían ser monitorizadas regularmente para controlar y erradicar los depredadores que pudieran recolonizarlas. En aquellas colonias donde las vallas de exclusión no fueran posibles, habría que reducir y controlar las densidades de predadores con diferentes métodos -trampas, cebado con veneno, etc.-.

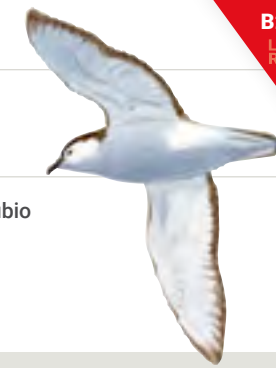
✔ Mejorar la información sobre amenazas poco conocidas.

PARDELA CHICA MACARONÉSICA

EN PELIGRO CRÍTICO
CR [A2bc B2b(ii, iii)]
LIBRO ROJO

Puffinus baroli

Baldriga petita de l'Atlàntic Nord; Furabuchos pequeño; Gabai txikia; Pardela-pequena; Barolo Shearwater; Puffin de Macaronésie



Autores: **Marcel Gil Velasco, Juan Bécares, Gustavo Tejera Betancort y Clara Morey Rubio**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2018)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	NE	NE	V	EN	CR

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

La especie ocupa todas las islas del archipiélago canario, aunque es posible que la población de Gran Canaria sea relictual. El archipiélago Chinijo acoge una fracción importante de la población, con colonias importantes en Montaña Clara y Alegranza. No existen referencias recientes procedentes de La Graciosa. En Lanzarote, ocupa el extremo norte -Famara- y también sectores concretos de la costa oeste -Tenésar y El Golfo- y del sur -Los Ajaches-, siempre en zonas con escasa contaminación lumínica.

La pardela chica macaronésica parece haber desaparecido del islote de Lobos, donde no se han hallado indicios de presencia en los muestreos llevados a cabo en 2015 y 2019. Sin embargo, en Fuerteventura se ha descrito recientemente una distribución más extensa de lo que se pensaba, con colonias importantes entre punta Salvaje y el barranco de Esquinzo o también en sectores de acantilado al norte de Ajuy (Gil Velasco *et al*., 2020).

Por su parte, Tenerife sigue acogiendo parejas reproductoras en una amplia franja litoral del norte de la isla, siempre que se disponga de acantilados de entidad y bajos niveles de contaminación lumínica. En este sector, la pardela chica parece haber abandonado algunos

derrubios y partes bajas de acantilado -donde antaño se localizaban nidos accesibles- por lo que actualmente las colonias se sitúan en su mayoría en acantilados totalmente verticales. También habita los roques de Anaga y no se descarta la presencia de la especie en el roque de Garachico.

Por último, las islas occidentales, en tanto que presentan amplias franjas de litoral de difícil acceso, con acantilados imponentes y poca contaminación lumínica, acogen una fracción muy importante de la población canaria, posiblemente mayor a la del archipiélago Chinijo. En La Gomera, existen colonias de pardela chica en prácticamente toda la mitad sur de la isla, al menos entre San Sebastián de La Gomera y el valle Gran Rey. Algunas de estas colonias son de las más importantes descritas en Canarias, por lo que se trata de un enclave crítico para la especie. Por otro lado, muestreos recientes llevados a cabo en La Palma han revelado una distribución prácticamente continua entre Tazacorte y Puntallana. Se trata de una zona de acantilados de gran altura con multitud de derrubios en la parte inferior y algunos roques de bastante entidad. Si bien las dificultades para acceder a la zona impiden que se disponga de estimas poblacionales precisas, la actividad vocal registrada apunta a que podría haber colonias importantes, especialmente en el extremo norte de la isla (Gil Velasco *et al.*, 2021). Finalmente, la isla de El Hierro no presenta tantas zonas adecuadas para acoger colonias de la especie, pero sí existen colonias importantes en el extremo oeste -Orchilla- y también en el mar de Las Calmas -Tacorón- y en los roques de Salmor. No se han hallado indicios de presencia en la costa norte, a pesar de que la población local asegura haber escuchado actividad vocal en sectores del tercio oeste -Charco Azul-.

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

No existe una estima poblacional para Canarias que haya sido realizada mediante una metodología estandarizada y replicable. Hasta la fecha se han llevado a cabo al menos dos suposiciones fundadas, sobre todo a partir de la actividad vocal en zonas de cría. La primera de ellas tuvo lugar en 1987, cuando se publicaron los resultados de un censo completo de los procelariformes del archipiélago canario (Martín *et al*., 1987). En ese momento, la población canaria se cifró en unas 400 parejas, aunque los mismos autores reconocen en su informe que las dificultades halladas a la hora de estimar el tamaño de las colonias obliga a tomar los resultados con cautela. Posteriormente, en 2014 y 2015, se visitaron de nuevo la mayoría de las colonias conocidas y se llevó a cabo una nueva estima basada en la actividad vocal y su relación con el número de aves presentes, importando el coeficiente de otras especies cuya densidad es baja (Ratclife *et al*., 2000). En esta ocasión, la población se cuantificó en una amplia horquilla de entre 95 y 291 parejas (Bécares *et al*., 2015).

Si bien estas cifras ya muestran un declive, aunque evidente, la magnitud del mismo es todavía desconocida. Las evidencias más sólidas disponibles actualmente son la tendencia en el número de pollos recogidos después de haberse visto atraídos por las luces artificiales en la isla de Tenerife. A pesar de que la contaminación lumínica ha aumentado en todo el archipiélago canario, el número de pollos recogidos ha experimentado un drástico descenso, hasta situarse en unas cifras anuales casi anecdóticas que señalan el delicado estado de conservación de la especie (Rodríguez *et al.,* 2012).

Paralelamente, el número de nidos accesibles en la colonia de Santo Domingo y La Guancha -históricamente, la única monitoreada en todo Canarias-, experimentó un declive similar que llevó a su desaparición entre 2010 y 2015. Si bien aún existe actividad de la especie en esta localidad -al igual que sucede en otros enclaves antaño importantes- los nidos se encuentran hoy en día confinados a zonas inaccesibles, lo que dificulta sobremanera la realización de estimas precisas (Bécares *et al*., 2015).

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

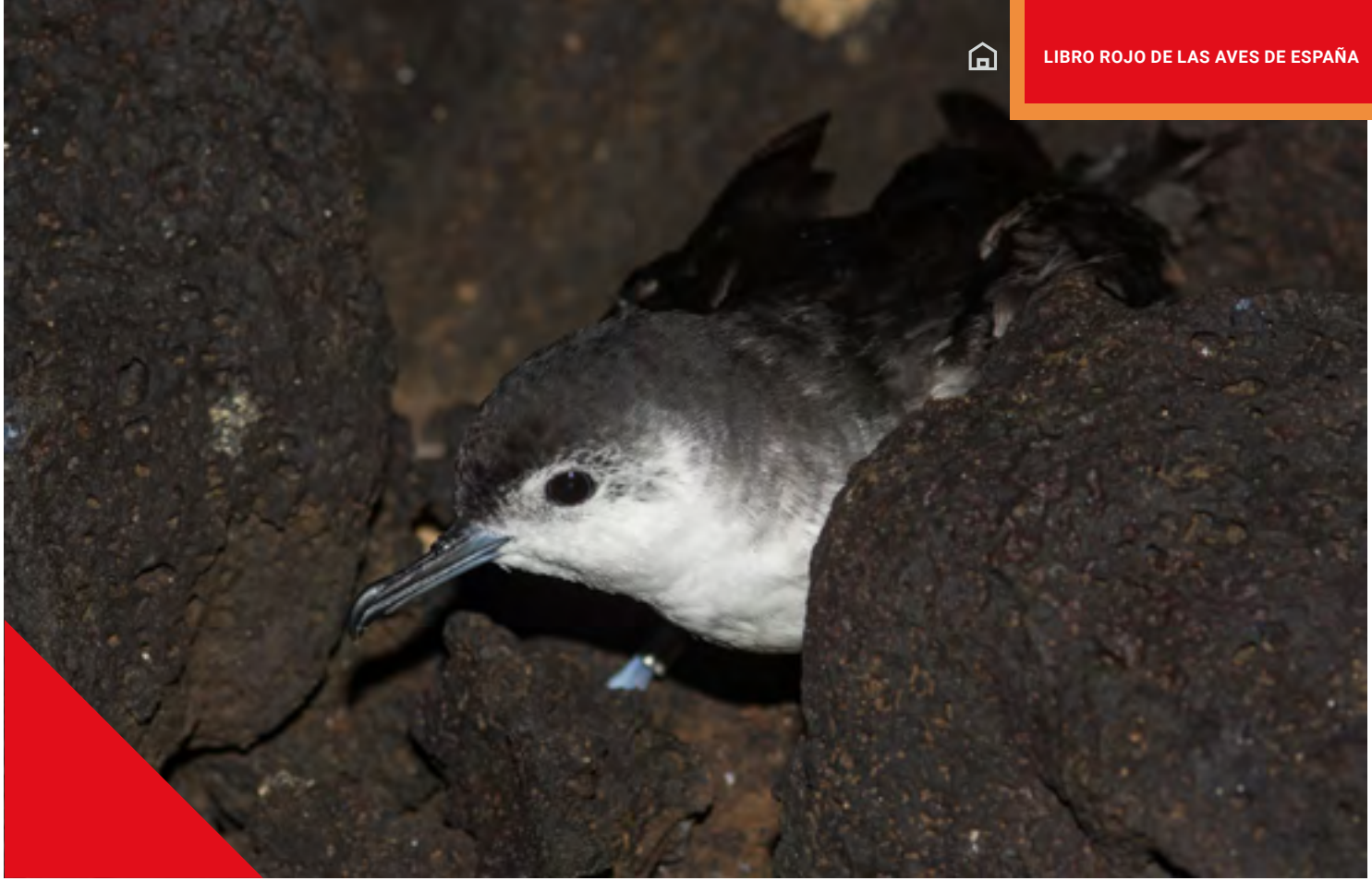
Debido a las dificultades a la hora de acceder a las zonas de reproducción, la información disponible es escasa y se debe recurrir a indicadores indirectos para vislumbrar la tendencia de la especie. Así, durante los últimos años se han publicado trabajos analizando el número de pollos recogidos deslumbrados en Tenerife y también se ha monitoreado la actividad vocal en algunas colonias. De este modo, a pesar de que no se dispone de un censo preciso, realizado con una metodología replicable, se sabe que la especie ha experimentado un marcado declive que podría superar el 75 % en aproximadamente 25 años, sin que se hayan tomado medidas para revertir esta situación. Por ello, se considera que se encuentra actualmente "En Peligro Crítico" y se urge a la elaboración o ejecución de un plan de acción efectivo. A continuación, se detalla la información correspondiente a cada criterio, justificando su inclusión en dicha categoría.

Criterio A2

(b) Rodríguez *et al*. (2012) describieron un descenso muy marcado en el número de pollos recogidos deslumbrados en Tenerife, a pesar del aumento de la contaminación lumínica, que debería conllevar un aumento en el número de pollos hallados al final de cada temporada de cría. Este descenso se ha producido además en un breve periodo de tiempo, que se inicia alrededor de mediados de los años 90 y que no cesa hasta finales de los 2000, situándose en la actualidad en cifras realmente bajas comparadas con lo registrado en el pasado. En concreto, el estudio señala que se ha pasado de alrededor de 40 pollos recogidos por año durante la primera mitad de los 90, para pasar a menos de 30 pollos durante la segunda mitad de la misma década y finalmente a menos de 10 ejemplares recogidos por año en Tenerife en lo que llevamos de siglo XXI.

A pesar de tratarse de una fuente de información secundaria, se considera que el indicador es muy sólido y la tendencia descrita es muy representativa y alarmante, por lo que por sí sola ya debería elevar la categoría de amenaza descrita en Madroño (2004). Sin embargo, los muestreos llevados a cabo durante los últimos años también revelan la desaparición de nidos antaño accesibles, situados en Montaña Clara -archipiélago Chinijo- y especialmente Santo Domingo -Tenerife- (Bécares *et al*., 2015).

(c) La presencia de depredadores introducidos -fundamentalmente ratas y gatos- y el aumento de la contaminación lumínica en zonas de cría de la especie, posiblemente entre otras causas aún por describir, ha recluido a los ejemplares supervivientes a sectores de acantilados de difícil acceso o a roques o a islotes libres de especies invasoras. De este modo, se considera que las zonas con presencia de la especie en la actualidad representan tan solo una pequeña fracción del hábitat disponible en el pasado, sin que de momento se haya llevado ninguna acción de conservación que permita revertir esta tendencia.



©Juan Bécares

Criterio B2b

(ii) Durante los muestreos llevados a cabo en el transcurso de los programas de seguimiento a largo plazo, se ha podido constatar la desaparición de algunas colonias de pardela chica en Canarias. En concreto, se considera que ha desaparecido o se halla ya de forma muy residual en la isla de Lobos -que antaño constituía un núcleo importante- y lo mismo ocurre en las colonias de la costa noroeste de Gran Canaria -descritas en la literatura, pero sin evidencias de presencia de la especie en la temporada de 2019 y 2020-. Si bien estos mismos muestreos han permitido describir nuevas colonias, se considera que las mismas debían existir ya en el pasado, pero las dificultades para acceder a ellas -especialmente de noche- habían impedido su hallazgo con anterioridad.

(iii) La calidad del hábitat en general ha sufrido un importante deterioro durante las últimas décadas, con un aumento de la contaminación lumínica que supera el 30 % durante la segunda mitad del siglo XX (Rodríguez *et al*., 2012). A pesar de que no se dispone de datos de tendencia en cuanto a la presencia y abundancia de depredadores introducidos, actualmente los gatos y las ratas son ya considerados especies ubicuas en la práctica totalidad de las colonias situadas en islas principales, donde se siguen

reportando episodios de depredación (obs. pers.). Todo ello hace que, si no se toman medidas específicas, la especie no tenga opciones de recolonizar zonas antaño favorables. A este respecto, es necesario mencionar que se trata de aves muy filopátricas, por lo que la pérdida de una colonia puede llegar a implicar que las parejas que allí se reproducían no se reinstalen en otros enclaves.

Criterio C1

No se dispone de estimas precisas de la especie en Canarias, pero algunas aproximaciones sitúan la población en alrededor de 300 parejas (Martín *et al*., 1987) o entre 95 y 291 parejas (Bécares, 2015). A pesar de que estas cifras se sitúan en general por encima de los 250 ejemplares maduros que marca el límite entre las categorías "En Peligro" y "En Peligro Crítico", se trata en todos los casos de aproximaciones groseras -alcanzadas a partir del criterio experto o con horquillas amplias- que en ningún caso permiten descartar que la población actual cumpla este criterio para catalogarse como "En Peligro Crítico". La tendencia descrita a partir del número de pollos recogidos deslumbrados en Tenerife es realmente alarmante y podría superar el 70 % (Rodríguez *et al*., 2012).

Además, se considera que el hecho de tratarse de una especie eminentemente monógama hace que el recuento de parejas sea más representativo de su estado de conservación que el recuento de individuos, en tanto que un individuo que ha perdido a su pareja tendrá muchas dificultades para reemplazarla, especialmente cuando la población flotante de *Procellariiformes* que nidifican en cavidades resulta especialmente vulnerable a depredación (Bried *et al*., 2003).

AMENAZAS

● Producción de energía y minería

La creciente demanda de energías renovables, en un contexto global de transición ecológica, provoca que asistamos a la instalación de multitud de plantas de producción de energía en un breve periodo de tiempo, tanto en tierra como en el mar. En este sentido, por sus características, Canarias podría constituir un punto de producción de energías eólica y solar muy importante, con sus correspondientes infraestructuras. Es necesario que la localización de estas se lleve a cabo de la forma más informada posible y no afecte a la ya mermada población canaria de pardela chica. Conviene recordar que algunas infraestructuras ya existentes y candidatas a acoger plantas de producción de energías renovables se hallan muy próximas a núcleos importantes para la especie en Canarias, como es el caso del aeropuerto de La Gomera. Asimismo, a pesar de que todo el archipiélago está excluido de la instalación de parques eólicos, la zona situada en el sector nororiental, crítica para la pardela chica y otras especies, está considerada como "zona con condicionantes", por lo que sigue siendo candidata a acoger molinos en el futuro (Arcos *et al*., 2009).

● Especies invasoras

La especie se halla ya casi totalmente recluida a zonas de acantilado de difícil acceso o islotes libres de depredadores introducidos, en gran parte por el efecto de estos. Sin embargo, en las islas principales sigue reportándose la presencia de estas especies en las inmediaciones de huras activas de nidificación de pardela chica, como es el caso de ratas y ratones en la colonia de El Golfo -Timanfaya- (obs. pers.). Sin embargo, el impacto

histórico de los gatos posiblemente haya sido todavía mayor y, si no se reporta regularmente en la actualidad, es porque las áreas de distribución ya no se solapan. Sin embargo, sí se hallaron recientemente los restos de un pollo de pardela chica depredado por gato en la playa de Mogán -Gran Canaria-, en una isla donde la especie es hoy en día extremadamente escasa (Gil Velasco *et al*., 2021). La extinción de la especie en el islote de Lobos, donde en la última década no se ha hallado ninguna prueba de su presencia, se debe –con toda probabilidad de forma significativa– a la presencia de gatos hasta principios del siglo XX, cuyo impacto en la isla ya había sido reportado con anterioridad (Martín *et al*., 1987).

Especies nativas problemáticas

A pesar de que falta mucha información al respecto, el aumento de la población de gaviota patiamarilla (*Larus michahellis atlantis)* en Canarias, debido al aprovechamiento por parte de esta de recursos alimenticios de origen antrópico, podría estar ocasionando un exceso de depredación sobre la pardela chica, además de un aumento de la competición por zonas de cría. Se ha descrito que la pardela chica puede formar parte de la dieta de la gaviota patiamarilla, al menos en las islas Salvajes (Matías y Catry, 2010), y en Canarias se ha podido observar cómo ejemplares de esta especie acosan a un pollo de pardela

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Berna: Anexo II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I.	Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011): VULNERABLE.

AUTONÓMICAS		
CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Canarias	VULNERABLE	Ninguno

OTRAS MEDIDAS

- Seguimiento regular de la distribución de la especie en Canarias y monitoreo de la abundancia a partir de la actividad vocal en cuatro colonias de la especie.
- Instalación de cajas nido en dos colonias de la especie y posterior seguimiento de las mismas.

ESPACIOS DE INTERÉS

Red Natura 2000 (ZEPA): ES0000535-Banco de la Concepción, ES0000532-Espacio marino de los Islotes de Lanzarote, ES0000531-Espacio marino de la Bocayna, ES0000530-Espacio marino de Mogán-La Aldea, ES0000529-Espacio marino de Anaga, ES7020017-Franja marina Teno-Rasca , ES0000525-Espacio marino del norte de La Palma, ES0000523-Espacio marino de la zona occidental de El Hierro, ES7020002-Roques de Salmor, ES0000103-El Hierro, ES0000105-Acantilados de Alajeró, La Dama y Valle Gran Rey, ES0000527-Espacio marino de los Acantilados de Santo Domingo y Roque de Garachico, ES0000106-Teno, ES0000528-Espacio marino del Roque de la Playa, ES0000097-Betancuria, ES0000101-Lajares, Esquinzo y costa del Jarubio, ES0000042-Dunas de Corralejo e Isla de Lobos, ES0000100-La Geria, ES0000141-Parque Nacional de Timanfaya, ES0000099-Los Ajaches e ES0000040-Islotes del norte de Lanzarote y Famara.

chica durante la suelta de este, después de haber sido hallado deslumbrado en un núcleo urbano (obs. pers.).

- **Vertidos de petróleo**

Si bien hasta la fecha no se han registrado vertidos de importancia en la zona, el tráfico de buques petroleros -especialmente al norte de Alegranza y hacia los principales puertos de Canarias- hace que siempre exista cierto riesgo. En concreto, un vertido entre el archipiélago Chinijo y las islas Salvajes podría ser crítico para esta especie, en tanto que entre ambas zonas se concentra un porcentaje muy importante de la población mundial.

- **Contaminación lumínica**

Durante los últimos años se ha estudiado el efecto de la contaminación sobre varias especies de aves marinas de Canarias, fundamentalmente en Tenerife. Fruto de estos trabajos, se sabe que el número de pollos recogidos deslumbrados en Tenerife ha ido decreciendo a una velocidad alarmante, a la par que la contaminación lumínica aumentaba (Rodríguez y Rodríguez, 2009; Rodríguez *et al*., 2012). A ello se une el hecho de que las campañas de sensibilización, muy populares durante la época de vuelo de pollos de pardela cenicienta, han sido muy discretas durante la temporada de pardela chica, es decir, los meses de mayo y junio, lo cual no facilita el rescate de pollos deslumbrados.

- **Eventos geológicos**

Durante los últimos años se han producido en El Hierro una serie de movimientos sísmicos que en algún momento han obligado a limitar el tráfico de personas por el tercio oeste de la isla, donde la especie tiene importantes colonias. Si bien no parece que estas se hayan visto comprometidas, es posible que en el futuro los desprendimientos derivados de las erupciones y movimientos sísmicos afecten directamente a las paredes donde se hallan los nidos. En ese caso, será necesario estar atentos a los efectos de estos fenómenos sobre la abundancia de la especie en la zona.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Revisar la catalogación de la especie a escala estatal.
- ✔ Elaboración y aprobación de los preceptivos planes de recuperación o conservación en Canarias.
- ✔ Gestión de las especies exóticas invasoras con impacto sobre la especie.
- ✔ Disminución de la contaminación lumínica que afecta a la especie en zonas cercanas a colonias o con hábitat potencialmente favorable.
- ✔ Organización de campañas de recogida de pollos deslumbrados y acciones de divulgación asociadas.
- ✔ Desarrollo de metodologías específicas para la especie en los estudios de impacto ambiental previos a la instalación de parques eólicos y otras infraestructuras.
- ✔ Aumento del conocimiento en cuanto a la precisión de las estimas poblacionales disponibles y las zonas importantes para la especie en el mar.
- ✔ Designación de nuevas ZEPA o ampliación de las existentes para que alberguen un mayor porcentaje de la población reproductora.

EN PELIGRO CRÍTICO
CR [A2ace]
LIBRO ROJO

PARDELA PICHONETA

Puffinus puffinus canariensis



Baldriga pufí, Furabuchos atlántico, Gabai arrunta, Fura-bucho-do-atlântico, Manx shearwater, Puffin des Anglais

Autores: **Airam Rodríguez, Beneharo Rodríguez y Domingo Trujillo**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2018)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	E	EN	CR

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

La pardela pichoneta canaria ha sido recientemente propuesta como una subespecie endémica para las islas Canarias (Rodríguez *et al*., 2020). La población reproductora está restringida a las islas de La Palma y Tenerife, aunque otras islas como La Gomera y El Hierro pueden albergar unas pocas parejas reproductoras. Para nidificar utiliza las zonas escarpadas de las fachadas de orientación norte en las islas que coinciden con formaciones boscosas de monteverde. Tras la reproducción -mediados de julio a principios de agosto- abandona las aguas canarias. Su distribución en el mar es poco conocida. Como ave marina pelágica, el área de distribución marina debe ser muy grande y, probablemente, como sus parientes del norte, sea un migrante transecuatorial. Si se comportara como la subespecie nominal (*P. p. puffinus*) pasaría el invierno boreal en el hemisferio sur en las costas de Brasil y Argentina (Guilford *et al*., 2009). Durante el periodo reproductivo, sus movimientos en el mar y sus lugares de alimentación son igualmente inciertos. Podría alimentarse en la corriente de Canarias como la pardela cenicienta atlántica (*Calonectris borealis*) o comportarse más pelágicamente como otros procelariformes de pequeño tamaño (Ramos *et al*, 2013; Rodríguez et *al*.,

2013: Cruz-Flores *et al.*, 2019). Así pues, el marcaje de individuos parece prioritario de cara a evaluar su distribución en el mar y potenciales amenazas.

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

La dificultad para acceder a sus colonias o nidos, la escasez de colonias conocidas y sus hábitos de cría -visitas nocturnas y nidificación bajo tierra- hacen muy difícil su estudio. De hecho, la mejor evidencia de su reproducción actualmente es el hallazgo de pollos deslumbrados por la iluminación de núcleos urbanos (Rodríguez *et al.*., 2008; Rodríguez *et al*., 2020). Así pues, su tendencia poblacional debe basarse en métodos indirectos. Dado que no existe un programa de seguimiento de la especie, se han tenido en cuenta en su evaluación los escasos datos aislados que se conocen, que apuntan a un declive poblacional mayor al 80 % en tres generaciones -49,5 años-:

- **Ocupación de nidos.** De los 38 nidos conocidos históricamente en Tenerife y La Palma, tan solo dos -5,2 % - estaban ocupados por la especie en 2008, mientras que cuatro -10,5 %- habían sido ocupados por pardela cenicienta atlántica, *Calonectris borealis* (Trujillo, 2008). En 2020, otros dos nidos antiguos indicados inequívocamente por lugareños en Tenerife eran también ocupados por pardela cenicienta atlántica (datos inéditos).

- **Testimonios de lugareños.** Todos los testimonios de los habitantes de las islas donde la reproducción ha sido constatada fehacientemente -La Palma y Tenerife- o se sospecha -La Gomera y El Hierro- coinciden en que la especie ha sufrido un declive basado en la reducción de cantos observados (Trujillo, 2008). En algunos casos no se oyen desde hace décadas, mientras en el mejor de los casos la frecuencia de cantos se ha reducido considerablemente. En el pasado debió ser mucho más abundante en islas como La Palma, donde se llegaban a capturar para consumo humano.

- **Pollos deslumbrados.** El número de jóvenes deslumbrados anualmente por la contaminación lumínica parece ser estable en La Palma y Tenerife (Rodríguez y Rodríguez, 2009; Medina, 2014). Sin embargo, el esfuerzo de rescate no ha permanecido constante durante los años. Por un lado, la contaminación lumínica se ha incrementado, tanto en extensión como en intensidad. Por otro, la concienciación ambiental podría haber aumentado con los años en el archipiélago. Así pues, esta tendencia estable en el número de aves rescatadas anualmente no implica que la población sea estable, pues toda tendencia que no incremente el número de aves rescatadas debe tomarse como un declive poblacional o un bajo éxito reproductor.

Los mismos hábitos de la especie que hacen difícil conocer su tendencia poblacional dificultan la estimación del tamaño poblacional. Además, no se ha realizado un esfuerzo de campo razonable -dados sus hábitos- para censar el taxón. Así pues, el tamaño de la población debe tomarse como un valor orientativo. La población se ha estimado siempre en menos de 1.000 parejas reproductoras (Martín *et al*., 1989; Hernández *et al.*, 1990; Ramos, 2004; Medina, 2007). En la última actualización, BirdLife International ha estimado tentativamente un rango de 250-1.000 parejas (BirdLife International, 2015).

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se han aplicado las categorías de amenaza y los criterios UICN para el conjunto de la población reproductora analizándola como una única unidad. Teniendo

en cuenta las tendencias poblacionales sospechadas, superior al necesario para el transcurso de tres generaciones de la especie -49,5 años; tiempo de generación = 16,5 años-, y a la reducción en la calidad del hábitat de su área de ocupación, la población de pardela pichoneta canaria cumpliría con los criterios para ser catalogada como "En Peligro Crítico", de acuerdo con el criterio A2 (A2a, A2c y A2e).

Criterio A2

(a) Con los pocos datos disponibles, la evolución del tamaño de la población española -concentrada en unas pocas islas del archipiélago canario- ha sufrido un descenso del conjunto de la población mayor del 80 % en menos de tres generaciones -49,5 años-, por lo que supera los umbrales del criterio que establecen una reducción del tamaño de la población igual o superior al 50 %.

(c) La calidad del hábitat se deteriora por el aumento de contaminación lumínica, de tendidos eléctricos y de parques eólicos. Las colonias de la especie están localizadas tierra adentro por lo que las pardelas deben sobrevolar zonas terrestres desde el mar hasta dichas colonias y viceversa. Estas zonas antrópicas albergan amenazas que afectan a la mortalidad adulta y juvenil.

(e) La reducción de la población está seguramente muy relacionada con la depredación por parte de mamíferos introducidos. Las ratas parecen ser su principal predador de huevos y pollos. Recientemente se ha constatado la presencia de gatos y hurones en su hábitat de cría. Así, a diferencia de otros procelariformes con colonias en islotes o roques sin presencia de depredadores, todo su hábitat de cría está afectado por estas especies introducidas. La contaminación lumínica es también una fuente de amenaza que se expande en las áreas que separan sus colonias en tierra adentro y el mar. Finalmente, el aumento de la pardela cenicienta podría suponer una competencia por los lugares de nidificación y por el alimento en el mar. En este sentido el 15 % de los nidos históricos han sido ocupados por la pardela cenicienta.

AMENAZAS

● Depredación por animales introducidos

Si bien es cierto que los datos son aislados, la depredación por animales introducidos podría ser su principal problema de conservación. Por un lado, las ratas depredan sobre huevos y pollos, y posiblemente también adultos. Son muy abundantes en el monteverde y están presentes en todas las colonias conocidas de la especie (Hernández *et al.*, 1990). Además, los gatos también pueden depredar sobre pollos y adultos, estando presentes en ciertas colonias (observación personal). Finalmente, los hurones parecen haberse establecido en el monteverde de las dos islas donde la pardela pichoneta canaria nidifica con seguridad, La Palma y Tenerife (Medina y Martín, 2010).

● Contaminación lumínica

La luz artificial nocturna de pueblos y ciudades causa mortalidad directa de ejemplares jóvenes. Durante los primeros vuelos, las pardelas se dirigen desde sus nidos hacia el mar. En ese camino encuentran las luces y se ven forzadas a aterrizar. Si sobreviven al primer impacto, luego quedan a merced de otras amenazas. Gracias a la colaboración ciudadana y al cuidado veterinario en los centros de rehabilitación de fauna silvestre, esta fuente de mortalidad consigue minimizarse. Sin embargo, existe una fracción desconocida de los indi-

viduos que caen y nunca son rescatados, por lo que la mortalidad puede ser mayor de lo estimado. El número medio de jóvenes que se rescata anualmente en La Palma y Tenerife es de 2,7 y 1,9, respectivamente.

Mortalidad por tendidos eléctricos o aerogeneradores

Dado la localización de las colonias de cría, las aves deben sobrevolar zonas antrópicas. Esto les hace vul-



© Erni-Shutterstock

nerables a las colisiones con tendidos eléctricos, antenas o aerogeneradores (Trujillo, 2010).

Competencia con otras especies nativas

La abundante pardela cenicienta atlántica (*Calonectris borealis)* podría desplazar a la pardela pichoneta canaria. Su mayor tamaño y su llegada más tardía al archipiélago podrían jugar un papel clave en la ocupación de los nidos -hasta el 15 % de los nidos históricos han sido ocupados por la pardela cenicienta-. Por un lado, con su mayor tamaño, la pardela cenicienta vencería en los conflictos por los sitios de nidificación. Por otro lado, el hecho de llegar más tarde a las colonias de cría podría tener un mayor impacto sobre la pardela pichoneta. Su llegada posterior afectaría a las parejas de pichonetas ya establecidas, impidiendo que puedan establecerse en otros lugares en esa estación reproductora.

Caza ilegal

Dada su rareza, la caza ilegal no es actualmente una causa generalizada de mortalidad. Sin embargo, la especie fue cazada para su consumo por los isleños en el pasado, cuando era mucho más abundante. Algunos testimonios cuentan que se cazaban por docenas (Martín y Lorenzo, 2021).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Berna: Anexo II.	Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011): VULNERABLE. Se debería solicitar cambio de categoría a En Peligro de Extinción.

AUTONÓMICAS		
CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Canarias	VULNERABLE	Documento base para la elaboración de plan de conservación. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente Documento de Avance del plan de conservación. Gobierno de Canarias

ESPACIOS DE INTERÉS

Red Natura 2000 (ZEPA).

Aunque ninguna de estas ZEPA contempla a la pardela pichoneta, los siguientes espacios son aquellos que podrían albergar colonias de la especie: ES0000095-Tigaiga, ES0000106-Teno, ES0000109-Anaga, ES0000114-Cumbres y acantilados del norte de La Palma, ES7020109-Barracno del Cedro y Liria, ES0000103-El Hierro y ES0000104-Gorreta y Salmor.

OTRAS MEDIDAS

A través de la Fundación Biodiversidad se está llevando a cabo la creación de dos colonias artificiales en Tenerife. En estos lugares, ocupados en el pasado por la especie, se han instalado 36 cajas nidos que impiden la entrada de pardelas cenicientas. Las colonias son cebadas con veneno para reducir la densidad de ratas. Un reproductor de sonido ayuda a la atracción de la especie y varias cámaras de fototrampeo ayudan a monitorizar las colonias durante la reproducción.

Rescate de jóvenes afectados por la contaminación lumínica, llevado a cabo por los centros de recuperación de los cabildos insulares de las distintas islas.

● **Inacción de las Administraciones públicas**

La no aplicación de medidas específicas para su protección, como pueden ser la aprobación y ejecución de planes de recuperación o de conservación, son factores indirectos que evidentemente afectan a la viabilidad de las poblaciones de pardela pichoneta. Recientemente, el Gobierno de Canarias ha encargado la redacción de un plan de conservación para su protección y un plan de seguimiento de la población.

● **Otras amenazas no cuantificadas**

Acorde con lo conocido para otras especies de pardelas, otras amenazas no estudiadas podrían afectar a la pardela pichoneta (Rodríguez *et al*., 2019). La contaminación por plásticos y su ingesta puede ser una amenaza (Rodríguez *et al.*, 2019). La contaminación por hidrocarburos podría causar la muerte de los ejemplares al perderse las propiedades aislantes del plumaje (Matcott *et al.*, 2019). La especie podría interaccionar con las pesquerías industriales de dos formas: a través de capturas accidentales durante las actividades pesqueras o mediante el agotamiento de los recursos pesqueros como consecuencia de las pesquerías. Ninguna de estas amenazas ha sido estudiada en la población canaria, por lo que su impacto es desconocido.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

✔ Revisar la catalogación de la especie a escala estatal, actualmente catalogada como "Vulnerable", y declararla "En Peligro de Extinción". Con esta revisión se desencadenarían los mecanismos establecidos en las leyes de protección de la biodiversidad, obligando a la elaboración de planes autonómicos de recuperación, a la aprobación de una estrategia estatal para su conservación y a la liberación de fondos para su ejecución.

✔ Seguimiento de la evolución de la población y estudio de las causas de su declive.

✔ Control de depredadores en las colonias de cría. Habría que crear zonas de exclusión de depredadores mediante la instalación de vallas. Dichas zonas deberían ser monitorizadas regularmente para controlar y erradicar los depredadores que pudieran recolonizarlas. En aquellas colonias donde las vallas de exclusión no fueran posibles, habría que reducir y controlar las densidades de predadores con diferentes métodos -trampas, cebado con veneno, etc.-.

✔ Reducción de la contaminación lumínica. La iluminación artificial debería minimizarse, al menos, durante la época de salida de los pollos -desde mediados de julio a principios de agosto- en las áreas limítrofes a las colonias. Esto se debería hacer apagando los puntos de luz innecesarios, apantallando las luminarias, reduciendo la intensidad luminosa y usando luces monocromáticas.

✔ Soterramiento o apantallamiento de las líneas eléctricas. Con la intención de reducir las colisiones, los tendidos eléctricos podrían ser soterrados, y alternativamente podrían ser apantallados con vegetación a los lados del tendido obligando a las aves a sobrevolar el tendido o reducir colisiones.

✔ Regulación del desarrollo de infraestructuras en las zonas más sensibles para la especie, sobre todo en las zonas de reproducción, así como en los corredores entre estas y el mar. Debería hacerse especial énfasis en la iluminación, los ruidos producidos y las estructuras aéreas -antenas, cables, etc.-.

EN PELIGRO CRÍTICO
CR [B1]
LIBRO ROJO

PINZÓN AZUL DE GRAN CANARIA

Fringilla polatzeki



Pinsà blau de Gran Canaria; Pimpín azul de Gran Canaria; Kanaria Handiko txonta urdina; Tentilhão-azul-da-gran-canária; Gran Canaria Blue Chaffinch; Pinson de Grande Canarie

Autores: **Alejandro Delgado, Daniel González, Domingo Trujillo y Víctor Suárez**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2017)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
EN	EN	EN	E	CR	CR

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

La especie habita exclusivamente los bosques de pino canario (*Pinus canariensis*) de Gran Canaria. El pinar en esta isla es escaso y está fuertemente fragmentado, por lo que su población se ha visto restringida históricamente a un único enclave, los pinares de Inagua, Ojeda y Pajonales. En estos pinares, el pinzón azul presenta una distribución muy desigual, ya que el 90 % de los efectivos se concentra sobre el 56 % de la superficie al norte y al oeste del área. Actualmente, también ocupa los pinares de la Cumbre central de la isla, donde se ha llevado a cabo un programa de reintroducción de manera exitosa. El pinar en este lugar es fruto de repoblaciones realizadas a mediados del siglo XX, junto con otras especies de pinos alóctonos.

Existen pocos registros de pinzones azules en los pinares de Tamadaba, para el que se suponía algunas parejas hasta la década de los noventa del siglo pasado

(Moreno y Rodríguez, 2007). En este pinar no se detectó a ningún ejemplar en las búsquedas intensivas realizadas en el marco de un Proyecto LIFE entre 2015 y 2019 (Delgado *et al*., 2020), aunque su estado de conservación lo convierte en un lugar potencialmente idóneo para reforzar la población creando un tercer núcleo de efectivos.

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

La especie, conocida localmente por "pinzul", presenta una distribución restringida únicamente a dos localidades de la isla de Gran Canaria, los pinares de Inagua y los de la Cumbre central.

De acuerdo con el último censo de 2019, la población de pinzones en la Reserva Natural Integral de Inagua se estimó en 362 ejemplares -entre 257 y 489, según un índice de corrección del 95 %-. La densidad media fue de 10,2 pinzones/km², una densidad muy baja para un ave forestal de pequeño tamaño dentro del contexto del Paleártico Occidental. La población de Inagua se ha mantenido estable hasta el incendio de 2007, que originó un descenso en la población. Tras el suceso, la abundancia de la especie ha ido aumentando progresivamente, con un importante incremento en 2019 hasta alcanzar el mayor valor jamás registrado desde 1994 (Carrascal *et al*., 2019).

Por otro lado, la población recientemente establecida de La Cumbre, donde empezaron a detectarse ejemplares reproduciéndose en 2008, ha sido el resultado de un programa de reforzamiento poblacional con el aporte de individuos nacidos en cautividad (2010-2019) y de ejemplares silvestres capturados en Inagua y trasladados a La Cumbre (2015-2019). La población en este pinar se estimó en 68 pinzones -entre 34 y 140- en la primavera de 2019. Desde que comenzó el programa de censo estandarizado en La Cumbre, la abundancia del pinzón azul ha aumentado paulatinamente, con valores de 1,12 pinzones/km² en 2016, hasta 3,30 en 2019 -de 1,66 a 6,78-.

Por tanto, se estima una población total de pinzón azul de Gran Canaria que estaría formada por unas 430 aves -entre 291 y 629-. La nueva población de La Cumbre albergó en la primavera de 2019 el 16 % de la población total de la especie (Delgado *et al*., 2019).

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Evaluando el cumplimiento de las categorías de amenaza y los criterios de evaluación de la UICN, la especie cataloga como "En Peligro Crítico", de acuerdo con el criterio B1, ya que para otros criterios la especie catalogaría como "En Peligro".

Criterio B1

Sudistribución geográfica se limita únicamente a dos localidades de la isla de Gran Canaria que suman una extensión de unos 60 km² ocupados (Carrascal *et al*., in prep.). La extensión de presencia de la especie es menor de 100 km², que es el establecido para las especies "En Peligro Crítico".

Criterio C

El número de individuos adultos reproductores es 430 ejemplares, por lo que le correspondería la categoría de "En Peligro" -menos de 2.500 individuos- de acuerdo con este criterio, pero en un rango de individuos más cercano a la categoría de "En Peligro Crítico" -menos de 250-.



© Miguel Angel Peña Estévez

AMENAZAS

Tala y extracción de madera

La principal causa del declive de la especie en el pasado fue la desaparición del pinar debido a la sobreexplotación y las talas indiscriminadas, que fueron especialmente intensas tras la colonización castellana en el siglo XV. De esta manera, la superficie del pinar en Gran Canaria se vio reducida a un 20 % de su distribución potencial, siendo actualmente del 29 % debido a las repoblaciones forestales realizadas a mediados del siglo XX (de Nascimento *et al*., 2016). En la actualidad, los tratamientos silvícolas en periodos sensibles para la reproducción de la especie pueden ser un factor de amenaza.

Caza y recolección

En los años posteriores al descubrimiento de la entonces considerada subespecie de pinzón azul, se produjo un importante número de capturas por parte de varios naturalistas extranjeros que llegaron a colectar con fines científicos al menos 94 ejemplares destinados a las colecciones de museos de historia natural. Destaca la captura y muerte de 76 ejemplares realizada por R. v. Thanner en tan sólo cuatro meses (Thanner, 1910).

Aumento de la frecuencia/intensidad del fuego

En la actualidad, la destrucción del pinar por los incendios forestales es una de las amenazas más importantes para el pinzón azul de Gran Canaria. Tras el incendio de 2007, se han producido otros incendios en zonas ocupadas por la especie o potenciales de colonización, como el de septiembre de 2017 en La Cumbre, el fuego de agosto de 2019 en Tamadaba o el de enero de 2020 en la Reserva Natural Integral de Inagua.

Especies exóticas invasoras

La depredación por gatos asilvestrados (*Felis catus*) sobre especies nativas es un factor de amenaza especialmente importante en ambientes insulares (Whittaker, 1999). Se ha constatado en varias ocasiones la depredación por parte de este felino de pinzones azules de Gran Canaria que eran monitoreados por radioseguimiento.

Atropellos

Se han localizado tres ejemplares de la población de La Cumbre atropellados en un pequeño tramo de la carretera GC-600. Esta vía da acceso a varias áreas de uso público y al emblemático Roque Nublo, por lo que soporta una gran afluencia de tráfico.

Presión antrópica

La visita masiva de personas a las zonas de distribución puede producir molestias directas a las aves, así como generar cambios en el hábitat de la especie, como un aumento de potenciales predadores o la contaminación de aguas y suelos. Las molestias directas provocadas por el desarrollo incontrolado de actividades como la observación y la fotografía de aves, puede ser un factor de incidencia negativa en sus poblaciones, sobre todo en enclaves donde se localizan bebederos.

Sequías y cambio climático

El deterioro del hábitat debido a las sequías y al calentamiento global puede restringir el área de distribución de la especie.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Berna: Anexo II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I.	Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011): EN PELIGRO DE EXTINCIÓN.

AUTONÓMICAS		
CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Canarias	En Peligro de Extinción	DECRETO 57/2005, de 12 de abril, por el que se aprueba definitivamente el Plan de Recuperación del Pinzón Azul de Gran Canaria (Fringilla teydea polatzeki). Las Administraciones locales están llevando a cabo un programa de reintroducción con aves nacidas en cautividad y con ejemplares traslocados de la población silvestre de Inagua. Como fruto de esta actuación se ha establecido una población de la especie en el pinar de La Cumbre.

ESPACIOS DE INTERÉS

Reserva Natural Integral de Inagua, Reserva Natural Especial Los Marteles, Parque Natural de Tamadaba, Parque Natural de Pilancones, Parque Rural del Nublo, Monumento Natural Riscos de Tirajana, Monumento Natural Roque Nublo, Paisaje Protegido Las Cumbres. ZEPA: ES0000110-Ayaguares y Pilancones, ES0000041-Ojeda, Inagua y Pajonales, ES0000111-Tamadaba. IBA: 352- Pinar de Tirajana, 353- Pinar de Tauro, 354- Pinares de Pajonales, Ojeda, Inagua, La Data y La Cumbre, 355- Pinar de Tamadaba.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Realización de repoblaciones forestales con pinos canarios que aumenten su hábitat potencial y, por lo tanto, su área de distribución futura, fomentando la conectividad de las masas forestales de las cumbres de la isla.
- ✔ Establecimiento de limitaciones de velocidad para los vehículos que circulen en las carreteras que atraviesan el área de distribución de la especie.
- ✔ Evaluación de la necesidad de continuar con las actividades de traslocación y reintroducción de ejemplares, con el objetivo de establecer nuevas poblaciones en otros pinares potencialmente aptos, como el entorno de Los Marteles o Tamadaba, llevando a cabo un programa de reintroducción que tenga en cuenta los estándares fijados por la UICN.
- ✔ Establecer un programa de control y gestión de gatos asilvestrados para evitar la posible depredación sobre la especie.
- ✔ Desarrollo de una mayor inversión y esfuerzo en la puesta en marcha de programas de prevención de incendios forestales.
- ✔ Realización de labores de gestión forestal en los pinares repoblados para mejorar los requerimientos de hábitat de la especie.
- ✔ Analizar la efectividad del plan de recuperación llevado a cabo con anterioridad, actualizarlo y aprobar un nuevo plan acorde a la situación actual.

EN PELIGRO CRÍTICO
CR [C2a(i); D]
LIBRO ROJO



PORRÓN PARDO

Aythya nyroca

Morell xocolater; Parrulo castaño; Murgilari arrea; Zarro-castanho Ferruginous Duck; Fuligule nyroca

Autores: **Roberto González y Nicolás López-Jiménez**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2019)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
NT	LC	LC	E	CR	CR

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

El porrón pardo es una especie monotípica paleártica, con una distribución muy fragmentada desde Europa y Norte de África hasta el oeste de Mongolia y con núcleos de población desde Libia a Pakistán (Del Hoyo *et al*, 1992; Carboneras y Kirwan, 2020). El área de invernada es coincidente con buena parte del área de reproducción, aunque ampliado al Sahel, península arábiga y buena parte del sur y sudeste asiático (Del Hoyo *et al*, 1992; Carboneras y Kirwan, 2020). Presenta querencia por humedales someros con abundante vegetación emergente, aunque fuera del periodo reproductor puede frecuentar masas de agua de mayores dimensiones, así como lagunas litorales e incluso artificiales (Del Hoyo *et al*, 1992; Green, 1998; Carboneras y Kirwan, 2020). Si bien, está constatada su preferencia por cuerpos de aguas dulces y lénticos (Snow y Perrins, 1998; BirdLife International, 2019).

En España la población reproductora esta localizada y presenta una distribución irregular. Los escasos ejemplares reproductores que crían en España pertenecen a la población reproductora de la región biogeográfica que engloba al norte y occidente de África y España, con registros confirmados de intercambios poblacionales entre España y Marruecos y con Francia (Green, 2004). Los ejemplares invernan en la misma región o al sur del Sáhara. Probablemente los ejemplares invernantes de España procedan del centro de Europa (Green, 2003; Ballesteros, 2012). Se reproduce ocasionalmente en las marismas del Guadalquivir, Levante y algunos enclaves de Castilla-La Mancha, aunque también se observa de forma esporádica en muchos otros humedales del país en cualquier época del año, pero donde no se ha confirmado su reproducción (Blanco y González, 1992; Raya, 1993; Green, 2003; SEO/BirdLife, 2009). Cerca del 80 % de las citas registradas y analizadas para el periodo 1970-1993 tuvieron lugar en Andalucía, Comunidad Valenciana e Islas Baleares (Green, 2003). Igualmente, según dicho trabajo basado en citas de la especie, el porrón pardo ha sido más habitual en marismas costeras, seguido de lagunas interiores. En la segunda mitad del siglo XX en las marismas del Guadalquivir la población reproductora era esporádica e irregular, con citas aisladas (Díaz *et al*, 1996). En los años noventa existen registros de reproducción confirmada en diversos humedales de las marismas del Guadalquivir, que criaron después de ser soltadas tras la cría en cautividad (Ballesteros, 2008). En lo que va de siglo XXI, la especie ha estado prácticamente ausente como reproductora en el Espacio Natural de Doñana (p.ej. solo un año con reproducción confirmada entre 2004 y 2020; Equipo Seguimiento de Procesos Naturales EBD-CSIC, dat. prop.). Las parejas reproductoras citadas en las marismas del Guadalquivir a lo largo del siglo XXI probablemente procedan de programas de reintroducción (García *et al*., 2000). Desde 1984 se ha confirmado la reproducción en Andalucía el 60% de los años (SEO/BirdLife, 2021).

La distribución invernal en España, además de irregular, también se considera dispersa según los datos recogidos en el periodo 1990-2009, cuando el 90% de la población invernante se concentró en 56 humedales (González y Pérez-Aranda, 2011), aunque anteriormente se había considerado concentrada (Martí y Del Moral, 2003). Durante esta época, está presente en muy pocos humedales y muy repartidos por la geografía de la España peninsular (Ballesteros, 2012), con una distribución casi completa para el periodo 1990-2009 (González y Pérez-Aranda, 2011) y sin un patrón claro en esa distribución (Díaz *et al*., 1996; Martí y Del Moral, 2003).

El programa de cría en cautividad de Andalucía puede estar influyendo actualmente en la distribución de la especie dentro de la península ibérica (CMA, 2010; Ballesteros, 2012).

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

A pesar de la relevante población reproductora que presentaban las marismas del Guadalquivir a principios del siglo XX, donde Valverde señaló unas 500 parejas reproductoras, ya quedó confirmado su declive población en la década de los años cincuenta, con un descenso hasta llegar a una docena de parejas reproductoras (Valverde, 1960). En las marismas del Guadalquivir la especie ha estado al borde de la extinción desde entonces, con tan solo tres años con cría confirmada entre 1970 y 1990 (Green, 2003). En los inicios del siglo XX también criaba de forma regular en las Tablas de Daimiel (Raya, 1993), pero ya a lo largo de este siglo, el drástico declive fue notable. En la segunda mitad del siglo XX la reproducción fue muy escasa, irregular y ocasional, siendo históricamente

las marismas del Guadalquivir el enclave más relevante para su reproducción. El análisis de los registros con reproducción comprobada entre 1970-1993 confirmaron la importancia de los humedales andaluces, que representaron el 50 % de las citas, seguido de la Comunidad Valenciana, con el 17 % (Green, 2003). Así, a pesar de que Andalucía fue la región más importante para su reproducción, también se registraron parejas reproductoras en otras localidades del Levante y Castilla-La Mancha (Green, 2003), y esporádicamente en Cataluña (Hecker, 1994). Es probable que la tendencia y el tamaño de población de la especie en España esté relacionado con lo que ocurra en otros países europeos (Green, 2004).

Según los datos recogidos en los dos anteriores atlas de las aves reproductoras la especie no superó las 10 parejas reproductoras (Purroy, 1997; Martí y Del Moral, 2003), estando al borde de la extinción (Green, 2003). Entre 1998-2002 la población mínima se estimó en 6 parejas reproductoras (Green, 2003). En la primavera de 2007, tras el censo estatal de aves acuáticas reproductoras (Ballesteros *et al*., 2008), no se detectó la especie como nidificante, si bien, en los censos primaverales realizados por la Junta de Andalucía ese mismo año, se registraron dos parejas reproductoras en la provincia de Huelva: una en la laguna de El Portil y otra en la laguna de Palos (Ballesteros, 2008). En el presente siglo el número de parejas reproductoras no se aleja de las cifras registradas con anterioridad. Aunque en Andalucía, parece presentar una leve tendencia positiva, con toda probabilidad relacionada con la introducción de ejemplares procedentes de programas de cría en cautividad, no se ha conseguido incrementar de forma significativa la población reproductora. En esta comunidad autónoma los valores anuales se sitúan en un promedio inferior a las 3 parejas reproductoras, con un año excepcional de 10 parejas en 2014 registras en ocho humedales, y el 25 % de los años sin citas de reproducción (SEO/BirdLife, 2021). Destaca la grave situación que presenta la especie en el espacio natural de Doñana, donde en los últimos 16 años (2004-2020) solo se ha confirmado la reproducción de dos parejas en 2018 (Equipo Seguimiento de Procesos Naturales EBD-CSIC, dat. prop.). La diferencia del número de cuadrículas donde la especie fue detectada entre los dos últimos atlas de aves reproductoras, 2014-2018 respecto a 1998-2002 (SEO/BirdLife, 2021), presenta un fuerte incremento, si bien el número de cuadrículas con reproducción segura en los cuatros años del periodo 2014-2018 es de tan solo 14.

Según los datos de los censos estatales de aves acuáticas invernantes, durante la invernada la población española se ha considerado muy escasa para los periodos 1990-2001 (con un promedio de 39 ejemplares invernantes) y 1990-2009, con un promedio de 23 (Martí y Del Moral, 2003; González y Pérez-Aranda, 2011). La población invernante sufrió una drástica disminución poblacional entre los años 1900 y 1970 (Ballesteros, 2012). Si bien, a finales de los años ochenta se registraron, fuera de los censos, grupos excepcionales de invernada en tres ocasiones (22, 17 y 48 ejemplares, en 1987 y 1989; Raya, 1993; Juan, 2002). Para el periodo 1993-2016, que es el correspondiente aproximado a las tres generaciones poblacionales (criterio utilizado por la UICN para evaluar las categorías de amenaza), el promedio anual de ejemplares invernantes se situó en 15 ejemplares, con un mínimo de 5 ejemplares en 1998 y un máximo de 27 en 2016. Ya en anteriores análisis fue considerada la especie de acuática más escasa como invernante de un total de 54 especies analizadas (González y Pérez-Aranda, 2011). La distribución de la población invernante pasó de considerarse concentrada, con el 90% de la población situada en 20 humedales en el periodo 1990-2001 (Martí y Del Moral, 2003), a dispersa, concentrándose ese 90% en 56

localidades entre 1990 y 2009 (González y Pérez-Aranda, 2011). En el periodo 1993-2016, el correspondiente aproximado a las tres generaciones poblacionales, la especie se ha citado en 166 localidades, y el 90 % de la población se ha concentrado en 125 humedales. La especie ha aparecido en al menos una ocasión en todas las comunidades autónomas, salvo La Rioja y las ciudades autónomas, lo que refleja el carácter disperso de la invernada de la especie (Ballesteros, 2012), y confirma la falta de patrón claro en la distribución en los meses de invierno (Díaz *et al*., 1996; Martí y Del Moral, 2002). El contingente invernante presenta un incremento moderado a largo plazo, para el periodo 1991-2016, que es el más próximo a las tres generaciones poblacionales, mientras que presenta un incremento fuerte a corto plazo para el periodo entre 2000-2016. En periodos más amplios la tendencia estatal ha resultado estable, como en 1980-2009 (González y Pérez-Aranda, 2011). Según los datos recogidos para el periodo de los 24 años de las tres generaciones, 1993-2016, la tendencia también se muestra positiva, con un promedio de 10 ejemplares invernantes en la primera mitad del periodo (1993-2004) y 19 ejemplares en la segunda mitad (2005-2016). Si bien, la población invernante es muy reducida, tan solo en cuatro humedales, delta del Ebro, delta del Llobregat, albufera de Valencia y Doñana, se ha registrado la especie en al menos el 50 % de los años del periodo 1993-2016. La información relativa a las tendencias poblacionales positivas debe tomarse con precaución, ya que hay que tener en cuenta la escasez de efectivos invernantes.

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se han aplicado las categorías de amenaza y los criterios de la IUCN para el conjunto de la población reproductora española analizándola como una única unidad regional.

La especie fue evaluada en el anterior *Libro Rojo* (Green, 2004) con la categoría de "En Peligro Crítico" (CR), en base a los criterios B2ab(iii,v), C2a(i,ii) y D, al igual que se hizo en la revisión del estado de conservación realizada para el censo de 2007, donde la especie no vario de categoría ni de criterios (Ballesteros, 2008).

Actualmente, teniendo en cuenta el reducido tamaño poblacional del porrón pardo en España, que está presente en muy pocas localidades, y el grave declive que esta especie ha sufrido en el pasado, llegando prácticamente a desaparecer (Ballesteros, 2008), la especie cumple los criterios C2 y D como para ser catalogada dentro de la categoría de "En Peligro Crítico" (CR).

Criterio C2

Con un número de individuos maduros inferior a 250 ejemplares, tanto en su población reproductora como en los efectivos invernantes, y teniendo en cuenta que la especie cuenta con menos de 50 ejemplares reproductores en cada subpoblación (a)(i), la especie cataloga como "En Peligro Crítico" (CR) de acuerdo con este criterio, debido a su pequeño tamaño poblacional. Y, aunque parece que podría estar experimentando una leve recuperación en los últimos años, tanto en época reproductora como invernante, la especie sufrió un grave declive poblacional en el último siglo que la mantuvo al borde de la extinción y que en la actualidad la mantiene con un elevado riesgo de desaparecer.

Criterio D

La especie cuenta con una población muy pequeña y restringida, que se estimó en menos de 50 ejemplares maduros, con lo que cumpliría este criterio como para catalogarla como "En Peligro Crítico" (CR). No obstante,

hay que tener en cuenta que atendiendo al número de localidades donde la especie ha sido localizada como reproductora segura o probable en el nuevo *Atlas de las Aves en Época Reproductora* 2014-2018 (SEO/BirdLife, 2021), estas cifras podrían variar si se realizaran censos específicos, siendo entonces necesario revisar si cumple este criterio en el futuro.

De acuerdo con los datos existentes sobre el tamaño poblacional y la tendencia de la población invernante, también debería catalogarse como "En Peligro Crítico" (CR) en base al criterio D, ya que según las estimaciones el número de ejemplares en invierno estaría entre 20-45 individuos (Ballesteros, 2012). Igualmente, según los censos de acuáticas invernantes, ningún año del periodo 1993-2016 la población invernante ha superado los 27 ejemplares.

AMENAZAS

● Pérdida y destrucción del hábitat

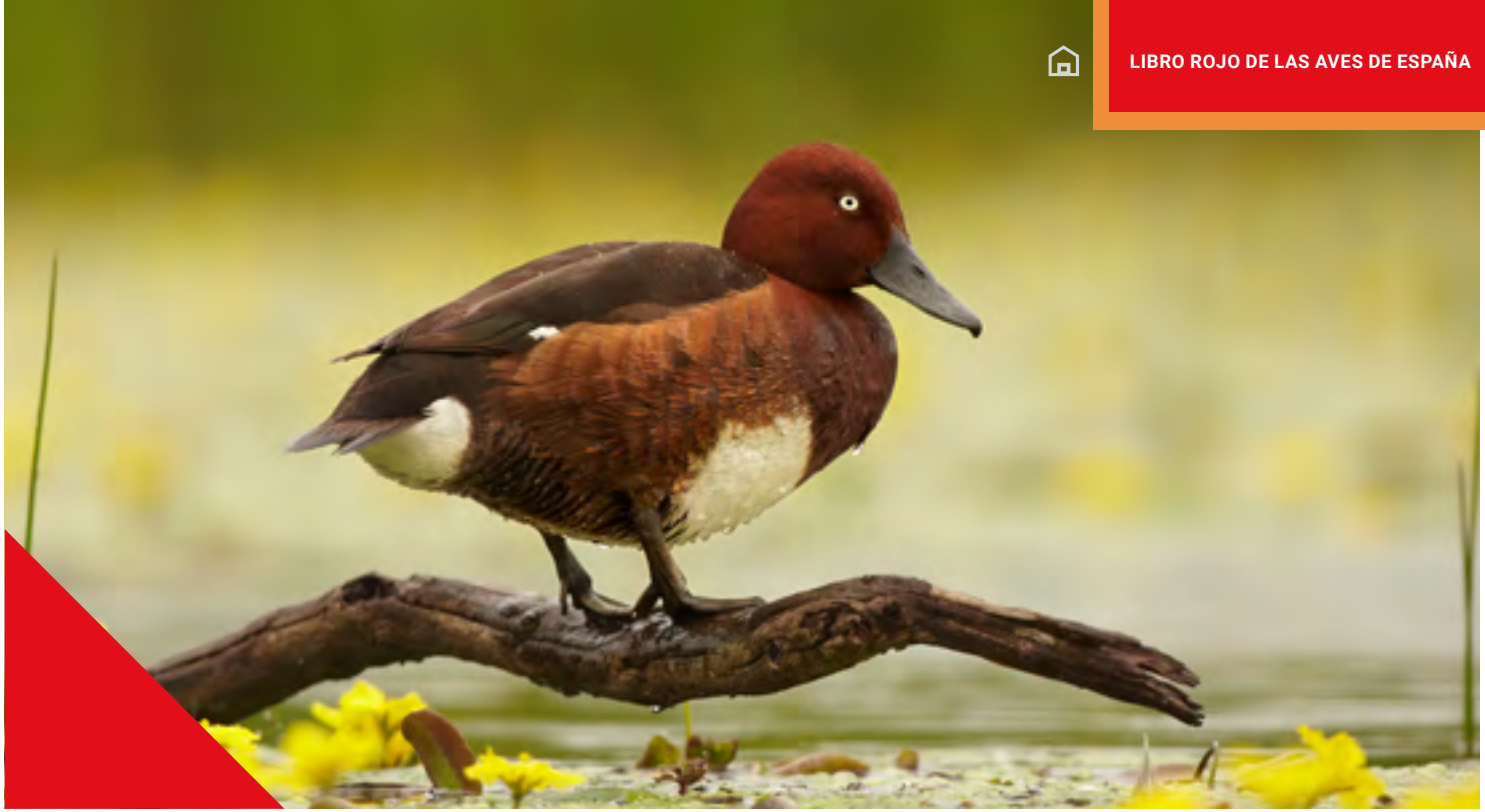
La transformación de un buen número de hectáreas de humedales en España y en especial las lagunas y marismas del entorno del Guadalquivir, hicieron que esta especie perdiera mucha superficie de hábitats óptimos para la especie. Especialmente grave ha sido la transformación sufrida en el caño del Guadiamar y la Madre, así como todos sus caños asociados, lugar principal de reproducción de la especie (Valverde, 1960). La superficie natural de este gran ecosistema se ha visto transformado en más del 80% en el último siglo debido a la creación de cultivos, principalmente arrozales. Finalmente, deben atenderse las trasformaciones del hábitat de humedales que tienen lugar en otros países, cuyas poblaciones están conectadas con la de España, como los humedales del Magreb (Green *et al*., 2002).

Esta amenaza está igualmente presente en los humedales del resto de países europeos, con graves afecciones en relación a la sobreexplotación, la contaminación, procesos de eutrofización o completa modificación y transformación de la estructura de los humedales. El sobrepastoreo o la presencia de altas densidades de ungulados, como el jabalí, pueden afectar negativamente tanto a la propia estructura vegetal del hábitat como a la pérdida directa de nidadas por depredación y pisoteo (Purger y Mészáros, 2006; BirdLife International, 2019).

● Actividades cinegéticas

Aunque no se trata de una especie considerada cinegética, las actividades cinegéticas son un grave factor de amenaza para esta especie, bien por causar una mortalidad directa, o por las molestias que les ocasiona (ruido de disparos, trasiego de cazadores y perros, etc.). Particularmente durante la invernada y la migración, accidentalmente se pueden abatir ejemplares debido a la semejanza con otras especies de porrones que son especies cazables, y especialmente con las hembras de estos. Por otra parte, las tiradas a las aves acuáticas que se autorizan sobre todo en algunas lagunas manchegas durante el invierno, como es el caso de la laguna de El Palomar (Albacete), lugar habitual de invernada de ejemplares de porrón pardo (SAO, com. pers.), provocan graves molestias a esta especie y un alto riesgo por la posible confusión con otras especies.

En otros lugares de su área de distribución es una especie muy afectada por la caza, ya que anualmente entre 1.500-2.000 ejemplares son disparados durante el paso otoñal y en sus zonas de invernada (Carboneras y Kirwan, 2020). Esto podría estar reduciendo sensiblemente la posibilidad de llegada de ejemplares a España procedentes de otros territorios.



© Martin Mecnarowski-Shutterstock

Aunque en la actualidad la prohibición del uso de perdigones de plomo se ha extendido a todos los humedales, durante años el problema del plumbismo, debido a la alta densidad de perdigones de plomo en los sedimentos de muchas lagunas, ha afectado a un gran número de especies de aves acuáticas como el porrón pardo, y no es descartable que aún hoy en día se sigan dando problemas de intoxicación por esta causa.

Especies exóticas invasoras

La introducción de especies alóctonas invasoras en numerosos humedales, especialmente especie piscícolas como las carpas (*Cyprinus carpio* o *Ctenopharyngodon idella*) o los siluros (*Silurus glanis*), son una amenaza constatada para esta y otras especies de porrones (Pykal & Janda, 1994; Musil *et al*., 1997; Kear, 2005; Robinson & Hughes, 2006; Musil, 2006; Fox *et al*., 2016). La presencia de estas especies piscícolas invasoras desencadena graves transformaciones en los sistemas lacustres, provocando pérdida de macrófitos e invertebrados, y aumentado la turbidez de las aguas y la proliferación de algas, lo que conlleva graves procesos de eutrofización.

Cambio climático

A medio y largo plazo, la supervivencia de la especie en algunos de los humedales más importantes para su reproducción, como son las marismas del Guadalquivir, depende fundamentalmente de la buena disposición de recursos hídricos en época de estiaje. La red hidrográfica de las marismas de Doñana y su entorno está completamente transformada con una grave pérdida de funcionalidad de relación a la inundación de los terrenos aptos para esta y otras especies acuáticas. Ante esta situación, el aumento de sequías extremas y prolongadas, debido al calentamiento global, es una amenaza real para el

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Bonn: Apéndice I(A3c). Convenio de Berna: Anexo III. Convención sobre Especies Migratorias (CMS): Apéndices I y II. AEWA: International Single Species Action Plan for the Conservation of the Ferruginous Duck Aythya nyroca (ROBINSON & HUGHES, 2006). Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I. European Species Action Plan Ferruginous Duck (Aythya nyroca) (CALLAGHAN, 1997).	Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011): EN PELIGRO DE EXTINCIÓN.

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Acuerdo de 13 de marzo de 2012, del Consejo de Gobierno, por el que se aprueban los planes de recuperación y conservación de determinadas especies silvestres y hábitats protegidos. ANEXO III. Plan de recuperación y conservación de aves de humedales. Porrón pardo
Aragón	No catalogada	Ninguno
Asturias	No catalogada	Ninguno
Baleares	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Ninguno
Castilla-La Mancha	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Ninguno
Castilla y León	No catalogada	Ninguno
Cataluña	No catalogada	Ninguno
Euskadi	No catalogada	Ninguno
Extremadura	No catalogada	Ninguno
Galicia	No catalogada	Ninguno
Comunidad de Madrid	No catalogada	Ninguno
Región de Murcia	No catalogada	Ninguno
Navarra	No catalogada	Ninguno
La Rioja	No catalogada	Ninguno
Comunidad Valenciana	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Ninguno

futuro de la especie, especialmente en los límites de su distribución mundial como reproductora (Vinicombe, 2000; Green, 2000b; Robinson y Hughes, 2006).

● **Inacción de las Administraciones públicas**

La falta de protección de algunos humedales donde habita la especie, así como la no aplicación de medidas específicas para su protección, como pueden ser la aprobación y ejecución de planes de recuperación o de una estrategia de conservación a nivel estatal, son factores indirectos que evidentemente afectan a la viabilidad futura de las poblaciones de porrón pardo. A pesar de contar con poblaciones invernantes, muchas comunidades autónomas no tienen en cuenta a esta especie, ni la incluyen en sus catálogos de protección de especies. Por último, se están autorizando tiradas de caza en enclaves donde es frecuente la presencia de esta especie, con las nefastas consecuencias que puede tener la pérdida de ejemplares, especialmente teniendo en cuenta el escaso número de individuos maduros que aún sobreviven.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

✔ Elaboración y aprobación de los planes de recuperación en las comunidades autónomas con población reproductora y aprobación de la Estrategia de Conservación a nivel estatal en coordinación con las comunidades autónomas. Contemplar la posibilidad de declarar al porrón pardo como “especie en situación crítica”, tal y como se ha hecho con la cerceta pardilla.

✔ Protección integral de los humedales donde se reproduzca la especie o donde sea una especie invernante habitual.

✔ Asegurar que se establecen los hidroperiodos que más se aproximen a la naturalidad asociada a las especies y los hábitats de los humedales. Y para ello, desarrollar un plan que recoja el régimen hídrico que mantenga a largo plazo una funcionalidad y estructura del ecosistema que permita la conservación, sostenida en el tiempo, de los hábitats de la especie.

✔ Desarrollo de medidas específicas ligadas a la gestión de los humedales donde habita para garantizar una calidad adecuada del agua y que los hábitats se encuentren en un estado óptimo.

✔ Prohibir la caza en los humedales donde la especie se reproduzca, así como en aquellos que frecuente en invierno. Prohibir la caza de aquellas especies que puedan ser susceptibles de probar confusiones con esta especie, como es el caso de otros porrones, que por otra parte se encuentran también amenazados.

✔ Restauración de los humedales que en el pasado utilizó la especie como lugares habituales de reproducción o invernada (por ejemplo, en P.N. El Hondo o en Los Tollos).

✔ Seguimiento de la evolución de la población y estudio de las causas del declive, así como de su ecología y los factores limitantes para la especie.

✔ Fomentar la colaboración con otros países ribereños del Mediterráneo donde esté presente el porrón pardo, para colaborar en materia de conservación, seguimiento e investigación de la especie.

EN PELIGRO CRÍTICO
CR [A2BC; A3BC; B1; E]
LIBRO ROJO

UROGALLO COMÚN

Tetrao urogallus

Gall fer comú; Pita do monte; Basoilarra; Galo-montês; Western Capercaillie; Grand Tétras



Autores: **Luis Robles, Jesús Martínez Padilla, José Ramón Obeso, Luis Tirado, Juan Antonio Gil, Miguel Ángel Gómez-Serrano, Diego García-Ferré y Nicolás López-Jiménez**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN

LISTA ROJA MUNDIAL (2016)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	V	EN	CR

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

El área distribución de las poblaciones de urogallo en España se restringe a los dos grandes sistemas montañosos más septentrionales de la península ibérica: la cordillera Cantábrica y los Pirineos. Las adaptaciones morfológicas, fisiológicas y etológicas de la especie les permiten desenvolverse en climas fríos, ocupando las franjas superiores de los bosques y las orlas supraforestales.

Dentro de la amplia zona que constituye la cordillera Cantábrica, en la actualidad la población cantábrica de urogallo (*Tetrao urogallus* subsp. *cantabricus*) ha visto reducida su área de distribución a la parte occidental, en dos concejos asturianos -Degaña y Cangas de Narcea- y a la cara sur de la cordillera en la provincia de León -en las comarcas del Alto Sil y Omaña-. Ha desaparecido de Galicia -Lugo-, Cantabria y Palencia, así como de buena parte de Asturias y León. Por otro lado, la población pirenaica de urogallo (*Tetrao urogallus* subsp. *aquitanicus*) se extiende por ambas vertientes de la cordillera pirenaica en España, Francia y Andorra. En la vertiente sur se localizan dos zonas claramente separadas entre sí: el gran núcleo poblacional entre el Alto Ter -Girona- y el valle del Cinca -Huesca- y el núcleo occidental en el extremo noroccidental de Huesca y Navarra -macizo de Larra-, con ciertos niveles de fragmentación debido a las características del relieve y a las modificaciones que se han producido en sus hábitats (Gil, 2011). Las

poblaciones más meridionales de los Pirineos son las que durante estas últimas décadas han visto reducido en mayor medida sus números y recientemente se están produciendo extinciones locales con las consecuentes pérdidas de área de distribución. EL 90 % de los ejemplares pirenaicos se concentran en Cataluña -de 340 a 386 machos-, el 9 % en Aragón -de 34 a 38 machos en la parte nororiental- y el 1 % podría estar en Navarra –de 0 a3 machos-.

En la cordillera Cantábrica, su hábitat lo constituyen los bosques de hoja caduca por encima de los 1.200 m y con orientación predominantemente norte. Por superficie ocupada históricamente, el tipo de masa forestal se correspondería con hayedos (*Fagus sylvatica*), abedulares (*Betula pendula*), robledales (*Quercus petrea*) y melojares (*Quercus pirenaica*), además de algunas masas de pino silvestre (*Pinus sylvestris*) (Obeso y Bañuelos, 2003). Como especies acompañantes más importantes destacan el acebo (*Ilex aquifolium*) como recurso trófico invernal, y dentro del sotobosque el arándano (*Vaccinium myrtillus*) como alimento durante todo el año, consumiendo, frutos, hojas y tallos jóvenes. En los Pirineos ocupa los bosques de pino, formando masas puras o mezcladas con abeto y haya por encima de los 1.200 m, situándose su óptimo altitudinal entre los 1.500 y los 2.200 m (Canut *et al.*, 2004; Martínez, 2011; Leclerc *et al.*, 2018). Entre estas destaca como masa más representativa los bosques de pino negro (*Pinus uncinata*), seguidos por bosques de abeto (*Abies alba*) y pino silvestre (*Pinus sylvestris*), y las masas mixtas de estas especies (Gil *et al.*, 2020). Por lo que respecta al sotobosque, precisa de la presencia de plantas clave para su refugio y alimentación: rododendros (*Rhododendron ferrugineum*) y arándanos (*Vaccinium myrtillus*) en suelos ácidos, y enebros (*Juniperus communis*) y gayubas (*Arctostaphyllos uva-ursi)* en suelos calizos. Las formaciones de arándanos o arandaneras, al igual que sucede en la cordillera Cantábrica, proporcionan cobertura para protegerse de los predadores, alimento para los adultos que las consumen durante todo el año en forma de frutos, hojas y tallos verdes, y son el hábitat de la población de artrópodos fundamental para la alimentación o el desarrollo de los pollos en sus primeras semanas de vida, los cuales encuentran en ellos la fuente de proteínas necesaria para su crecimiento.

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

De acuerdo con los últimos censos conocidos, la población global de urogallos en España se estima en unos 700 individuos: 292 ejemplares en la población cantábrica (MITECO, 2019), y 404 ejemplares en la población pirenaica (Gil *et al.*, 2020; Gómez-Serrano *et al.*, 2020).

La sex-ratio complica aún más la grave situación en la cordillera Cantábrica, con una estimación de unos 200 machos y unas 92 hembras (MITECO, 2019). El anterior censo global se realizó en los años 1981 y 1982 (del Campo y García-Gaona, 1984), mediante la técnica de censo al canto que dio unos valores aproximados de entre 576 y 579 machos, estimándose una sex-ratio de 1:1. Hay que ser muy prudentes con la comparación de ambas cifras, pues en el censo del 2018 se emplearon técnicas genéticas para la identificación e individualización de ejemplares, y se realizó un importante esfuerzo de muestreo en el campo muy superior al de los años 1981-1982. En el censo de los años 80 se quedaron zonas sin muestrear que correspondían a cotos privados de caza, donde la información no era tan precisa como en las reservas nacionales de caza. Con estas premisas, el descenso poblacional en la cordillera ha sido muy importante.

En Pirineos, el descenso poblacional en las dos últimas décadas ha sido también muy importante, alcanzando cifras superiores al 50 %, que agravaba mucho más el declive que venía experimentando en las últimas décadas del siglo pasado.

A principios de los años 80 se efectuó un primer intento de censo de la población cantábrica, realizándose un esfuerzo conjunto en Asturias, Castilla y León, Cantabria y Galicia. Como resultado de este primer censo, se estimó la presencia de 582 machos en la cordillera en un total de 334 cantaderos. Sin embargo, en la actualidad la población cantábrica de urogallos probablemente no alcance los 150 machos, la mayor parte de ellos en la zona occidental y con apenas una docena de aves en la zona oriental de la cordillera. Dentro de las comunidades autónomas que estaban incluidas en el área de distribución de la población cantábrica de la especie, el urogallo ha desaparecido de Galicia y Cantabria. En Galicia la especie no ha sido registrada en tiempos recientes, ni tan siquiera en las áreas de contacto con Castilla y León o con Asturias, por lo que se teme que haya desaparecido completamente de la región. Mientras que en Cantabria de los 24 cantaderos prospectados en la primavera de 2015, solo se constató su presencia en la zona de Tresviso. Los únicos núcleos poblacionales que todavía pueden considerarse como últimos reductos con presencia confirmada, actualmente se sitúan en las comunidades autónomas de Asturias y Castilla y León.

En Castilla y León, el censo realizado en el año 2008 mostró la existencia de una gran variación entre la situación de la subpoblación occidental de la provincia de León con la subpoblación oriental. Mientras que en la zona occidental se registró una tasa de ocupación aproximada de cantaderos del 50 % -Alto Sil 57 %, Omaña 75 % y Bierzo-Cepeda 45 %-, en la zona oriental la ocupación fue del 7,5 %. Posteriormente al 2008, se realizaron muestreos de cantaderos, seleccionando aproximadamente un 20-40 % para conocer la tasa de ocupación de estos. En el Alto Sil, de los 70 cantaderos conocidos se censaron 15, estando 13 ocupados en 2015, uno abandonado -más de cinco años sin presencia constatada- y otro no ocupado. En Omaña, de los 24 cantaderos conocidos se seleccionaron 10, estando seis ocupados en 2015, tres no ocupados y uno abandonado. En la zona de Cepeda-Bierzo se realizaron censos alternos. En el área meridional se censaron un 40 % de los que se creía que podrían estar ocupados, pero no hubo constancia de reproducción en esta zona. A pesar de la baja cobertura de censo se detectó un grave declive del número de cantaderos activos. La población se encuentra cada vez más fragmentada en Castilla y León y con menores efectivos, habiendo desaparecido en gran parte de su área de distribución en esta comunidad autónoma.

En el caso de Asturias, la población de urogallo presenta una tendencia claramente regresiva, con un preocupante declive asociado a un incremento de los niveles de estrés fisiológico (Martínez-Padilla y Estrada, 2021). La población se estimaba en 2000-2001 en unos 100 machos, viéndose reducida en las dos últimas décadas tanto la población como su área de ocupación. El urogalloha ido desapareciendo de las zonas más bajas, así como de las áreas periféricas y central de su distribución en Asturias. En los últimos años sólo se detectaron individuos en el suroccidente de la región, así como puntualmente en algunas zonas del oriente de la cordillera asturiana. De los 398 cantaderos históricos inventariados en Asturias, en 2005 se registró la presencia de urogallo en tan solo 131s, con un porcentaje de ocupación inferior al 33 %. Se puede considerar por tanto que, en algo más de 20 años

el porcentaje de ocupación de cantaderos se ha reducido a la tercera parte. El declive ha afectado especialmente a las zonas periféricas del área de distribución, así como la zona central, facilitando un progresivo aislamiento entre los núcleos poblacionales. Hasta el censo de 2018 no hay datos precisos en cuanto al número de efectivos en la región, aunque se ha constatado la desaparición de la especie en amplias zonas de su anterior área de distribución.

Durante 2018 se realizó una primera estima poblacional de la especie, mediante la realización de un genotipado de muestras recogidas en campo en León y Asturias (MITECO, 2019), cuyo resultado preliminar fue de 292 ejemplares a falta de ultimar la precisión por la replicación de los análisis genéticos. Por motivos técnicos se decidió conjuntamente la realización de una nueva campaña en 2019, aunque las Administraciones públicas no han facilitado información al respecto. Según la estima realizada en 2018 la población sería de 292 (±22) individuos totales de urogallo, con 92 (±13) hembras y 199 (±14) machos. En el caso de empleo de todos los genotipados con 13 o más marcadores -y no 15 o más- la estima poblacional sería de 300 (±20) individuos.

Desde las primeras estimas de la población -en los años 1970-1980-, pasando por el censo nacional de 2005 (Robles *et al.*, 2006), hasta llegar a la exigua población actual se ha producido un grave declive poblacional. En relación con el censo de machos en cantaderos -variable que era ampliamente utilizada para conocer la tendencia demográfica de la especie (Pollo *et al.*, 2005; Wegge y Roldstad, 2011)-, existen estimas globales recientes realizadas en la década de 1970 a 1980. Así, tres estimas realizadas en todo el ámbito de la cordillera Cantábrica mostraron unos resultados de 346-431 machos (Castroviejo, 1975), de 453 machos (Ortuño et de la Peña, 1977) y de 576 machos en 1982 (del Campo y García Gaona, 1984). Posteriormente, se dejaron de realizar censos numéricos de individuos. En este ámbito, la información más precisa sobre tendencia del número de machos se encuentra en los trabajos realizados en la vertiente sur de la cordillera entre 1981 y 2003 (Pollo *et al.*, 2005), donde se pone de manifiesto la disminución del 70 % en el número de machos censados entre 1982 y 2003. A pesar de la ausencia de datos actuales en los cantaderos del núcleo cantábrico occidental (Pollo *et al.*, 2005), se puede incrementar la tasa de regresión de machos hasta, al menos, el 80 % en tiempos recientes debido a la desaparición casi completa de ejemplares en el núcleo oriental castellanoleonés y suponiendo una situación estable en los cantaderos occidentales. En estos censos y estimas, no obstante, no se incluyeron dos importantes áreas con presencia de cantaderos de la especie en la provincia de León -Omaña y Bierzo-La Cepeda-. Casi la única variable poblacional utilizada frecuentemente para conocer la tendencia del urogallo cantábrico es la tasa de ocupación de cantaderos, que resultó ser menos precisa para conocer el estatus poblacional de la especie, pero que podría propiciar un menor nivel de molestias durante la actividad del canto. En el censo estatal de 2005 se ofrecieron datos globales acerca de los cantaderos ocupados respecto a los conocidos totales (Robles *et al.*, 2006). Así, de los 720 cantaderos conocidos, en 2005 solo 220 mostraron actividad de la especie, suponiendo una disminución de alrededor del 70 %. En Asturias, se han realizado censos globales en 2000-2001 (González-Quirós *et al.*, 2000) y 2005-2006 (Bañuelos *et al.*, 2006) y censos parciales, con la prospección de una serie de cantaderos, desde 1996 a 2003 (Gea, 2003), en 2012 (Peón, 2012) y en 2016 (Ibys, 2016). Aunque puede no ser la mejor metodología,

al mantenerse los principios metodológicos fundamentales durante las sucesivas prospecciones, los resultados pueden ser comparables y permiten determinar la tendencia poblacional de la especie a diferente escala, de forma global para toda el área de estudio. La evaluación de dicho indicador en Asturias, en porcentaje de cantaderos ocupados, en el conjunto de aquellos que fueron visitados en los distintos censos o muestreos, muestra un declive muy acusado, pasando de un 86,6 % de cantaderos ocupados en 1982, a un 12,8 % de cantaderos con machos en 2016. Este indicador resulta útil como tendencia de ocupación, pues muestra la reducción del número de cantaderos ocupados a lo largo de los años. Con la evolución de este indicador se puede observar que la disminución entre 2005-2016 fue del 79,5 %, y del 61,5 % en el período 1997-2011 (Martínez-Padilla *et al.*, 2017). Teniendo en cuenta que el fuerte declive de la especie comienza a principios de siglo, resulta biológicamente más adecuado el cálculo de la disminución desde entonces, la cual es del 82,9 %. Es decir, la especie en Asturias ha sufrido un declive del 82,9 % en los últimos 10 años.

También en los Pirineos centrales -Aragón- se ha documentado una tendencia negativa en el porcentaje de cantaderos con presencia de aves para el periodo 2000-2017, que afecta tanto a los machos como a las hembras. Al final de este periodo de 18 años el 54 % de los cantaderos o leks habían sido totalmente abandonados. La población de machos reproductores -aves que acuden al lek- que se estima para este sector de los Pirineos, ha pasado de 89 (±9) ejemplares en 2000 a 37 (±6) en 2017 (Gil *et al.*, 2020). Los modelos estadísticos muestran que la especie ha sufrido un declive del 57 % en los últimos 18 años -periodo 2000-2017 en esta región-. No obstante, este declive reciente viene a sumarse al registrado en el periodo anterior, ya que muestra un descenso sostenido desde 1980, dado que entre 1983-1991 y principios de la década de 2000 se estima que se produjo una reducción del 35,1 % de la población (Ballesteros *et al.*, 2006), desapareciendo los efectivos reproductores en Huesca occidental -comarca de La Jacetania- y siendo meramente testimoniales en Navarra -de 0 a 3 machos-. En este contexto, los modelos de tendencia poblacional ponen de manifiesto que la tasa de declive se ha acelerado en los últimos años, por lo que es de suponer que en los próximos continúe el alarmante descenso de la población de los Pirineos centrales (Gil *et al.*, 2020). En Cataluña se ha detectado un descenso en el número de efectivos –número de machos en los lek- entre 2005 y 2015 de un 31-34 %. Especialmente notable ha sido en los núcleos más meridionales, en donde en el año 2020 se ha constatado ya la extinción para la comarca del Pallars Jussà -sierras prepirenaicas occidentales de Cataluña-. Por otra parte, el número medio de machos presentes en un lek también se ha reducido en un 37 %. Los datos de 2020 muestran una disminución de productividad, siendo inferior a 0,5 pollos/hembra. El sex-ratio se mantiene estable -aprox. de 1,4 hembras por cada macho- pero la densidad de adultos ha disminuido a lo largo del tiempo, habiendo pasado de unos seis-siete adultos/100 ha -años 90 del siglo XX- a los 3-4 adultos/100 ha actualmente (MITECO, 2021b).

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se han aplicado las categorías de amenaza y los criterios UICN para el conjunto de la población reproductora española, analizándola como una unidad regional única, integrando por lo tanto la población cantábrica y la pirenaica, a pesar de estar diferenciadas como subespecies diferentes.



© Karel-Stepan-Shutterstock

Teniendo en cuenta el grave declive poblacional experimentado por esta especie durante los últimos 20 años, superior al necesario para el transcurso de tres generaciones de la especie o durante 10 años, y a la drástica reducción en su área de distribución con extinciones en algunas comunidades autónomas -como Galicia, Cantabria o muy posiblemente Navarra-, la población española de urogallo en su conjunto cumpliría con los criterios para ser catalogada como “En Peligro Crítico”, de acuerdo con los Criterios A2bc, A3bc, B1 y E.

Criterio A2

(b) La evolución del tamaño de la población española, comparando las estimaciones realizadas en 2005 y en 2016, muestra una reducción igual o superior al 80 %

durante las últimas tres generaciones. Por poblaciones, el declive en tres generaciones de la población del sector central de Pirineos podría alcanzar entre el 73,8 y el 82,1 %.

(c) A su vez, se ha producido una drástica disminución del área de distribución, que queda patente con la reducción de la extensión de presencia de la especie, del área de ocupación y con unas poblaciones severamente fragmentadas, además de una merma en la calidad de los hábitats de la especie.

Criterio A3

Se calcula que hay una reducción del tamaño de la población mayor del 80 % en tres generaciones basadas en las últimas estimaciones, por lo que el urogallo cumpliría el criterio para ser catalogado como "En Peligro Crítico".

(b) Las proyecciones basadas en los índices de abundancia muestran que el porcentaje de descenso del conjunto de la población española de urogallo para las próximas tres generaciones será superior al 80 %.

(c) Además, se está produciendo una grave reducción del área de distribución de la especie y de la calidad del hábitat.

Criterio B1

La actual regresión del área de distribución y ocupación de las poblaciones cantábricas de urogallo ya fue puesta de manifiesto hace más de 15 años en distintos trabajos (Pollo *et al.*, 2005; Storch *et al.*, 2006). La información más genérica muestra una disminución de aproximadamente el 50 % en el área de distribución del taxón hasta 2005, pasando de 3.500 km^2 a 1.700 km^2 (Storch *et al.*, 2006). Datos más detallados disponibles sobre evolución del área de ocupación de la subespecie en la vertiente sur de la cordillera Cantábrica (Pollo *et al.*, 2005), indican una reducción de esta del 66 % entre 1982 y 2003 -de 2.070 km^2 a 693 km^2-. No obstante, dicha reducción ha seguido aconteciendo, principalmente en la zona oriental de Castilla y León donde la presencia del urogallo también se puede considerar como testimonial. Por ello, tomando como referencia los datos publicados para Castilla y León, suponiendo una estabilidad en las áreas de ocupación en el núcleo occidental leonés y la práctica desaparición de la ocupación en la zona oriental, la reducción del área de ocupación en los últimos 33 años -entre 1982 y 2014- alcanzaría el 80,1 % -de 2.070 km^2 a 412 km^2-. Aunque la técnica de seguimiento empleada en Asturias no permite un análisis cuantitativo del área de ocupación, sí permite un análisis de la tendencia. Si el análisis de resultados se realiza respecto a unidades territoriales, el porcentaje de ocupación fue del 46,67 % en 2012, y del 26,67 % en 2016, sobre el global de 15 unidades prospectadas, las cuales estaban ocupadas en los años 90 del pasado siglo (Ibys, 2016). Esto supone una disminución mayor del 75 % de las unidades ocupadas hace tres décadas. Además, hay que destacar que las unidades territoriales que aún están ocupadas son colindantes, reduciéndose la presencia en los cantaderos prospectados a la zona suroccidental del Principado de Asturias. Por lo tanto, existe una gran reducción del área de distribución del taxón, especialmente en el núcleo oriental de la cordillera Cantábrica. Con base en la información publicada para el período 1982-2007, y la inferida para el año 2016, se supera el umbral de reducción en el área de ocupación del más del 75 % en los últimos 30 años, con una extensión de presencia menor de 100 km^2, por lo que el urogallo calificaría como "En Peligro Crítico", de acuerdo con el Criterio B1.

Si atendemos al conjunto de su área de distribución, e incluimos a las poblaciones pirenaicas, la especie ya no cataloga como "En Peligro Crítico", sino como "En Peligro", puesto que el área de extensión de presencia sería inferior a 5.000 km^2, pero mucho más cercano a los valores de "En Peligro Crítico".

Criterio C

Para considerar que una especie se encuentra "En Peligro Crítico" de acuerdo con este criterio, el número de individuos maduros debe ser inferior a 250 ejemplares reproductores. Actualmente se estima que la población española de urogallos debe estar formada por unos 700 individuos maduros, con los que no cumple este criterio. De acuerdo con el Criterio C, la especie cataloga como "En Peligro", puesto que presenta un número de individuos maduros inferior a 2.500 ejemplares, pero mucho más cerca de los valores para ser evaluada como "En Peligro Crítico".

Criterio E

Los análisis de viabilidad poblacional llevados a cabo para evaluar la probabilidad de extinción en estado silvestre, realizados sobre la población pirenaica para los próximos 30 años (Gómez-Serrano *et al.*, 2020; Gil *et al.*, 2020), indican que la probabilidad de extinción para la población pirenaica de urogallo es del 86 %, superando ampliamente los umbrales del Criterio E para que le especie catalogue como "En Peligro Crítico", lo que indica una probabilidad de extinción en estado silvestre igual o superior al 50 % en 10 años o tres generaciones -unos 20 años para un urogallo-.

No existen estimaciones de viabilidad poblacional suficientemente concisas para el caso de la población cantábrica, pero teniendo en cuenta su exiguo número y el grado de aislamiento o fragmentación de su población, es razonable que cumpla sobradamente este criterio, y que supere el 50 % de riesgo de extinción dentro de 10 años o tres generaciones.

Por tanto, la probabilidad de extinción en los próximos 30 años es del 86 % según el escenario más favorable, y del 100 % con el resto de los escenarios (Gil *et al.*, 2020; Gómez-Serrano *et al.*, 2020), cumpliendo sobradamente el Criterio E para catalogar como "En Peligro Crítico".

AMENAZAS

Aunque no se conocen todas las causas del declive de la población de urogallo, muchas de las hipótesis o de las causas conocidas apuntan a un efecto conjunto de factores que pueden afectar al declive de una población para una especie de estas características, que pueden estar sucediendo a diferentes escalas de espacio y tiempo, de manera aislada o combinada: cambio climático, excesivas tasas de depredación, competencia excesiva por el espacio y el alimento, mortalidad directa por causas antrópicas, cambios drásticos en los usos del territorio, y la pérdida o modificación de los hábitats.

- **Fragmentación y deterioro del hábitat**

Los urogallos han ido desapareciendo progresivamente de las zonas con peor calidad de hábitat, dentro de su área histórica de distribución, con lo que ha habido una manifiesta regresión del área de distribución y ocupación del urogallo, así como un incremento de estrés ecofisiológico en las poblaciones asturianas (Martínez Padilla *et al.*, 2017; Martínez-Padilla yAcedo, 2021). De acuerdo con las publicaciones científicas más relevantes

al respecto (García *et al.*, 2005; Quevedo, Ballesteros y Robles, 2005; Bañuelos *et al.*, 2006; Quevedo *et al.*, 2006; Bañuelos *et al.*, 2008; Quevedo y Bañuelos, 2008; Blanco-Fontao *et al.*, 2011, 2011b; González *et al.*, 2012; Velázquez *et al.*, 2017) hay que destacar que uno de los factores más relevantes en cuanto al hábitat del urogallo es la proporción de cobertura forestal en un entorno de unos 50 km^2. Es decir, los últimos reductos donde habita esta especie se encuentran en enclaves donde el bosque ocupa una parte importante del paisaje, a una escala espacial bastante grande. Y que en general o se encuentran en una gran masa boscosa continua o en zonas donde existen varios fragmentos relativamente más pequeños pero cercanos entre sí y que ocupan en cualquier caso gran parte del territorio montano. A su vez, parece existir un efecto negativo en cuanto a la humanización del paisaje, ya que a mayor cercanía de asentamientos humanos en un entorno de unos 28 km^2, menor presencia de la especie. Por otra parte, las zonas con mejor calidad para el urogallo se encuentran en altitudes elevadas, y en lugares con una menor densidad de pistas o carreteras, ambas variables relacionadas otra vez con una menor influencia humana en el medio. Y preferentemente, como ya se ha indicado, también con una mayor cobertura forestal y con una orientación más norteña.

De los resultados de los diversos estudios sobre el hábitat, se puede inferir que la influencia de la configuración del paisaje sobre la presencia de urogallos tiene lugar a escalas espaciales muy amplias, mucho más allá de lo habitual a la hora de planear actuaciones de conservación, diseñar reservas, regular los usos del territorio o evaluar el impacto de las infraestructuras. Resulta también imprescindible que los gestores de los montes y los espacios protegidos contemplen la posibilidad de administrar o gestionar esos montes como grandes unidades en las que se opte en algunos casos por la no intervención, garantizando a los propietarios de los terrenos una contraprestación por el cese de cualquier tipo de explotación forestal.

Por lo general, los bosques maduros suelen estar fragmentados, y los valores de cobertura continua por debajo del 30 % comprometerían la persistencia del urogallo. Esta falta de conectividad o fragmentación se agrava si se tiene en cuenta que algunos de los núcleos óptimos para el urogallo están alejados entre sí por distancias de unos 100 km, con presencia de grandes infraestructuras que provocarían un grave efecto barrera entre los diferentes núcleos, y donde no existen masas boscosas que los conecten o sirvan de corredores biológicos.

Es decir, es necesario aumentar la conectividad de los bosques bien conservados, garantizando que los hábitats que hay alrededor de ellos no se encuentren excesivamente perturbados por incendios, infraestructuras o por superficies de suelo urbano e industrial, sino que estén constituidos por ecosistemas que aunque no tengan el mismo grado de madurez que los bosques, conserven un cierto grado de naturalidad para que las masas forestales realmente maduras -y que constituyen el hábitat óptimo del urogallo- tengan una adecuada conectividad que permita el movimiento de los individuos de una masa a otra, y con un espectro trófico mayor.

Es urgente, por lo tanto, de cara a la gestión de hábitats que constituyan espacios óptimos para el urogallo, abordar la restauración ecológica de los mismos, restableciendo la estructura, elementos y funciones del ecosistema para que en aquellas zonas donde había hábitats óptimos -y que hoy en día no lo son- vuelvan a serlo.

Incendios

Son la principal causa de destrucción o alteración de los bosques en algunos enclaves de su distribución, especialmente en aquellos territorios reforestados con especies alóctonas que arden con mayor facilidad. Pueden provocar la desaparición de los bosques maduros y de los corredores de interconexión entre masas boscosas, favoreciendo procesos posteriores de matorralización. Esto provocaría la desaparición de los hábitats de alimentación, reproducción y descanso de los urogallos, así como una disminución de la conectividad y el aumento de la fragmentación de los hábitats.

Caza ilegal y prácticas cinegéticas incompatibles

Durante años se produjo una caza masiva de esta especie, especialmente de machos, lo que produjo un grave desequilibrio en el sex-ratio de la especie y en la propia dinámica de la población (Thiel *et al.*, 2007; Storch, 2013; Rodríguez-Muñoz *et al.*, 2015).

Algunas prácticas cinegéticas también causan graves problemas a la especie. Por una parte, la caza de la becada, chocha perdiz o sorda (Scolopax rusticola) puede causar bajas al abatir ejemplares hembras de urogallo por confusión con las becadas. Por otra parte, las batidas de jabalí (Sus scrofa), cuando estas se desarrollan en las zonas de invernada, provocan desplazamientos de los ejemplares de dichos enclaves en un momento en el que los recursos alimenticios son escasos y es necesario evitar un gasto innecesario de energía -en la vertiente norte de la cordillera Cantábrica, el 30 % del área de distribución reciente del urogallo coincide con zonas de batidas de jabalí-. Por otra parte, las prácticas cinegéticas también producen molestias por el trasiego de personas, la instalación de vallados cinegéticos o por competencia debida a la sobreabundancia de determinadas especies cinegéticas -ciervo, gamo y jabalí- que se ven favorecidas.

Pistas de esquí y molestias derivadas de los deportes de invierno

Cuando las estaciones de invierno están situadas en las proximidades de las zonas de invernada, por una parte, son fuente de molestias por la presencia de personas. Y , por otra parte, las infraestructuras necesarias para la práctica de los deportes de nieve -telesillas, remontes, etc.- pueden ser causa de muerte por colisión contra las mismas además de provocar la destrucción de hábitats de la especie (Thiel *et al.*, 2008, 2011). También el aumento de residuos orgánicos que se produce en las estaciones podría provocar un aumento de la presencia de depredadores generalistas. En las estaciones de esquí nórdico la compactación de la nieve en las pistas facilita el desplazamiento de los depredadores. El esquí fuera de pista, así como los itinerarios de raquetas, motos de nieve, trineos, etc., también tienen afecciones cuando se desarrollan en las áreas de invernada (Jenni-Eiermann y Arlettaz, 2008; Canut *et al.*, 2011; Coppes *et al.*, 2017), y podrían dar lugar a un aumento de la mortalidad y disminución en el número de hembras que realizan la puesta (Montadert, 2013; Leclerc *et al.*, 2018).

Actividades ganaderas incompatibles

El sobrepastoreo, los desbroces y roturaciones de matorral para generación de pastos, el aumento de pistas de uso ganadero, así como la proliferación de vallados para manejo del rebaño, pueden constituir un factor de amenaza por la destrucción o degradación de los hábitats óptimos de la especie, por competencia directa o provocando mortalidad directa por colisión con los vallados (Moss *et al.*, 2000; Bech *et al.*, 2012).

Explotaciones forestales y sus infraestructuras

El aumento de pistas de uso forestal, así como las plantaciones de especies alóctonas para la producción maderera o las talas del bosque autóctono, pueden provocar la destrucción y degradación de los hábitats, así como facilitar procesos de fragmentación, además del aumento de molestias por el trasiego de los vehículos o personas que desarrollan los trabajos forestales. Las pistas forestales construidas para dar acceso a las zonas altas o para facilitar los trabajos silvícolas, facilitan a su vez el acceso a las zonas de reproducción y crianza, así como a las zonas de invernada. Esto supone un importante aumento de las molestias por presencia humana y de tránsito de vehículos. Además, si las pistas atraviesan zonas importantes para la especie puede suponer la destrucción su hábitat.

Explotaciones mineras

La minería a cielo abierto desarrollada durante años en los territorios donde habitaba el urogallo ha propiciado la pérdida de grandes superficies de territorio propio del urogallo. Posteriormente el abandono de las zonas explotadas por la minería y la falta de la preceptiva restauración de las superficies explotadas ha ido provocado una paulatina degradación de los hábitats que los hace inútiles para la futura expansión y recuperación de esta especie. A su vez, este tipo de explotaciones ha propiciado un aumento de pistas de acceso a zonas de extracción de minerales y de afluencia de personas a la zona.

Proliferación de centrales eólicas e infraestructuras asociadas

El gran desarrollo que está teniendo la construcción de estas infraestructuras en amplias zonas del territorio donde habitan los urogallos, especialmente en la cordillera Cantábrica, provocan además del riesgo de muerte por colisión con los aerogeneradores (Atienza *et al.*, 2011) o las líneas eléctricas de evacuación (Storch, 2007), la destrucción y pérdida de calidad de los hábitats por la construcción de pistas de acceso para la construcción o mantenimiento de las instalaciones, y molestias derivadas del aumento del trasiego de personas y del funcionamiento de la maquinaria, además de aumentar el efecto barrera sobre las poblaciones.

Proliferación de infraestructuras de transporte y comunicación

La proliferación de líneas eléctricas y telefónicas, así como de vías de caminos, pistas, carreteras, autopistas o líneas de tren provocan una mortalidad directa por colisión con líneas eléctricas (Storch, 2007) y atropellos, además de la destrucción, fragmentación o degradación de los hábitats que aumentan el efecto barrera y las molestias derivadas del trasiego de personas.

Los viales asfaltados y no asfaltados construidos para dar acceso a las zonas altas para actividades cinegéticas, ganaderas y trabajos silvícolas, facilitan el acceso a las zonas de reproducción y crianza, así como a las áreas de invernada. Esto supone un importante aumento de las molestias por tránsito de vehículos y presencia humana. Las molestias derivadas de la presencia humana no se circunscriben a los viales, se difunden desde estos a buena parte del hábitat del urogallo.

Molestias derivadas de actividades deportivas, turísticas o recreativas

Las molestias humanas derivadas por la falta de regulación o de una regulación inadecuada de las actividades turísticas, deportivas y de ocio que se desarrollan en

el medio natural, están teniendo mucho auge en los últimos años, y constituyen una fuente potencial de molestias al aumentar el tránsito de personas cuando las rutas o actividades atraviesan las áreas críticas en los momentos más sensibles del ciclo biológico de la especie, zonas de celo en primavera, zonas de crianza en la época estival y zonas de invernada en la estación fría (Suárez-Seoane y García-Rovés, 2004; Thield *et al.*, 2007; Storch, 2013; Coppes *et al.*, 2017).

● Factores intrínsecos y procesos naturales

La depredación de adultos, pollos y huevos es un suceso natural, pero en situaciones de baja densidad de ejemplares podría convertirse en un factor limitante para la recuperación de la especie, provocando un aumento de mortalidad directa de los pollos o adultos.

El aumento de la competencia por un incremento de las poblaciones de herbívoros silvestres o domésticos, en altas densidades, pueden provocar un exceso de ramoneo sobre la vegetación arbustiva, llegando a hacerla desaparecer. Este efecto es muy grave cuando actúan sobre el matorral bajo dominado por arándanos (*Vaccinium myrtillus*) o gayubas (*Arctostaphylos uva-ursi*), elementos clave del hábitat de la especie, provocando una disminución del alimento disponible, lo que podría ser la causa del incremento de los niveles de estrés de los urogallos cantábricos (Martínez-Padilla y Estrada, 2021).

La reducción de la fecundidad, la pérdida o disminución de variabilidad genética, factores genéticos derivados del aislamiento y del aumento de la distancia entre las subpoblaciones, así como otros factores demográficos que inciden en la disminución del tamaño efectivo y de la población mínima viable por debajo de los umbrales de recuperación, podrían también estar afectando a la supervivencia de la especie. Y es que debido al bajo número de ejemplares y a su grado de aislamiento se podrían estar produciendo fenómenos de endogamia y erosión genética, envejecimiento de los ejemplares reproductores, problemas derivados del sex-ratio y la falta de flujo génico entre diferentes núcleos poblacionales o subpoblaciones que podrían causar unas bajas tasas de reproducción.

● Cambio climático

El calentamiento global derivado del cambio climático, así como las modificaciones del régimen hídrico y de temperaturas derivadas de este proceso, o bien los eventos meteorológicos extremos que se están produciendo, están provocando modificaciones en la composición de elementos de ecosistemas y cambios fenológicos cada vez más severos que en definitiva están modificando el rango altitudinal del área de ocupación del urogallo en el territorio y que hacen que sus hábitats óptimos sufran una paulatina desaparición o modificación. El desplazamiento del urogallo a mayores altitudes, en claro paralelismo con el aumento de temperaturas, ha sido puesto de manifiesto en varias ocasiones (Obeso y Bañuelos, 2003).

A nivel europeo se están realizando estudios para analizar cómo se está produciendo un posible avance en las fechas de celo, cópulas y puestas. En los Pirineos occidentales franceses, el incremento de la pluviosidad en el mes de julio parece estar afectando a la supervivencia de los pollos (E. Menoni, com pers.)

● Inacción o falta de una adecuada gestión por parte de las Administraciones públicas

En algunos casos, la falta de designación de espacios protegidos, especialmente ZEPA de la Red Natura

2000, y la no aplicación de medidas específicas para la conservación de la especie, como pueden ser la aprobación y ejecución de planes de recuperación o de conservación, son factores indirectos que afectan a la viabilidad futura de las poblaciones de urogallo. También hay que destacar la falta de actualización, aprobación y puesta en marcha de una Estrategia Estatal para la Conservación del Urogallo en España, ya que las existentes debieron ser revisadas hace años y están desactualizadas.

Aunque se trata de una especie que lleva más de veinte años catalogada como "En Peligro de Extinción" en varias comunidades autónomas, sigue sin contar con los preceptivos planes de recuperación aprobados y en algunas regiones se ha extinguido sin que se haya tomado ni una sola medida de conservación al respecto.

Existe una evidente falta de regulación con respecto a las densidades de especies competidoras, especialmente de ungulados en algunas zonas de Pirineos o la cordillera Cantábrica. Tampoco se regula de manera eficaz el desarrollo de actividades lúdico-deportivas en las áreas más sensibles -cantaderos, zonas de invernada y cría- para la especie o el acceso público a dichas zonas. La gestión forestal que realizan las Administraciones debería introducir o aplicar de criterios de gestión forestal que aumenten la capacidad de acogida del hábitat para el urogallo y evitar el uso de las zonas más sensibles.

Por último, las actuaciones de control y eliminación de los grandes carnívoros llevadas a cabo por la Administración en algunos territorios, ha hecho que aumenten las poblaciones de mesocarnívoros, potencialmente depredadores del urogallo.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Revisar la catalogación de las poblaciones pirenaicas de la especie, actualmente catalogada como "Vulnerable", y declararlas "En Peligro de Extinción", de manera que a nivel específico contara con la máxima categoría de protección en el catálogo estatal. Con esta revisión se desencadenarían los mecanismos establecidos en las leyes de protección de la biodiversidad, obligando a la elaboración de planes autonómicos de recuperación, a la actualización y aprobación de las estrategias para la conservación del urogallo en España a nivel estatal y a la liberación de fondos para su ejecución.

- ✔ Elaboración y aprobación de los preceptivos planes de recuperación o conservación en las CCAA con presencia de la especie, así como la declaración de sus correspondientes áreas críticas.

- ✔ Incorporación de medidas de conservación en otro tipo de políticas sectoriales, como por ejemplo en los instrumentos de gestión y planes de gestión de los espacios protegidos con presencia de la especie.

- ✔ Protección integral del área de distribución del urogallo y desarrollo de planes o instrumentos de gestión espacios protegidos que alberguen poblaciones de la especie.

- ✔ Desarrollo de actuaciones de custodia del territorio en aquellos montes de titularidad pública o privada situados en zonas donde habitan los últimos ejemplares de urogallo para la realización de actuaciones encaminadas a la conservación y puesta en valor de la especie.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Berna: Anexos II y III. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I.	Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011): En Peligro de Extinción (subsp. cantabricus) y VULNERABLE (subsp. aquitanicus). Declaración de especie en situación crítica: Orden TEC/1078/2018, de 28 de septiembre, por la que se declara la situación crítica de Cistus heterophyllus carthaginensis, Lanius minor, Margaritifera auricularia, Marmaronetta angustirostris, Mustela lutreola, Pinna nobilis y Tetrao urogallus cantabricus en España, y se declaran de interés general las obras y proyectos encaminados a la recuperación de dichos taxones. Estrategia para la conservación del urogallo cantábrico (tetrao urogallus cantabricus) en españa. 2004 (Caducada-2010). Estrategia para la conservación del urogallo pirenaico (tetrao urogallus aquitanicus) en españa. 2005 (Caducada-2015). Proyecto life+ 09 nat/es/000513 “programa de acciones urgentes para la conservación del urogallo (tetrao urogallus cantabricus) y su hábitat en la cordillera cantábrica” (2010-2015). Acciones urgentes in situ para la recuperación de especies declaradas en situación crítica: urogallo cantábrico (2018-2021). Grupo de trabajo urogallo cantábrico en situación crítica (MITECO, Asturias, Castilla y León): censo genético población cantábrica, seguimiento de las poblaciones (éxito reproductor, radiomarcaje), captura y extracción de depredadores, construcción nuevo centro de cría.

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Aragón	SENSIBLE A LA ALTERACIÓN DE SU HÁBITAT	Decreto 300/2015, de 4 de noviembre, del Gobierno de Aragón, por el que se establece un régimen de protección para el urogallo y se aprueba su Plan de conservación del hábitat. Decreto 185/2018, de 23 de octubre, del Gobierno de Aragón, por el que se modifica parcialmente el Decreto 300/2015, de 4 de noviembre, del Gobierno de Aragón, por el que se establece un régimen de protección para el urogallo y se aprueba su Plan de conservación del hábitat.
Asturias	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Decreto 36/2003, de 14 de mayo, publicado en el BOPA de 30 de mayo de 2003, por el que se aprueba el Plan de Conservación del Hábitat del Urogallo (Tetrao urogallus) en el Principado de Asturias (ANULADO) Centro de Cría en Cautividad: sin resultados
Cantabria	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Decreto 52/2014, de 18 de septiembre, por el que se aprueba el Plan de Recuperación del Urogallo Cantábrico (Tetrao urogallus cantabricus)
Castilla y León	No catalogada	Decreto 4/2009, de 15 de enero, por el que se aprueba el Plan de Recuperación del Urogallo Cantábrico (Tetrao urogallus cantabricus) y se dictan medidas para su protección en la Comunidad de Castilla y León Construcción de Centro de Cría en Cautividad
Cataluña	Solicitada catalogación como “En Peligro Extinción” (pendiente de aprobación)	Ninguno
Galicia	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Ninguno
Navarra	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Ninguno

OTRAS MEDIDAS

La mayor parte de las Administraciones están actualmente desarrollando, en mayor o menor medida, algún tipo de censo o estimación de las poblaciones de la especie, así como programas de seguimiento, sensibilización o mitigación de las amenazas que afectan al urogallo. Y aunque todavía es pronto para poder evaluar los resultados de las actuaciones llevadas a cabo por las comunidades autónomas y el Ministerio, y lamentablemente se ha tardado mucho tiempo en reaccionar -por mucho que las ONG vinieran denunciando el grave riesgo de extinción de la especie-, es importante que los organismos públicos sigan trabajando en esa línea para revertir la situación.

Actuaciones de gestión forestal:

- ✔ Determinar las masas forestales cuya preservación en buen estado de conservación es crítica para el mantenimiento de la conectividad entre los individuos y núcleos poblacionales del urogallo. Identificar las zonas forestales prioritarias para el mantenimiento del hábitat actual y futuro de la especie y realizar actuaciones de restauración para garantizar la conectividad de las masas forestales en el caso de que exista una fragmentación o deterioro del bosque.

- ✔ Prohibición de la realización de trabajos forestales en los montes donde habitan los últimos ejemplares de urogallo, especialmente durante las épocas de celo, reproducción e invernada de la especie.

- ✔ Prohibición de las explotaciones forestales basadas en el cultivo de especies exóticas en los montes donde habitan los últimos ejemplares de urogallo, así como en las zonas de posible expansión.

Gestión de las actividades agroganaderas:

- ✔ En los montes donde habitan los últimos ejemplares de urogallo, se deberá ajustar la carga ganadera a valores adecuados que garanticen la conservación su, se deberían retirar todos los vallados de uso ganadero en desuso y sustituir los vallados peligrosos en uso por cercados no peligrosos o correctamente señalizados y se debería restaurar la cubierta vegetal arbórea y arbustiva de las zonas que hayan sufrido sobrepastoreo.

- ✔ Inclusión en los planes de desarrollo rural autonómicos, de medidas para el pago de ayudas por la conservación del urogallo mediante la realización de buenas prácticas agrícolas o ganaderas.

Gestión de las actividades cinegéticas:

- ✔ En los montes en zonas donde habitan los últimos ejemplares de urogallo se deberían restringir las actividades cinegéticas comerciales y no se deberían autorizar actividades cinegéticas en las zonas de invernada o durante la época reproductora de la especie. Las batidas o monterías que impliquen el uso de grandes realas de perros no se deberían autorizar en las áreas críticas para la especie.

- ✔ Retirada de cualquier tipo de vallado cinegético, tanto en los montes en zonas donde habitan los últimos ejemplares de urogallo, como en las zonas de posible expansión.

- ✔ Evaluar la posibilidad de destinar partidas presupuestarias que contemplen la compensación económica para los titulares de los cotos e intereses cinegéticos por el cese o restricción de la actividad.

Eliminación o mitigación de las causas de mortalidad directa:

- ✔ Soterramiento o desvío de líneas eléctricas y telefónicas que cruzan los territorios donde habita actualmente el urogallo.

- ✔ En las zonas de presencia actual o potencial de urogallo, prohibición de desarrollo e implantación de centrales eólicas y de sus infraestructuras asociadas, así como la creación de estaciones de esquí o ampliación de las existentes.

- ✔ Retirada de los vallados de uso ganadero de los territorios donde habita actualmente el urogallo. En aquellos casos en que sean imprescindibles para garantizar la labor de las actividades ganaderas, bien por considerarlos importantes para garantizar la seguridad vial, bien por resultar en algunas zonas imprescindibles para el manejo de las reses, estos vallados deberán ser completamente seguros para las aves.

- ✔ Aumento de la labor inspectora, dotando de mayor presencia de agentes del medio natural y de agentes del SEPRONA en las áreas críticas, así como de las sanciones relacionadas con los incumplimientos derivados del régimen de infracciones en torno a la vulneración de la legislación de protección del urogallo.

Eliminación o mitigación de molestias humanas:

- ✔ Restricciones a la circulación de vehículos a motor en aquellas pistas que discurren por los montes donde habitan las últimas poblaciones de urogallo, autorizando únicamente aquellos vehículos que cuenten con una autorización excepcional de titulares de aprovechamientos compatibles con la conservación del urogallo.

- ✔ Regulación de las actividades de senderismo, cicloturismo o carreras de montaña en los montes donde habitan las últimas poblaciones de urogallo, así como de cualquier otra actividad relacionada con el ocio y el turismo de naturaleza que suponga la circulación de personas en estas zonas.

Medidas de Investigación y seguimiento de la población y del hábitat:

- ✔ Realización de censos anuales mediante métodos no invasivos, que tengan en cuenta la posible individualización genética de los individuos, y otros parámetros como el sexo o la edad cuando sea posible.

- ✔ Estudios de la tasa reproductora y productividad de las hembras, así como de la tasa de supervivencia de los pollos, el seguimiento del reclutamiento y de las causas de mortalidad de las crías. Desarrollo de un análisis de viabilidad poblacional para este taxón, para evaluar la probabilidad de extinción de la especie en los próximos 20 años y poder contar con este parámetro.

- ✔ Estudios de mejora del conocimiento biológico de la especie: dieta, competidores, depredación, tasas reproductivas, tasas y causas de mortalidad, etc. Así como de la ecología espacial de la especie: mediante el radioseguimiento y marcaje de individuos, analizando los movimientos y uso del espacio, así como las áreas de reproducción, alimentación o descanso, tanto de machos como de hembras, con especial relevancia del estudio de los movimientos estacionales y las capacidades de dispersión de este taxón.

- ✔ Estudios genéticos: problemas de endogamia, erosión genética, similitudes y origen de las poblaciones, individualización de individuos, parentesco genético entre poblaciones ibéricas y con otras poblaciones europeas.

- ✔ Estudios sobre el hábitat y la distribución potencial. Desarrollo de una cartografía con mapas de idoneidad

del hábitat, para permitir el establecimiento de corredores biológicos de hábitats específicos y beneficiosos para la especie que conecten las zonas actuales donde se asientan los últimos núcleos poblacionales con áreas potenciales de colonización.

- ✔ Estudios para evaluar la necesidad y viabilidad de realizar posibles actuaciones de refuerzo poblacional o traslocación mediante la incorporación de individuos procedentes de otras poblaciones ibéricas o mediante la cría en cautividad con individuos cantábricos cruzados con ejemplares de otra procedencia, pero de la máxima compatibilidad y parentesco genético. Sería necesario realizar un análisis previo de la variabilidad genética de las distintas subespecies de Tetrao urogallus y comparación con la subespecie Tetrao urogallus subsp. cantabricus en el contexto de un posible reforzamiento de la población cantábrica.

- ✔ Estudio de los factores que podrían llegar a influir en el comportamiento reproductor: el aislamiento de las poblaciones de urogallo en el rango de distribución europeo ha conllevado una diferenciación genética de las poblaciones que podría traducirse en diferentes comportamientos reproductivos especialmente en los cantos de celo. No considerar este factor podría afectar al éxito del reforzamiento de la población del urogallo cantábrico con individuos de otras partes de la distribución paleártica.

Medidas de comunicación, sensibilización y divulgación ambiental:

- ✔ Es imprescindible explicar in situ a la ciudadanía, y especialmente a los pobladores de los municipios directamente implicados o afectados, todas las medidas a desarrollar en las zonas donde habitan los últimos individuos de urogallo, así como las restricciones o limitaciones a las que pueden estar sujetos, y las posibles compensaciones a las que pueden tener acceso derivadas de los ceses o restricciones de actividad.

- ✔ Hay que aportar información focalizada y detallada a cada uno de los sectores claves o agentes implicados: Ayuntamientos, pobladores, propietarios de fincas, empresas, colectivos cinegéticos, colectivos ganaderos, asociaciones y federaciones deportivas, sector forestal, etc.

- ✔ Actuaciones de educación ambiental en centros educativos de los municipios con presencia de las últimas poblaciones de urogallo, para sensibilizar, informar a los más jóvenes sobre los problemas y los valores en torno a la conservación del urogallo.

- ✔ Desarrollo de campañas de comunicación que promuevan la puesta en valor del urogallo como patrimonio natural de toda la ciudadanía, además de señalar las amenazas que viene sufriendo, lanzando mensajes que destaquen la importancia del urogallo como especie “paraguas” y emblemática, para garantizar la conservación de los bosques maduros y de todas las especies asociadas a los bosques montanos y sus problemas de conservación. Para la ejecución de esta medida es imprescindible la realización de campañas de difusión en medios de comunicación regionales y locales, conferencias, debates, cursos, talleres y exposiciones en los municipios interesados.

EN PELIGRO CRÍTICO
CR [B1ab(i,iii,iv,v), B2ab(ii,iii,iv,v); D]

ZARAPITO REAL

Numenius arquata



Becut; Mazarico real; Kurlinka handia; Maçarico real; Eurasian Curlew; Curlis cendré

Autores: **Jesús Domínguez y María Vidal**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2017)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
NT	VU	NT	-	EN	CR

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

La población nidificante española ocupa, en el norte de España, prados de siega -utilizados fundamentalmente como zonas de alimentación- y brezales-tojales de poca altura junto a espacios de suelo descubierto, próximos a zonas de turberas, rodeados por prados de siega y campos de cultivo (Domínguez y Vidal, 2009). La actual zona de ubicación de nidos es un área de landa y matorral, cercana a 300 ha -perteneciente al Ministerio de Defensa-, en la que predomina el matorral de bajo porte (< 30 cm) de *Erica* sp. y *Calluna vulgaris* alternando con zonas de *Ulex* sp. cerrado y de altura elevada -de 1 a 1,5 m-. En la tipología CORINE, esta zona se define como de landas y matorrales templado-oceánicos. También se encuentran pequeñas extensiones de turbera, de notable interés por ser utilizadas por adultos y pollos a medida que progresa la primavera o se evidencia el estiaje (Domínguez y Vidal, 2013). Esta zona de landa es adyacente al aeródromo de Rozas -Lugo-, de acceso restringido y cerrada con malla cinegética desde el año 2016. Este cierre ha mantenido la permeabilidad necesaria para el tránsito de las familias reproductoras de la especie desde el matorral donde crían a los prados próximos.

No hay información acerca de las áreas utilizadas por la población española en periodo posreproductivo e invernada.

A los humedales españoles llegan tras el verano efectivos procedentes del centro y norte de Europa (de Juana y García, 2015). Las aves invernantes se dispersan por todo el territorio, aunque se encuentran sobre todo en las rías gallegas, marismas andaluzas atlánticas, humedales de la costa mediterránea y algunas zonas húmedas de Extremadura (Hortas, 2012).

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

En España, hasta la fecha sólo se ha puesto de manifiesto la reproducción en dos regiones: Asturias y Galicia. La información disponible permite definir dos periodos desde el inicio del siglo XX, anterior y posterior al año 1960. Con anterioridad a 1960 la población nidificante pudo estar constituida por un mínimo de 10 parejas, aparentemente todas localizadas en Galicia. Esta estimación se sustenta tanto en la extensión de humedales apropiados en las comarcas gallegas de Terra Chá -Lugo- y A Limia -Ourense-, como en los datos existentes para esta última zona (Villarino *et al*., 2017). En la comarca de A Limia la especie declinó tras la desecación de la laguna de Antela -acontecida a finales de la década de 1950- y desapareció como tal tras un último episodio de cría registrado en 1983, en el que se censaron de tres a cinco parejas en el municipio de Vilar de Barrio (Domínguez *et al.,* 1987).

La década de 1960 se caracteriza por la ausencia de información sobre la población española. En la década de 1970 el zarapito real fue reproductor habitual en Asturias (Noval y Cortés, 2000), con una población posiblemente no superior a cinco parejas, la cual desapareció definitivamente a finales de dicha década (García *et al.*, 2014). Respecto a Galicia, entre 1976 y 2007 la población anual mínima estimada osciló entre una y cinco parejas, aunque el tamaño real pudo ser mayor (Domínguez y Vidal., 2009, 2013; Domínguez y Vidal, datos propios). A mediados de la década de 1990 se estimaron, para el norte de España, de 6 a 12 parejas (Bednorz y Grant, 1997). En todo caso, tras el episodio de reproducción de A Limia de 1983, la población española quedó acantonada en la comarca de Terra Chá -Lugo-. Desde 2007 es monitorizada anualmente. En el periodo 1999-2020 ha estado comprendida entre tres y cinco parejas (Martínez *et al*., 2004; Domínguez y Vidal, 2009, 2013). Alcanzó un máximo de cinco parejas en 2014, disminuyendo a cuatro en el año 2015 y manteniéndose en tres parejas entre 2016 y 2020 (Domínguez y Vidal, datos propios).

La tendencia de la población invernante española, compuesta por ejemplares nidificantes del centro y norte de Europa (de Juana y García, 2015), fue de incremento moderado en el periodo 1991-2016 y estable en el periodo 2000-2016.

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se han aplicado las categorías de amenaza y sus criterios UICN para el conjunto de la población reproductora española, localizada en una única localidad de nidificación situada en el municipio de Castro de Rei -comarca de Terra Chá, Lugo-. La población nidificante está presente en el área de cría entre marzo y julio, desconociéndose hasta el momento las localidades empleadas en meses posreproductivos y de invernada.

A tenor del seguimiento anual efectuado en el periodo 2007-2020, en función de la distribución geográfica y tamaño poblacional, la población española, de acuerdo

con los criterios B1 (B1a y B1b), B2 (B2a y B2b) y D, se cataloga como “En Peligro Crítico”.

Criterio B1

La extensión de presencia (EOO), determinada en base a las observaciones más distantes desde la zona de nidificación, es de 24 km^2, inferior al umbral de 100 km^2 establecido para la categoría de “En Peligro Crítico”.

(a) Desde 2007 la población española está acantonada en una única localidad de cría, situada en Castro de Rei -Lugo-. En esta localidad se han registrado movimientos de hasta 12 km desde el área de nidificación -donde los adultos defienden los territorios y ubican sus nidos- a las zonas de alimentación (Domínguez y Vidal, datos propios).

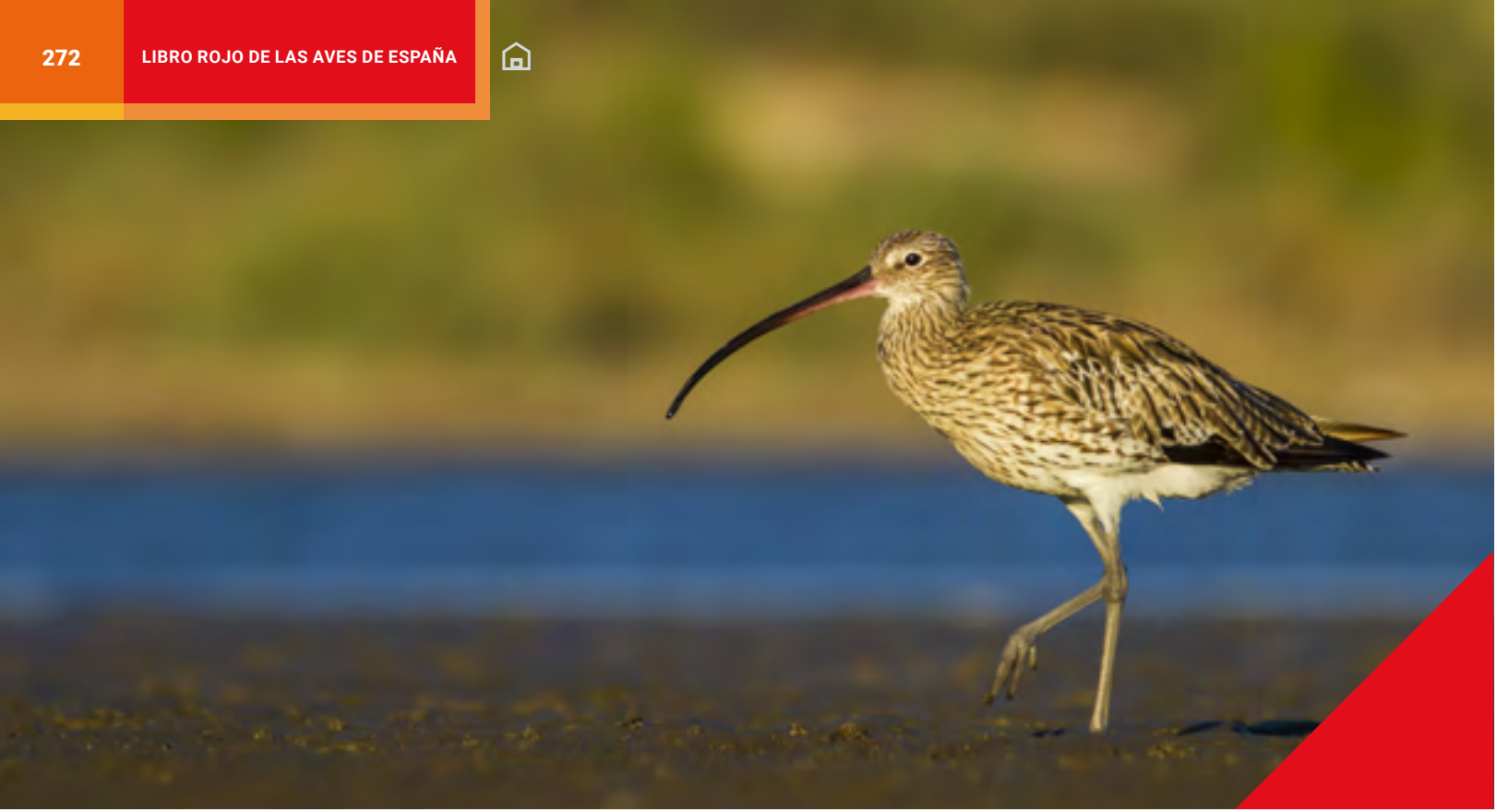
(b) Desde la década de 1980 se ha constatado una disminución de: *(i)* la extensión de presencia, con la desaparición de la subpoblación asturiana a finales de la década de 1970 (García *et al.*, 2014) y la desaparición de la subpoblación ubicada en la comarca de A Limia -Ourense- a mediados de la década de 1980 (Domínguez y Vidal, 2013); *(iii)* la extensión y calidad del hábitat, al menos en las comarcas de A Limia (Villarino *et al.*, 2017) y Terra Chá, habiéndose perdido en esta última, por repoblaciones forestales, zonas de landa cercanas a la actual de reproducción, donde nidificó en la década de 2000 (Domínguez y Vidal, 2013); *(iv)* número de subpoblaciones, ya que desde principios de la década de 1980 ha desaparecido la asturiana (García, 2014) y la situada en la comarca de A Limia -Ourense- (Domínguez y Vidal, 2013). En el caso de la comarca de Terra Chá, en el municipio de Cospeito han desaparecido localidades de nidificación utilizadas con anterioridad a 2007 (Martínez *et al.*, 2004; Domi nguez y Vidal, 2013); *(v)* número de individuos maduros, por desaparición de las subpoblaciones asturiana y de la comarca de A Limia. En la subpoblación de Terra Chá se ha constatado un declive reciente, con máximo de 10 individuos en 2014 y de seis desde 2016 a la actualidad (Domínguez y Vidal, datos propios).

Criterio B2

El área de ocupación (AOO) comprende la zona de defensa de los territorios, de ubicación de los nidos y el área de alimentación y crecimiento de los pollos. Esta área ocupa una superficie aproximada de 4,5 km^2, inferior al umbral de 10 km^2 establecido para la categoría de “En Peligro Crítico”.

(a) El área de ocupación en periodo reproductivo está restringida a una única localidad, que incluye tanto el área de ubicación de nidos y defensa territorial como los prados adyacentes, de uso habitual para la alimentación de adultos y pollos.

(b) Desde la década de 1980 se ha constatado una disminución de: *(ii)* área de ocupación, debido a la desaparición de las subpoblaciones asturiana, a finales de la década de 1970, y de la comarca de A Limia -Ourense-, a mediados de la década de 1980; *(iii)* la extensión y calidad del hábitat, tanto en la comarca de A Limia (Villarino *et al.*, 2017) como en la de Terra Chá, en esta última con pérdida de parches de landa donde nidificó en la década del 2000 (Domínguez y Vidal, 2013); *(iv)* número de subpoblaciones, con la desaparición de la asturiana y la de la comarca de A Limia; *(v)* número de individuos maduros, por desaparición de las subpoblaciones asturiana y de la comarca de A Limia. En la subpoblación de Terra Chá se ha constatado un declive reciente, con máximo de 10 individuos en 2014 y de seis desde 2016 a la actualidad.



© Sysasya photography-Shutterstock

Criterio D

El número de individuos maduros se ha mantenido, al menos para el periodo 1999-2020, muy por debajo del umbral de 50 ejemplares considerado para la categoría de “En Peligro Crítico”.

AMENAZAS

- **Prácticas agroganaderas y silvícolas**

Es probablemente el principal factor de amenaza para la población nidificante y se relaciona, fundamentalmente, con la modificación o el manejo inadecuado de áreas de matorral utilizadas por los efectivos reproductores, así como con la transformación de pastizales higrófilos y praderías en cultivos de maíz (*Zea mays*). Algunos de los parches de matorral ubicados en Terra Chá donde nidificó el zarapito real han sido repoblados con coníferas y eucaliptos. La disminución de la superficie de matorral, en beneficio de las repoblaciones forestales, se ha constatado en el conjunto de la comarca de Terra Chá y particularmente en los municipios de Cospeito y Castro de Rei entre 1956 y 2004 (Corbelle y Crecente, 2008). Además de la reforestación de zonas de nidificación, el desarrollo excesivo del tojo (*Ulex europaeus*) también constituye una amenaza ya que, sin manejo regular mediante cortas periódicas, el crecimiento del matorral expulsa a los adultos de áreas potenciales de nidificación. Desde 2007, en algunos años, una parte de los prados próximos al área de nidificación se han alternado con cultivos de maíz.

Uso de recursos biológicos

El área de landa y matorral de nidificación tiene praderías próximas de elevada importancia para la alimentación de adultos y campeo de familias. La fenología de recogida de la hierba está condicionada por la meteorología local, interaccionando así en distintos grados, según años, con la reproducción del zarapito real. Desde 2007 hay constancia de un episodio confirmado, y otro probable, de muerte de pollos por siega mecanizada. Con anterioridad a 2008 también se constató la pérdida de nidos ubicados en prados (Martínez, 1995). Además del riesgo de muerte directa por actuación de la segadora, esta tarea agrícola atrae a depredadores, como el milano negro (*Milvus migrans*) y el aguilucho cenizo (*Circus pygargus*), cuya actividad de caza en el entorno de ubicación de una familia incrementa el riesgo de captura de los pollos.

Perturbaciones y molestias humanas

La presencia humana en la zona de ubicación de nidos es prácticamente inexistente durante el periodo reproductivo. Se han registrado vuelos esporádicos de microdrones, que en una ocasión provocaron la salida de un

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Bonn: Apéndices II. Convenio de Berna: Anexo III. Convención sobre Especies Migratorias (CMS): Apéndices I y II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo II/B. International Single Species Action Plan for the Conservation of the Eurasian Curlew (Brown, 2015)	Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011): EN PELIGRO DE EXTINCIÓN (población reproductora Galicia). Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011): Incluido (resto de la población).

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	Listado Andaluz de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial	Ninguno
Asturias	VULNERABLE	Plan de Conservación del Zarapito real en el Principado de Asturias (Decreto 103/2002)
Baleares	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Castilla-La Mancha	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Extremadura	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Galicia	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	En desarrollo medidas de manejo del hábitat y de la especie

ESPACIOS DE INTERÉS
IBA 472-Terra Chá.

adulto incubante. En todo caso, esta especie es altamente tolerante a la actividad aeronáutica existente hasta la fecha en el aeródromo de Rozas (Domínguez y Vidal, datos propios).

Los prados donde se alimentan adultos y, en su caso, familias reproductoras, se caracterizan por una escasa presencia de personas. El uso humano está limitado a labores agrícolas, consistentes esencialmente en el aporte de purines o en la siega.

Modificaciones del sistema natural

Las áreas de matorral son susceptibles de sufrir incendios en primavera y verano, con consecuencias potencialmente negativas para la fauna que en ellas se reproduce. En el área de nidificación, en los últimos nueve años, sólo se produjo un pequeño incendio que no tuvo incidencia en la población nidificante.

El desarrollo de un polo aeroespacial vinculado al aeródromo de Rozas supuso el cierre del área de cría en 2016, mediante el empleo de malla cinegética y la construcción de dos nuevos hangares adyacentes a los ya existentes. Hasta la fecha no ha habido cambios significativos en las características del área de landa y matorral vital para el mantenimiento de esta población. En todo caso, dados los requerimientos de la especie, la viabilidad del núcleo reproductivo se vería gravemente comprometida si fuesen creadas nuevas infraestructuras que supusieran pérdida de hábitat o alteración de su calidad.

Contaminación

Durante la permanencia en el área de reproducción, los adultos y pollos utilizan prados con aportes frecuentes de purines o productos fitosanitarios, aunque por el momento no hay información sobre la posible incidencia de estos en las aves.

Cambio climático y clima severo

A nivel europeo un modelo hecho para el zarapito real predijo, para finales del siglo XXI, una reducción de aproximadamente un 40 % en el área de distribución y su desplazamiento en sentido noreste (Huntley *et al.*, 2007). Un estudio correlacional en la población nidificante británica evidenció una relación positiva de la abundancia y cambio poblacional con menores temperaturas y mayores precipitaciones estivales (Franks *et al.*, 2017). Desafortunadamente, para Galicia hay constancia de un incremento en la temperatura media anual en el periodo 1973-2004 y un cambio en la distribución de la precipitación a lo largo del año (Taboada *et al.*, 2006).

Otras amenazas

Los datos disponibles para la población española revelan una importante mortalidad en nido, con especial incidencia de depredadores de actividad nocturna -muy probablemente mamíferos (Domínguez y Vidal, 2013)- y una elevada mortalidad de pollos, lo que en conjunto explica la reducida productividad de esta población (Domínguez y Vidal, 2013).

En años recientes se ha registrado la muerte de un macho adulto por predación. El riesgo asociado al posible choque de ejemplares en vuelo con la valla que cierra el área de nidificación se ha minimizado mediante la instalación de balizas salvapájaros.

A nivel europeo se ha señalado el riesgo de que la ausencia de reclutamiento lleve a un envejecimiento progresivo de la edad media de los ejemplares, con incidencia en el éxito reproductivo (Taylor y Dodd, 2013). En este sentido, en la población española en el periodo 2012-2017 el 11 % de los huevos fueron infértiles (Domínguez y Vidal, datos propios), lo que podría relacionarse con un fenómeno de senescencia.

Factores de riesgo asociados al reducido tamaño poblacional son la estocasticidad demográfica, cambios azarosos en el sex-ratio y dificultad para formar pareja -el "efecto Allee"- (Lande, 2002). En 2016 pudo constatarse la presencia de un macho flotante que aparentemente no consiguió formar pareja, y en 2017 otro ejemplar posiblemente presentó el mismo problema (Domínguez y Vidal, datos propios). En este sentido, la elevada filopatría de la especie y el aislamiento respecto a las poblaciones nidificantes más próximas a la española -localizadas en el sur de Francia (Issa y Muller, 2015)- incidirían en la magnificación de este riesgo.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

✔ Aprobación del plan de recuperación en la comunidad autónoma de Galicia.

✔ Mantenimiento de una adecuada calidad estructural del hábitat -landa y matorral bajo con ausencia de estrato arbóreo- en el área actual de nidificación.

✔ Mantenimiento y gestión adecuada de prados vitales para la alimentación de adultos y pollos.

✔ Recuperación de parches de matorral adecuados para la nidificación en un entorno próximo al área de cría actual.

✔ Extracción de depredadores generalistas, jabalí (*Sus scrofa*) y zorro (*Vulpes vulpes*), en el área de nidificación.

✔ Programa de conservación *ex situ* -incubación artificial de puestas, desarrollo de pollos en cautividad y posterior translocación en el área de nidificación actual-.

✔ Declaración como ZEPA de la IBA 472-Terra Chá.

✔ Seguimiento de la evolución de la población, incluyendo el estudio de los movimientos en periodo posreproductivo e invernada mediante telemetría satelital.

✔ Restauración ecológica de las antiguas zonas de reproducción en A Limia -Ourense-, para propiciar la expansión hacia otras zonas potenciales de reproducción.

EN

EN PELIGRO





© Aaltair-Shutterstock

EN PELIGRO
EN [D]

AGACHADIZA COMÚN

Gallinago gallinago

Becadell comú; Arceúcha común; Istingor arrunta; Narceja-comum; Common Snipe; Bécassine des marais



Autor: **Miguel Lorenzo**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2019)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	VU	NE	EN	EN

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

El área de distribución de la agachadiza común como reproductora en España se restringe a determinados enclaves del sistema Central -Ávila- y del sur de la provincia de Ourense, mostrando un área de ocupación inferior a los 500 km^2, atendiendo a la información disponible más reciente (Lorenzo y Planelles, 2010; 2015). No obstante, es posible la presencia esporádica de parejas reproductoras fuera de estos ámbitos geográficos.

Durante el periodo reproductor esta especie ocupa principalmente enclaves localizados entre los 850 y los 1.900 m de altitud en hábitats con elevada y persistente humedad edáfica, dominados por comunidades herbáceas, en ocasiones intercaladas con elementos arbustivos y con reducida cobertura arbórea (Lorenzo y Planelles, 2010). Se trata de pastos perennes mesofíticos entre los que se incluyen prados de siega cercados y prados juncales higrófilos sometidos a siega o al diente del ganado, así como áreas turbosas -turberas elevadas y tremedales- y paraturbosas que se enmarcan en un sistema agrario no intensivo. En estos hábitats la agachadiza común encuentra refugio y sustratos blandos con buena penetrabilidad para mantener una dieta a base de invertebrados, principalmente lombrices y dípteros (Green, 1990; Hoodless *et al.*, 2007).

Los prados y pastizales naturales conforman un conjunto de hábitats diversos y que pueden considerarse claves para la conservación de la agachadiza común. Además, estos sistemas son importantes para el mantenimiento de la ganadería extensiva que recurre a los pastos para su alimentación y contribuye a su preservación, cuando dicha gestión se realiza en determinadas condiciones y con un manejo adecuado.

Las condiciones ambientales que inciden sobre la situación del hábitat de nidificación de la agachadiza común pueden influir decisivamente en el inicio de la temporada de cría. Niveles elevados de inundación, debido a lluvias abundantes o la innivación en enclaves a mayor altitud, pueden reducir la disponibilidad de hábitat adecuado y retrasar la nidificación (Green, 1988), mientras que una situación opuesta puede producir un adelanto.

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

El censo español de 2009 estableció una población nidificante comprendida entre 69 y 118 parejas (Lorenzo y Planelles, 2010), adjudicando de 60 a 105 parejas al sistema Central -Ávila- y de 9 a 13 parejas a los enclaves de la provincia de Ourense. La información más precisa relativa al período 2010-2021 recoge una población reproductora en torno a las 90 o 120 parejas en el sistema Central abulense, y de 12 a 19 parejas en Ourense (Lorenzo y Planelles, 2015; Lorenzo, M., dat. ined.).

Los escasos datos existentes en los últimos 20 años son claramente insuficientes para definir la tendencia de la población reproductora en España. Los datos disponibles sugieren una cierta estabilidad en los últimos años, teniendo en cuenta que resulta complejo valorar si los resultados obtenidos son consecuencia de la reducida densidad y la baja detectabilidad de la especie, o de la ausencia real de la misma en los lugares prospectados, así como de las posibles fluctuaciones anuales.

El hábitat que ocupa la especie durante el periodo reproductor en el sistema Central parece mantener una situación de estabilidad más allá de los últimos 20 años, al contar con un uso ganadero con arraigada tradición en la zona. Esto podría sugerir una cierta estabilidad en la población reproductora al contar al menos con hábitat suficiente. En el caso de las pocas localidades del sur de la provincia de Ourense donde se reproduce la especie, se puede inferir una tendencia al declive al constatarse durante la última década un continuo deterioro de la calidad del hábitat y un paulatino abandono de la especie como nidificante en determinados enclaves.

La situación de las poblaciones europeas más próximas a la española muestra tendencias preocupantes y presentan escasos efectivos, con menos de 50 individuos maduros en Francia, con un claro declive en la última década (Mnhn *et al*., 2020) y con tres o cuatro parejas en Portugal continental en 2010 (Rodrigues *et al*., 2013).

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

El comportamiento singular que esta especie exhibe en general y particularmente durante el período reproductor, incide de forma decisiva en su baja detectabilidad en los enclaves donde cría. Este aspecto, añadido a la baja densidad que en general presenta en las zonas con hábitat adecuado durante el período reproductor, dificulta establecer con la precisión necesaria el tamaño poblacional y complica todavía más si cabe la evaluación del riesgo de extinción de la agachadiza común como reproductora en España.

El anterior *Libro Rojo de las Aves de España* estimaba una población reproductora de 50 a 75 parejas, distribuidas en los dos núcleos reproductores conocidos de Ourense y Ávila, si bien no se descartaba que el sistema Central abulense pudiera albergar una población mayor (Salvadores *et al*., 2004).

Las dos áreas, orensana y abulense, donde actualmente la especie se reproduce con cierta regularidad en la actualidad presentan tamaños poblacionales y una extensión de hábitat adecuado diferentes. En el caso orensano, la población reproductora es inferior a 12-19 parejas y el hábitat adecuado se está reduciendo en los últimos 10 años, manteniendo un número reducido de zonas donde cría. A la vista de la información obtenida en los últimos años, la población reproductora en el sistema Central se podría situar en torno a las 90-120 parejas en el mejor de los casos, si bien la información disponible todavía es insuficiente como para asegurar la regularidad y simultaneidad de las parejas/territorios año tras año. En este caso, la extensión del hábitat adecuado es considerablemente mayor que en el caso orensano, con una distribución mucho más amplia, y una mayor variedad y número de zonas disponibles.

Criterio D

Como especie reproductora su tamaño poblacional es sin duda reducido, por ello hay que evaluar su riesgo de extinción con base en esta variable. En la actualidad, la información disponible conduce a establecer una población reproductora compuesta por un número no superior a 250 individuos adultos reproductores. En consecuencia, esta especie como reproductora cumpliría los criterios para ser catalogada como “En Peligro”, de acuerdo con el Criterio D.

AMENAZAS

- **Abandono y disminución de prácticas agrarias tradicionales**

Los pastizales húmedos incluyen un conjunto de hábitats naturales o seminaturales, situados a una altitud media o baja que aparecen en fondos de valle, enclaves con drenaje lento, márgenes de ríos y arroyos. Dentro de este tipo de hábitats destacan los prados de siega mesofíticos, de origen antrópico, y los prados juncales sobre suelos con freatismo permanente dominados por vegetación de *Molinia caerulea*. Este tipo de hábitats se encuentra frecuentemente sometido a un manejo con fines ganaderos como siegas o aprovechamiento pecuario de diente. El despoblamiento rural y los cambios en la gestión del territorio inciden particularmente sobre las áreas de montaña y zonas húmedas (García de la Fuente *et al*., 2017), donde las prácticas agrarias tradicionales se pierden. El abandono del aprovechamiento puede dar lugar a una sucesión natural dinámica en la que estos hábitats evolucionen hacia etapas con una mayor cobertura arbórea (*Betula* sp., *Salix* sp.), siendo una grave amenaza para su conservación y la de sus especies asociadas.

En Galicia este proceso no es reciente, pero la disminución del uso del fuego como herramienta de control de la vegetación en determinados enclaves ha acelerado el proceso en la última década. En la actualidad esta es la principal amenaza sobre el hábitat de la agachadiza común en Galicia y, aunque también se ha observado en lugares de la sierra de Ávila a lo largo del período 2009-2019 (Lorenzo, M., dat. ined.), no parece tener la misma trascendencia en el núcleo poblacional del sistema Central.

Intensificación del pastoreo doméstico

El sobrepastoreo producido por elevadas cargas ganaderas reduce excesivamente o elimina la cobertura herbácea, resultando inadecuado para los requerimientos de hábitat de nidificación de la agachadiza común. Por otro lado, el excesivo trasiego y pisoteo por el ganado puede llegar a tener un efecto grave sobre los nidos de agachadiza común (Green, 1988).

Esta presión sobre los núcleos reproductores no se produce en Galicia en la actualidad, pero sí en el sistema Central, particularmente en el eje sierra de Piedrahita-Villafranca, vegazo del Alberche y sierra de la Paramera, donde la presencia de ganado vacuno en extensivo es importante durante el período reproductivo de la agachadiza común. En estos lugares, una parte significativa de los territorios de las parejas reproductoras se localizan en el interior de prados de siega cercados donde el acceso al ganado se encuentra restringido (Lorenzo, M., dat. ined.).

Alteraciones hidrológicas

La agachadiza común es una limícola altamente exigente en relación con las características del hábitat de nidificación, muy sensible al drenaje o la alteración del régimen hídrico (Smith, 1983). Requiere un hábitat con sustratos blandos ricos en materia orgánica, saturados en agua, que posibiliten la captura de presas mediante sondeos en el sustrato de su largo y sensible pico (Green *et al.*, 1990).

En las zonas de reproducción, es especialmente sensible a las condiciones de humedad y penetrabilidad del sustrato. Las modificaciones de la dinámica hidrológica en medios turbosos por la realización de drenajes,



© Tomas Cik-Shutterstock

cualquier modificación o desuso del sistema tradicional de riego en los prados de siega cercados -sometidos a riego estacional por medio de un entramado de canales-, o cualquier actividad o uso que implique una disminución y desaparición de la humedad edáfica en las áreas de nidificación, podría influir negativamente en las condiciones del hábitat.

Cambio climático

Las aves limícolas son especialmente sensibles a este proceso, debido a que una mayoría se reproduce en latitudes medias y altas del hemisferio norte y a sus requerimientos ecológicos (Galbraith *et al*., 2014). Los efectos del cambio climático en estas especies pueden manifestarse en cambios en sus áreas de distribución, fenología migratoria y de reproducción, demografía, biología reproductiva y disponibilidad de presas, entre otras causas (Crick, 2004; Pearce-Higgins *et al*., 2010). El cambio climático altera los hábitats de las limícolas

propias de pastos herbáceos, favoreciendo condiciones más termófilas y xerofíticas que penalizan a las especies adaptadas a un clima más frío y húmedo. Además, intensifica las perturbaciones estacionales y la frecuencia de eventos extremos como los incendios. Por otro lado, los cambios en la temperatura del suelo y los niveles de humedad pueden afectar a la abundancia o composición de la fauna edáfica (Leyrer *et al*., 2017).

La manera en que el cambio climático podría alterar la distribución potencial de nidificación de la agachadiza común puede inferirse tras ver la proyección de su distribución para finales del siglo XXI en función del clima, que sugiere un fuerte desplazamiento de su área de distribución hacia el norte, desapareciendo de Europa meridional y gran parte de Europa central, y quedando esencialmente localizada al norte del paralelo 51º (Huntley *et al*., 2007).

- **Falta de información científica**

La falta de información sobre aspectos esenciales de la biología de la especie en los dos núcleos reproductores existentes, como son la identificación de causas de mortalidad en nido y de pollos, y los movimientos de ejemplares durante todo el ciclo anual -particularmente en período reproductivo- constituye un factor adicional de incertidumbre que dificulta la definición de estrategias específicas de gestión destinadas a mejorar las posibilidades de supervivencia de ambos núcleos poblacionales a medio-largo plazo.

- **Inacción de las Administraciones públicas competentes**

La falta de interés en conservar la biodiversidad que se encuentra amenazada mediante las herramientas actualmente disponibles -ya sea por medio de la designación de áreas protegidas, especialmente lugares Natura 2000, o mediante la aplicación de medidas específicas para su protección, como pueden ser la aprobación y ejecución de planes de recuperación- es un factor indirecto que evidentemente puede afectar a la viabilidad futura de las poblaciones de agachadiza común.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

En el escenario actual ya resulta imprescindible y urgente abordar medidas de conservación del hábitat de reproducción de la especie que implicarían el incremento de la disponibilidad del hábitat y la mejora de la idoneidad según los requerimientos de esta limícola.

- ✔ Incluir una representación de las zonas de cría de la especie en la red de áreas protegidas. Sería aconsejable su inclusión en la Red Natura 2000 bajo la categoría de Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA). En el caso de Galicia se deberían incluir todas las zonas de cría conocidas en la actualidad. La designación de ZEPA puede jugar un papel importante en la conservación de limícolas amenazadas (Leyrer *et al*., 2017) y la agachadiza común se incluye en el criterio del artículo 4.2 de la Directiva Aves (2009/147/CE). Por otro lado, las medidas de conservación adoptadas para la recuperación de limícolas reproductoras resultan más efectivas si se realizan en territorios amparados por áreas protegidas como Natura 2000 (Smart *et al*., 2014). Esto facilitaría el uso de fondos europeos para ayudas específicas de cara al mantenimiento de hábitats como los prados de siega (Reiné *et al*., 2019).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Bonn: Apéndice II. Convenio de Berna: Anexo III. Convención sobre Especies Migratorias (CMS): Apéndice II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexos II y III.	Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011): No incluida, ni catalogada.

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES Y PROGRAMAS
Castilla y León	No catalogada	Ninguno
Galicia	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Ninguno

Se trata de una especie considerada como cinegética en la mayor parte de las comunidades autónomas donde está presente como invernante.

OTRAS MEDIDAS

En Galicia, la agachadiza común está catalogada como "En Peligro de Extinción" desde 2007 (Decreto 88/2007, de 19 de abril, por el que se regula el Catálogo Gallego de Especies Amenazadas), si bien todavía no se ha adoptado el preceptivo plan de recuperación ni tampoco se han desarrollado medidas de conservación concretas sobre la especie o su hábitat. Desde la temporada cinegética 2016/2017, la resolución por la que se determinan las épocas hábiles de caza en Galicia recoge una relación de 11 municipios donde la caza de la agachadiza común está prohibida, al incluir áreas donde es posible la presencia de individuos maduros residentes.

- ✔ Incluir las zonas de cría caracterizadas como humedal en el *Inventario Español de Zonas Húmedas*. La inclusión en este inventario implicaría que el correspondiente plan hidrológico las incluya en el registro de zonas protegidas, con el compromiso de implementar un control adicional del estado de las aguas por medio de un programa de seguimiento y de medidas específicas para cumplir los objetivos de estas áreas protegidas.

- ✔ Respecto a los pastos permanentes medioambientalmente sensibles, habría que designar los hábitats herbáceos utilizados por la agachadiza común, prados juncales de *Molinia*, prados mesófilos de siega, turberas elevadas y tremedales, asimilables a los hábitats de interés comunitario 6410, 6510, 7110*, 7140, como pastos permanentes medioambientalmente sensibles al amparo del Reglamento (UE) nº 1307/2013 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 13 de diciembre de 2013 y del Real Decreto 1075/2014, de 19 de diciembre.

- ✔ Mantener o mejorar el grado de conservación de los hábitats utilizados por la agachadiza común durante el período reproductivo. Diseñar medidas de conservación adecuadas en las zonas de nidificación, desarrollando acciones proactivas que permitan alcanzar o mantener los requerimientos de hábitat de la especie. Los pastizales húmedos están frecuentemente sometidos a manejo con fines ganaderos como siegas

o aprovechamiento ganadero de diente, siendo una amenaza para su conservación tanto el abandono del aprovechamiento -que puede dar lugar a una sucesión natural dinámica- como el sobrepastoreo producido por elevadas cargas ganaderas. Por ello es importante:

- El fomento de la siega. El abandono de la siega tanto en prados cercados como en prados juncales de *Molinia* reduce considerablemente el hábitat de nidificación en determinadas zonas. Tanto el fomento del aprovechamiento por siega de los prados como la realización de acciones de manejo específicas mediante siega en lugares y época adecuada (Honton y Allcorn, 2006), causaría una mejora inmediata del hábitat de nidificación.

- El fomento del pastoreo. El pastoreo extensivo con una carga ganadera adecuada resulta un método esencial para el mantenimiento de los hábitats herbáceos bajo los requerimientos de hábitat de aves limícolas reproductoras (Leyrer *et al*., 2017).

- Un control de la extensión de la cobertura arbórea en prados y pastizales. El abandono de las prácticas tradicionales de manejo provoca que, por sucesión natural la cobertura arbórea de abedules y sauces (*Betula* sp., *Salix* sp.), se alcancen límites inadecuados para los requerimientos del hábitat de nidificación de esta especie propia de espacios abiertos con poca exposición al estrato arbóreo (Amar *et al*., 2011), así como otras limícolas de pastizales (Wilson *et al*., 2014).

✔ Mejorar los conocimientos relativos a la población nidificante y su hábitat con aplicación directa para la gestión. Las Administraciones públicas competentes deberán promover la obtención de la información imprescindible que tenga aplicación directa en la gestión de la especie y su hábitat. Se deberá paliar la falta de conocimiento en aspectos sobre la biología reproductiva, parámetros demográficos, selección de hábitat de nidificación, dieta y determinación de las áreas de estacionamiento en periodo posreproductivo y de invernada.

✔ Implementar un programa de seguimiento de la población nidificante y de su hábitat. Resulta imprescindible desarrollar un programa de seguimiento con el fin de detectar los cambios que se puedan producir en la población reproductora y su hábitat a lo largo del tiempo. Se desarrollará una metodología de seguimiento del grado de conservación de la especie, adoptando procedimientos que sirvan para determinar o detectar cambios reales en los parámetros que definen el estado de conservación de la población reproductora, incluyendo tamaño poblacional, calidad del hábitat y perspectivas futuras -presiones y amenazas-.

✔ Incrementar la concienciación sobre la importancia de conservar la población nidificante y su hábitat. Desarrollar programas y actividades de información o sensibilización a escala local, para comunicar el grado de conservación y el nivel de amenaza de la población reproductora de agachadiza común, dirigidos a los colectivos y actores relevantes. Diseñar códigos de buenas prácticas y materiales de información sobre métodos respetuosos con la agachadiza común y los hábitats que ocupa, asesorando a los agricultores, ganaderos y silvicultores sobre la adopción de buenas prácticas.

ÁGUILA IMPERIAL IBÉRICA

EN PELIGRO
EN [A2bc]
LIBRO ROJO

Aquila adalberti

Àguila imperial ibèrica; Aguila imperial ibèrica; Eguzki-arrano iberiarra; Águia-imperial-ibérica; Spanish imperial Eagle; Aigle ibérique



Autora: **Sara Cabezas-Díaz**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2019)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
VU	VU	VU	E	EN	EN

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

El área de distribución del águila imperial ibérica se localiza en la zona centro y en el cuadrante suroccidental de la península ibérica. Además, las incursiones de la especie en Marruecos son cada vez más frecuentes.

Tradicionalmente, las áreas de nidificación se localizaban en zonas de monte mediterráneo más o menos cerrado, pero en la actualidad la especie ha colonizado zonas más abiertas, adehesadas, de campiña y pseudoesteparias, donde selecciona árboles aislados en cauces de ríos o arroyos, y bosques isla para ubicar sus plataformas de nidificación. Normalmente las áreas de nueva colonización por ejemplares reproductores eran originalmente áreas de dispersión juvenil que mantienen abundantes poblaciones de conejo de monte.

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

De acuerdo con el censo oficial de 2017 recogido en la Estrategia de Conservación para el Águila Imperial Ibérica (MITECO, 2018) el número de territorios ocupados por la especie en España es de 520. La población reproductora española se distribuye en cinco comunidades autónomas: Castilla-La Mancha (Toledo, Ciudad Real, Guadalajara y Albacete), Andalucía (Jaén, Cádiz, Huelva, Sevilla y Granada), Castilla y León (Ávila, Segovia, Valladolid, Salamanca, Zamora y Burgos), Comunidad de Madrid y Extremadura (Cáceres y Badajoz). En Portugal se concentra en dos regiones, en el Baixo y Alto Alenteixo, y en la Beira Baixa. Las subpoblaciones de Madrid, Castilla y León y Castilla-La Mancha se han unificado y en la actualidad conforman una zona de presencia continua. En Andalucía, la

población sigue en expansión, localizándose el grueso de territorios en la provincia de Jaén.

El área de dispersión se ha ampliado notablemente, observándose inmaduros en muchas provincias de España donde antes su observación era rara, como por ejemplo Asturias o León, así como en la zona de Tras-os Montes -en Portugal- o en África, concretamente en Marruecos, Argelia, la región del Sahel, Senegal y Gambia. Es bien conocido que en la actualidad algunos adultos están establecidos en Marruecos, aunque no se ha constatado su reproducción (Comité científico técnico del águila imperial ibérica de la Junta de Andalucía).

En 2020, el 39 % de la población reproductora se localizaba en Castilla-La Mancha, el 22 % en Andalucía, el 18 % en Castilla y León, el 13 % en la Comunidad de Madrid y el 8 % en Extremadura (SEO/BirdLife, datos propios). Extremadura es la única comunidad autónoma donde se ha observado un declive del número de territorios reproductores durante la última década.

La evolución del tamaño de la población española muestra en la actualidad cierta estabilidad en el crecimiento de los mayores núcleos reproductores localizados en Andalucía, Castilla-La Mancha y Castilla y León. Por otra parte, en la Comunidad de Madrid la población ha alcanzado prácticamente su máxima capacidad de carga. Por último, en Extremadura la especie ha sufrido varias fluctuaciones en la última década, por lo que no ha experimentado un incremento neto significativo, así como tampoco se ha observado dicho incremento en Doñana y Cádiz.

Aunque la especie ha colonizado algunas provincias nuevas en Castilla y León, Castilla-La Mancha y Andalucía, el asentamiento de nuevas parejas reproductoras está sujeto a múltiples amenazas. En algunos casos la especie sufre el rechazo de los habitantes, lo que delata la necesidad de realizar campañas de concienciación y sensibilización a largo plazo en estos enclaves (Comité científico-técnico del águila imperial ibérica de la Junta de Andalucía). Por otra parte, existen muchos tendidos eléctricos peligrosos que no han sido corregidos en estas nuevas localizaciones, lo que implica la necesidad de realizar campañas de detección de estos tendidos, acompañadas de su imprescindible corrección.

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se han aplicado las categorías de amenaza y sus criterios UICN para el conjunto de la población reproductora española, analizándola como una única unidad regional.

Teniendo en cuenta el pequeño tamaño de la población adulta, su disminución proyectada, no cuantificada, en dos generaciones, y el reducido tamaño de la población adulta dentro de la mayoría de las subpoblaciones, la especie cumpliría como para ser catalogada como “En peligro”, de acuerdo con el criterio C1.

Criterio C

La población reproductora de la especie es menor de 2.500 ejemplares maduros.

(1): Es previsible una disminución incesante proyectada, sin cuantificar (umbral mínimo de 20 %), en dos generaciones (c. 32 años), considerando la combinación de amenazas entre las que se cuentan: el frecuente uso ilegal de veneno, la cada vez más frecuente persecución directa, la escasez de conejo en grandes áreas, y la destrucción y alteración de su hábitat.

(2)(a)(i): El número de ejemplares maduros en la mayoría de las subpoblaciones es menor de 250. Asimismo, el futuro de la especie continúa estando comprometido, dado que las principales amenazas que ponen en riesgo su supervivencia no han desaparecido y es previsible que algunas de ellas se intensifiquen, lo que dificulta su expansión y, además, podría suponer una progresiva pérdida de efectivos en las subpoblaciones, aumentando su aislamiento y con ello los efectos negativos que se derivan.

AMENAZAS

● Tendidos eléctricos

Durante el periodo 1989-2012, el 51,8 % de la mortalidad no natural se debió a la electrocución en apoyos de tendidos eléctricos peligrosos (MITECO, 2018). Se ha constatado que existen aún muchas líneas eléctricas peligrosas que no han sido corregidas, y muchas otras previamente corregidas cuyos materiales de protección ante la electrocución se han deteriorado y han perdido su eficacia. La titularidad privada de algunas líneas peligrosas dificulta la corrección de sus apoyos para reducir el riesgo, dada la complejidad para identificar a los propietarios. Por otra parte, esta amenaza se ha intensificado debido a la colonización de nuevos territorios, donde se hace necesario emprender la localización y prospección de tendidos eléctricos para detectar los apoyos peligrosos y promover la modificación de sus características técnicas, y aislamiento de los puntos en tensión.

También, se da ocasionalmente muerte por colisión contra los tendidos eléctricos. Lejos de estar controlada, la mortalidad por electrocución o colisión con líneas eléctricas es una amenaza con visos de intensificarse a medio y largo plazo debido al incremento de los mismos como consecuencia del desarrollo de energías renovables en el medio rural.

● Uso ilegal de cebos envenenados

La muerte por ingesta de cebos envenenados alcanza el 45 % de la mortalidad no natural en la especie (MITECO, 2018). Entre 2010 y 2012 al menos 20 ejemplares murieron por esta causa. Por otra parte, en multitud de ocasiones es una víctima colateral del empleo de veneno para eliminar ilegalmente depredadores, en relación con intereses del sector cinegético y ganadero, o para controlar plagas en asociación con el sector agrícola.

● Colisión con aerogeneradores

Se tiene conocimiento de la muerte de al menos tres ejemplares de águila imperial por colisión con aerogeneradores en Andalucía, y posiblemente al menos otros cinco en Castilla y León. Se sospecha que estos accidentes son más frecuentes de lo esperado, afectando tanto a la población adulta, como a la subadulta y juvenil, y que deberían estar reflejados en los registros de los planes de vigilancia de los parques eólicos. El incremento del área de dispersión de la especie hacia áreas donde existen inmensas instalaciones eólicas, unido al descomunal desarrollo eólico inminente incluso en áreas de reproducción, implica que esta amenaza puede consolidarse como un grave riesgo para la supervivencia de la especie a medio y largo plazo.

● Persecución directa

Se ha incrementado notablemente la muerte por disparos de la especie, muy frecuente en áreas de nueva colonización, incluso superando en 2020 las muertes producidas por electrocución (Comité científico-técnico del águila imperial de la Junta de Andalucía). Los avances y la mejora en la persecución del uso de veneno pueden ser la causa del incremento, ya que la investigación de este



© Mark Caunt - Shutterstock

delito es más compleja a la hora de encontrar al responsable, aunque se están realizando enormes avances en este sentido. También se ha incrementado el furtivismo, bien por disparo o por disposición de cepos.

Intoxicación por plomo

Se han detectado algunos casos en la última década, lo que podría, a largo plazo, tener efectos sobre su productividad en algunas áreas concretas de distribución de la especie con intensa actividad cinegética. La lenta transición del sector de la caza al uso de munición sin plomo supone la persistencia de esta fuente de intoxicación y, por tanto, cronifica la amenaza para la supervivencia del águila imperial ibérica.

Mortalidad en nido

Además de la producida por los episodios de cainismo propios de la especie (38,2 %), que pueden verse intensificados por las fluctuaciones en la cantidad de alimento que reciben los pollos en el nido u otros factores influyentes,

también se produce por abandono de los padres debido a molestias por actividades antrópicas (agrícolas, cinegéticas, forestales o relacionadas con el ocio) en las proximidades de la plataforma de nidificación. Asimismo, se produce un porcentaje por derrumbe de nidos (17,9 %), enfermedad y desnutrición (14,6 %), envenenamiento (10,5 %) y, en menor, medida por expolios, caídas del nido y tormentas o depredación natural (MITECO, 2018).

Diclofenaco

La presencia en el medio natural de este fármaco antiinflamatorio no esteroideo empleado en ganadería se dibuja como una posible amenaza. Aunque no se conocen efectos directos sobre el águila imperial ibérica, sí se han detectado efectos adversos en otras grandes rapaces, como el águila esteparia (*Aquila nipalensis*). Como medida de precaución este fármaco debe ser prohibido y sustituido progresivamente por soluciones alternativas.

Hibridación

En la provincia de Ávila se han detectado casos de hibridación con ejemplares de águila esteparia escapados, procedentes de cetrería. Es necesario el control de los ejemplares de esta especie alóctona para evitar eventuales escapes y su reproducción, que puedan desencadenar episodios de hibridación y de contaminación genética indeseada. Además, debe prohibirse la importación de nuevos ejemplares de esta especie u otras susceptibles de hibridar con el águila imperial ibérica.

Calidad del hábitat

La calidad del hábitat condiciona la productividad del águila imperial ibérica, lo que afecta a su evolución demográfica. En el área de distribución actual de la especie existen zonas donde la presencia de conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus*) es escasa y en otras se producen importantes fluctuaciones de las poblaciones de este lagomorfo, todo ello debido a la presencia de nuevas cepas de las enfermedades que le afectan, la enfermedad hemorrágica vírica y la mixomatosis.

Por otra parte, el inminente y descomunal desarrollo de instalaciones de generación de energía renovable y sus infraestructuras de evacuación también repercutirá en la calidad del hábitat. Las instalaciones solares fotovoltaicas supondrán el abandono de la actividad agrícola de grandes superficies, a la que se asocia la presencia de conejo, reduciendo la disponibilidad de alimento para el águila imperial ibérica. Además, puede verse reducida la capacidad de caza del águila imperial ibérica en el interior de estos enclaves. Dichos cambios del uso del suelo y la incertidumbre en la disponibilidad y accesibilidad de alimento constituyen amenazas crecientes para la supervivencia del águila imperial ibérica.

Asimismo, las instalaciones eólicas reducen la calidad del hábitat, en tanto en cuanto supone el incremento de la presencia de obstáculos que dificultan su actividad y ponen en riesgo su supervivencia.

Resulta fundamental que en los territorios habitados existan condiciones de seguridad y calidad del hábitat, suficientes y adecuados, para satisfacer los requerimientos ecológicos de la especie.

Reducida área de ocupación

Es destacable que la población reproductora es muy reducida y que además se encuentra concentrada en más de sus tres cuartas partes en terrenos de titularidad privada. La mayoría de las áreas de dispersión también

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Bonn: Apéndice I. Convenio de Berna: Apéndice II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I. CITES: Apéndice I. Reglamento CE 338/1997 del Consejo de 9 de diciembre de 1996, relativo a la protección de especies de fauna y de la flora silvestres a través del control de su comercio: Anexo A.	Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011): EN PELIGRO. Estrategia para la conservación del águila imperial ibérica Aquila adalberti en España y Portugal (2018).

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES Y PROGRAMAS
Andalucía	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Acuerdo de 18 de enero de 2011, del Consejo de Gobierno, por el que se aprueban los planes de recuperación y conservación de determinadas especies silvestres y hábitats protegidos. Anexo II: Plan de Recuperación del Águila Imperial Ibérica
Castilla-La Mancha	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Decreto 275/2003 de 9 de septiembre, por el que se aprueban los planes de recuperación del águila imperial ibérica (Aquila adalberti), de la cigüeña negra (Ciconia nigra) y el plan de conservación del buitre negro (Aegypius monachus) y se declaran zonas sensibles las áreas críticas para la supervivencia de estas especies en Castilla-La Mancha.
Castilla y León	No catalogada	Decreto 114/2003, de 2 de octubre, por el que se aprueba el Plan de Recuperación del Águila Imperial Ibérica y se dictan medidas para su protección en la Comunidad de Castilla y León. Orden FYM/775/2015, de 15 de septiembre, por la que se aprobaron los planes básicos de gestión y conservación de la Red Natura 2000 en la comunidad de Castilla y León, entre los que se encuentra el Plan básico de gestión y conservación del águila imperial ibérica.
Comunidad de Madrid	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Ninguno
Extremadura	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Orden de 6 de junio de 2005 por la que se aprueba el Plan de Recuperación del Águila Imperial Ibérica en Extremadura. Orden de 13 de abril de 2016 por la que se modifica la Orden de 25 de mayo de 2015 por la que se aprueba el Plan de Recuperación del Águila Imperial Ibérica (Aquila adalberti) en Extremadura.
Murcia	ESPECIE EXTINGUIDA	Ninguna

ESPACIOS DE INTERÉS

Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA), denominadas con los códigos: ES0000012-Soto de Viñuelas; ES0000011-Monte del Pardo; ES0000056-Encinares del Río Alberche y Cofio; ES0000010-Sierra de Guadarrama; ES6160006-Sierra de Andújar; ES6130001-Sierra de Cardeña y Montoro; ES0000024-Doñana; ES0000050-Sierra de Hornachuelos; ES0000116-Valle de Iruelas; ES0000184-Valle del Tiétar; ES0000186-Pinares del bajo Alberche; ES0000185-Cerro de Guisando; ES0000188-Valles del Voltoya y del Zorita; ES0000189-Campo Azálvaro-Pinares de Peguerinos; ES0000190-Encinares de los ríos Adaja y Voltoya; ES0000204-Tierra de Campiñas; ES0000361-Dehesa de los Ríos Gamo y Margañán; ES4110086-Encinares de la Sierra de Ávila; ES0000010-Sierra de Guadarrama; ES4160048-Lagunas de Cantalejo; ES0000168-Llanuras de Oropesa, Lagartera y Calera y Chozas; ES4250001-Sierra de San Vicente y Valles del Tiétar y Alberche; ES4250005-Montes de Toledo; ES4250013-Ríos de la margen izquierda del Tajo y berrocales del Tajo; ES0000090-Sierra Morena; ES0000157-Campo de Calatrava; ES0000158-Áreas esteparias del Campo de Montiel; ES4220003-Ríos de la cuenca media del Guadiana y laderas vertientes; ES4220013-Sierra de Los Canalizos; ES4220015-Sierras de Almadén-Chillón-Guadalmez; ES0000070-Sierra de San Pedro; ES0000371-Sierra de Moraleja y Piedra Santa; ES4310042-Sierra de Siruela; ES0000014-Monfragüe y las Dehesas del Entorno; ES0000368-Río Tajo Internacional y Riberos; ES4320039-Sierra de las Villuercas y Valle del Guadarranque; ES4310009-Puerto Peña-Los Golondrinos.

se localizan en esos terrenos. Por ello, es vital establecer cauces de colaboración con las personas propietarias para garantizar la supervivencia de la especie. Por otra parte, esta distribución tan restringida implica que la población es proclive a la extinción por fenómenos estocásticos, es decir, cometidos al azar.

● **Inacción de las Administraciones públicas**

La Comunidad de Madrid carece de Plan de Recuperación para la especie. Por otra parte, Castilla-La Mancha, Castilla y León y Extremadura mantienen documentos obsoletos que no representan la actual zonificación para la especie. Andalucía por su parte presenta el plan de recuperación más actual y un plan de ejecución activo.

La ausencia de una zonificación actualizada de la especie en la mayor parte de su área de distribución pone en grave riesgo su supervivencia, al quedar expuestas sus áreas sensibles a la ubicación de proyectos incompatibles con la viabilidad presente y futura de sus poblaciones.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Como se recoge en la *E*strategia de Conservación del Águila Imperial Ibérica en España y Portugal (MITECO, 2018) los objetivos operativos prioritarios son:

- ✔ Reducir al máximo la mortalidad no natural, principalmente debida a la electrocución en tendidos eléctricos peligrosos y al envenenamiento por el uso ilegal de cebos intoxicados en el medio natural.
- ✔ Con relación a su hábitat debe garantizarse la disponibilidad de árboles de gran porte para albergar sus plataformas de nidificación. Conservación y protección de las poblaciones de conejo, así como de liebre y paloma torcaz allí donde son sus principales presas.
- ✔ Incrementar o conservar los valores de productividad anual de la especie, gestionando sus poblaciones y su hábitat.
- ✔ Consolidar y fomentar la implicación del sector privado y entidades no gubernamentales en la conservación de la especie.
- ✔ Realizar un seguimiento adecuado de la población y potenciar la investigación.
- ✔ Mejorar la coordinación a nivel regional y con Portugal.
- ✔ Aumentar el área de ocupación territorial de la especie.

A todas estas acciones hay que añadir la necesaria y vital actualización y aprobación de los planes regionales de recuperación de la especie.

EN PELIGRO
EN [D1]

ÁGUILA PESCADORA

Pandion haliaetus



Àguila pescadora; Aguia pescadora; Arrano arrantzalea; Águia-pesqueira; Osprey; Balbuzard pêcheur

Autores: **Juan Antonio Lorenzo y Nicolás López-Jiménez**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2019)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	E	CR	EN

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

A principios de los años 80 del siglo XX, la especie dejó de criar en la España peninsular, quedando reducida su distribución a varios territorios de cría en Baleares y Canarias, hasta que en 2005 volvió a nidificar en la Península (Triay, 2016).

Actualmente está presente como reproductora en cuatro comunidades autónomas: Andalucía, Canarias, Cantabria e islas Baleares (Triay y Siverio, 2008; Siverio *et al*., 2018a), aunque cuenta con individuos no reproductores y con territorios ocupados también en Asturias y Euskadi. Hubo igualmente una pareja reproductora en Extremadura (Duran y Asensio, 2015), pero actualmente ha dejado de criar.

En el periodo de migración y dispersión se pueden observar individuos en muchas zonas de España, especialmente en lugares favorables para la localización de recursos tróficos donde las aves puedan pescar tanto en zonas marinas como en aguas continentales, apareciendo en lugares como marismas, estuarios, embalses, pantanos, ríos y otros humedales, y llegando a invernar en el entorno de estos enclaves como son algunas zonas de Extremadura, delta del Ebro, humedales de la costa levantina -El Hondo, salinas de Santa

Pola, marjal de Pego, etc.-, costas y embalses gaditanos y costas de Huelva (Triay, 2016).

Debido a que se trata de una especie muy ligada a los hábitats acuáticos con disponibilidad de presas, prefiere criar en paredes rocosas de acantilados tranquilos junto al mar, donde encuentra zonas con aguas poco profundas y cristalinas en las que pueda localizar a las presas. No obstante, es una especie adaptable, que, habiendo disponibilidad de peces, no rechaza criar en otro tipo de sustratos como postes de madera o tendidos eléctricos abandonados, tal y como ocurre con algunas parejas reproductoras de la Península. En el caso de Canarias, todos los territorios conocidos por el momento se encuentran en islotes y acantilados marinos, si bien no es raro que los "guinchos", nombre local, visiten las charcas, presas y embalses del interior para alimentarse.

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

La población reproductora de águila pescadora en España presenta, en líneas generales, una paulatina recuperación, con una tendencia favorable, pero lejos todavía del tamaño poblacional que presentaba la especie en los años 50 del siglo XX, cuando las estimas cifraban la población reproductora en 72-97 parejas (Triay y Siverio, 2004). Esta tendencia de crecimiento moderado no es homogénea en todo el territorio estatal, puesto que la población canaria continúa sufriendo un alarmante declive, mientras que en Andalucía y especialmente en Baleares la población experimenta una mejoría considerable (Siverio *et al*., 2018a).

En 2002 se estimó una población de 30-38 parejas reproductoras (Triay y Siverio, 2003), concentradas en Baleares -de 15 a 17 parejas- y Canarias -de 15 a 20 parejas-, y con una pareja en las islas Chafarinas. En 2005 se registra la nidificación de una pareja en territorio peninsular, concretamente en Cádiz (Ferrer y Oliveros, 2005).

En el año 2008 el censo estatal de la especie arrojó una cifra de 31 parejas reproductoras (Triay y Siverio, 2008), constándose un retroceso de la población en Canarias y Baleares, así como un declive general con respecto a la estima de 2002 cuantificado en torno al 18 %.

En 2013 sigue aumentando la población peninsular y se registran hasta ocho parejas en Cádiz y cuatro en Huelva (Cmaot-Junta de Andalucía, 2013), subiendo en 2015 (Cmaot-Junta de Andalucía, 2015) hasta las 20 parejas en Andalucía -13 en Cádiz y 7 en Huelva- y una en Badajoz (Durán y Asensio, 2015).

Ya en 2018, durante el último censo estatal de la especie (Siverio *et al.*, 2018a), se constata una tendencia de ligero aumento de la población reproductora y se alcanzan las 48 parejas: 16 en la Península -15 en Andalucía y 1 en Cantabria-, 7 en Canarias y 25 en Baleares. Además de estas parejas reproductoras se observan otros seis territorios ocupados por individuos no reproductores (Siverio *et al*., 2018a) que podrían constituir parejas viables en el futuro -dos en Andalucía y Chafarinas, uno en Asturias, uno en Vizcaya y dos en Canarias-. Por otra parte, al parecer, la pareja que crio durante varios años en Extremadura, ya no lo hace actualmente (Siverio *et al*., 2018). Con estos datos se constata el aumento poblacional de la especie, su recuperación en Baleares -donde se concentra más del 50 % de la población española-, pero al mismo tiempo queda patente la continua regresión que sufre en Canarias. Hay que destacar que este alarmante declive de la población canaria motivó que en 2020 el propio gobierno regional cambiara su categoría de protección, pasando de "Vulnerable" a

estar catalogada “En Peligro”. Asimismo, la recuperación peninsular se ha visto favorecida por diferentes planes autonómicos de reintroducción de la especie, en su mayor parte con ejemplares procedentes de la población escocesa. Sin embargo, un estudio reciente diferencia las poblaciones mediterráneas y canarias del resto de poblaciones del continente europeo desde el punto de vista genético (Monti *et al*., 2018).

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se han aplicado las categorías de amenaza y los criterios de la UICN para el conjunto de la población reproductora española analizándola como una unidad regional única. Debido al escaso número de individuos maduros, la población reproductora de águila pescadora cumpliría criterios para estar catalogada“En Peligro”, de acuerdo con el criterio D. Sin embargo, hay que tener en cuenta que, si analizásemos la población canaria y la población peninsular como dos unidades diferentes, la categoría de amenaza podría aumentar en el caso de la población canaria, puesto que a diferencia de la población peninsular, en franca recuperación, el declive del número de parejas en las islas Canarias es muy preocupante y la especie podría catalogarse en el archipiélago canario como “En Peligro Crítico” cumpliendo, al menos, el criterio C. Dicho análisis por separado de ambas subpoblaciones estaría respaldado además por las diferencias genéticas advertidas entre ellas, tal y como se ha comentado previamente.

Teniendo en cuenta que ha habido un ligero aumento poblacional desde la década de los años 90 hasta la actualidad en España, pasando de 31 parejas hasta las 48 actuales (Siverio *et al*., 2018a), la especie no puede ser catalogada en ninguna categoría de amenaza según el criterio A de reducción del tamaño poblacional. No obstante, la población sigue siendo hoy en día muy exigua y su tamaño poblacional se encuentra muy por debajo de la existente en España a mediados del siglo XX (Triay y Siverio, 2004 y 2008), cuando se estima que la población reproductora era de 72-92 parejas, sin olvidar que tanto en Canarias como en las islas Chafarinas ha desaparecido de muchos de sus territorios de cría como reproductora (Siverio *et al*., 2018a).

Por otra parte, la especie no puede ser catalogada en ninguna categoría de amenaza según el criterio B, ya que, aunque en 2018 el área que ocupa como reproductora seguía siendo muy pequeña, ha aumentado considerablemente con respecto al área ocupada en 2002 (Triay y Siverio, 2003; Siverio *et al*., 2018a), y además su población no parece que sufra fluctuaciones severas ni muestra un declive continuo. Aun así, hay que destacar que, aunque se amplía su área de distribución al colonizar nuevos territorios, desaparece alarmantemente de un buen número de localidades en Canarias, donde el declive de la población continúa siendo grave.

En cuanto al criterio C para evaluar la categoría UICN de una especie con una población de pequeño tamaño y en declive, a pesar de que el número de individuos maduros en 2018 se estimó que no llegaban a los 100 ejemplares (Siverio *et al*., 2018a), y por lo tanto cumple con esta premisa del bajo número de individuos maduros, no cumple la premisa complementaria de presentar una disminución continua de la población en su conjunto, puesto que la especie presenta una tendencia favorable y se estima que continúe así en los próximos años.

Criterio D

(1) Al tratarse de una población muy pequeña y restringida, con menos de 250 individuos maduros, cumpli-

ría el Criterio D, como para ser catalogada como "En Peligro" a nivel estatal, ya que apenas alcanza los 100 individuos maduros reproductores.

AMENAZAS

● Transformación del hábitat y pérdida de lugares de nidificación

Es patente tanto en los lugares de nidificación como de alimentación. Décadas atrás supuso una de las amenazas más impactantes para muchos territorios costeros coincidiendo con el auge de la construcción de urbanizaciones o de instalaciones turísticas y recreativas. Hay que tener en cuenta que este tipo de destrucción es totalmente irreversible, pues no en vano se estima que dicha amenaza ha impedido la recuperación total de los efectivos reproductores existentes a mediados del siglo pasado (Viada y Triay, 1991; Siverio y Siverio, 1997).

Aunque en algunos lugares el hábitat ya cuenta con la suficiente protección legal, la irreversibilidad de esta amenaza hace que todavía deba considerarse como muy importante, sobre todo en los archipiélagos balear y canario por su dedicación mayoritaria al sector turístico. Con todo, se produciría una reducción de los lugares de alimentación y de emplazamiento de nidos, especialmente en el cinturón costero potencial para la especie. Quizás por ello han proliferado intentos de reintroducción en lagunas y embalses interiores, por ejemplo, en Andalucía (Casado, 1999; Casado et Ferrer, 2005). De hecho, en 2009 ya se reprodujo con éxito la primera pareja introducida, además de otra, seguramente atraída por el propio proceso de reintroducción (E. Casado, com. pers.; Montero, 2009).

● Desarrollo urbanístico y de infraestructuras lineales

Al igual que ocurre con la anterior amenaza relativa a la transformación del hábitat y la pérdida de lugares de nidificación, en este caso hay probabilidades reales de construcción de nuevas urbanizaciones, muelles y puertos deportivos costeros, sobre todo en Baleares y especialmente en Canarias, afectando a zonas importantes de alimentación y sitios cercanos a las áreas de nidificación.

● Molestias derivadas de actividades humanas

Desgraciadamente se trata de una amenaza reiterada en las sucesivas décadas en las que se ha revisado el estado de conservación de la especie, centrada sobre todo en los territorios de cría, y muy especialmente cerca de los nidos (Viada y Triay, 1991; González *et al.*, 1992; Siverio y Siverio, 1997; Gena, 2000). En el entorno de dichos nidos se ha venido constatando el tránsito de embarcaciones de excursionistas y pescadores, pero también la pesca tradicional a caña, la escalada, el senderismo y por último la fotografía de aves, incluyendo la apertura de senderos, las talas de vegetación, etc. Estas molestias se producen más o menos esporádicamente en algunas localidades, pero, en otras, pueden llegar a ser muy intensas tal y como ocurre, por ejemplo, en algunas islas e islotes canarios, como Lobos (Palacios, 2001) o en las aguas del macizo de Teno en Tenerife (Martín-Carvajal y Siverio, 2017). Las actividades náuticas debajo de los nidos en esta última isla pueden llegar a ser muy peligrosas, sobre todo en aquellos nidos situados a poca altura del mar. También la escalada deportiva a escasos metros de los nidos podría motivar el abandono de la reproducción (Siverio,



© Niko López

2000). Hoy en día se tiene constancia de que la fuerte ocupación estival de las urbanizaciones turísticas puede provocar un aumento de actividades -excursionismo y actividades náuticas- en zonas propensas a la recolonización, lo que constituye una desventaja en la recuperación de antiguas áreas de nidificación.

● Mortalidad por líneas eléctricas y aerogeneradores

La proliferación de este tipo de infraestructuras en las últimas décadas en todo el territorio nacional, y la costumbre habitual de las águilas pescadoras por usar posaderos elevados donde alimentarse, descansar e incluso emplazar el nido, se traduce en una fatídica alianza, de la cual queda constancia por el hallazgo de aves muertas, sobre todo con signos de electrocución (Triay, 1999; Triay, 2005; Triay *et al*., 2004). Los primeros datos al respecto se obtuvieron a inicios de la década de 1980 en Baleares (Viada y Triay, 1991). No es de extrañar que el aumento durante las décadas posteriores de la red de suministro eléctrico en las zonas rurales y en las nuevas urbanizaciones, haya aumentado, sin duda, el riesgo de electrocuciones. De hecho, al menos seis ejemplares se han electrocutado en las Baleares a partir del año 1995 (Triay, 1999; J. Muntaner, com. pers.; datos propios inéditos). Asimismo, tanto en las islas Canarias (C. J. Palacios, com. pers.; obs. pers.) como en el sur de Andalucía existen observaciones de ejemplares posados en torretas peligrosas, habiéndose encontrado en las marismas del Odiel un ejemplar con diversas quemaduras (J.M. Sayago, com. pers.). En la actualidad, las electrocuciones se han descrito como la principal causa de mortalidad adulta en los contingentes reproductores de la isla de Menorca (Triay, 2016; datos propios inéditos), así como en otras zonas del Mediterráneo como la isla de Córcega (Thibault *et al*., 2001).

En cuanto a los parques eólicos, si bien existe mucha menos información, estas infraestructuras también estarían afectando a las aves en sus desplazamientos migratorios y, en ese caso, se incluiría parte del flujo de ejemplares procedentes de otras poblaciones continentales de paso por la Península y el archipiélago canario. Así, se ha registrado en campos eólicos de Cádiz un individuo muerto por colisión (Atienza *et al*., 2011) y más recientemente un juvenil recién muerto por colisión con un aspa de aerogenerador en la isla de Gran Canaria (Siverio *et al*., 2018b). También supone una amenaza para los efectivos de la población reproductora, sobre todo en sus movimientos entre las zonas de nidificación y de alimentación. La inminente

proliferación de centrales eólicas marinas supone un grave riesgo en el futuro próximo para las poblaciones de águila pescadora.

Caza ilegal

Aunque la caza furtiva se ha minimizado mucho, aún se han dado algunos casos documentados en las últimas décadas (Viada y Triay, 1991; Triay y Siverio, 2004). Sin duda, el incremento de la concienciación por parte de la población ha sido de gran ayuda para minimizar esta causa que en el pasado jugó un importantísimo papel en el retroceso de la especie y actualmente habría dejado de ser un factor limitante.

Competencia interespecífica

Desde hace décadas se han venido constatando interacciones con otras especies, sobre todo durante la época reproductora, y en concreto en el entorno de los nidos. Por ejemplo, la presión considerable de gaviota patiamarilla (*Larus michahellis)* en las islas Chafarinas, Baleares y Canarias, tanto en forma de acoso como de cleptoparasitismo (Gena, 2000; Triay, 1993; González *et al.*, 1992; obs. pers.). Aunque no se conoce con exactitud hasta qué punto puede incidir sobre la especie, podría provocar problemas en la reproducción por estrés o falta de alimentación (González *et al*., 1992). En la isla de Menorca también se han observado algunos ataques a los nidos por parte de cuervo (*Corvus corax)*, cernícalo vulgar (*Falco tinnunculus)* y halcón peregrino (*Falco peregrinus)*, creando un gran estrés en los adultos y jóvenes (Triay y Siverio, 2004), mientras que en el caso de Canarias hay que añadir el halcón tagarote (*Falco pelegrinoides)* y la gaviota patiamarilla dentro del grupo de especies que interactúan con el águila pescadora (Díaz *et al.*, 1986; Trujillo y Leralta, 2005).

Sustancias tóxicas

Pese a que hay pocos estudios sobre las concentraciones de pesticidas o metales pesados y sus efectos en las águilas pescadoras españolas (Jiménez *et al.*, 2007), se trata de un grave problema frecuente y muy estudiado en otros países (Elliot *et al*., 2000, 2001, 2007; Martín *et al*., 2003; Heinz *et al*., 2009; Rivera Rodríguez y Rodríguez-Estrella, 2011), que provoca graves consecuencias en la biología reproductiva de la especie, por lo que sería necesario analizar si los ejemplares que viven y se alimentan en lugares fuertemente contaminados -como por ejemplo en las marismas del Odiel- pudieran verse afectados por esta amenaza, que ya se ha detectado en otras especies (Rodríguez-Estival *et al*., 2019). En Menorca se detectó que el 64 % de los huevos no eclosionados y analizados desde 1994-2000, presentaban niveles de organoclorados (PCB) por encima del umbral para causar graves problemas en el desarrollo embrionario y en la eclosión (Jiménez *et al*., 2007; Triay, 2016). Tampoco hay casos documentados en Canarias, pero sí con otras rapaces que comparten los ambientes costeros y las zonas de alimentación en el interior de las islas (Ruiz-Suárez *et al*., 2016), por lo que se trataría de una amenaza potencial a tener en cuenta.

Inacción de las Administraciones públicas

La falta de designación de espacios protegidos, especialmente ZEPA de la Red Natura 2000, y la no aplicación de medidas específicas para su protección, como pueden ser la aprobación y ejecución de los preceptivos y obligatorios planes de recuperación o de conservación, son factores indirectos que evidentemente afectan a la viabilidad futura de las poblaciones de águila pescadora. Es importante, además, extremar las medidas de vigilancia en aquellas zonas donde se están produciendo molestias graves durante la época reproductora. Dichas

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Bonn: Apéndice II. Convenio de Berna: Anexo II. Convención sobre Especies Migratorias (CMS): Apéndice II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I.	Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011): VULNERABLE.

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	VULNERABLE	• Acuerdo de 13 de marzo de 2012, del Consejo de Gobierno, por el que se aprueban los planes de recuperación y conservación de determinadas especies silvestres y hábitats protegidos. Anexo III – Plan de recuperación y conservación de aves de humedales: Águila pescadora. • Proyecto de Reintroducción del Águila pescadora en Andalucía (2003).
Asturias	No catalogada	Ninguno
Baleares	VULNERABLE	• Resolución del Conseller de Medi Ambient de 30 de julio de 2007, por el cual se aprueban los Planes de recuperación de los Limonium (Limonium sps) de Calvià, del Ferreret, de conservación del Águila pescadora y de manejo de la Gaviota de Audouin y el Cormorán moñudo en las Islas Baleares.
Canarias	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	• Estudio de las "Acciones de manejo del águila pescadora Pandion haliaetus en las islas Canarias: actuaciones para facilitar el seguimiento de sus nidos en Tenerife y La Gomera (2017)". Dirección General de Protección de la Naturaleza del Gobierno de Canarias. • Estudio de los "Valores de referencia sobre el estado de conservación de la población de águila pescadora en Canarias al inicio del Plan de Conservación (2018)". Dirección General de Protección de la Naturaleza del Gobierno de Canarias. • Mejora del hábitat de nidificación del águila pescadora en La Gomera y Tenerife y labores de apoyo para la facilitación del marcaje de pollos" (Resolución n.º: 259/2017 – Tomo:1 Fecha: 01/06/2017 09:49:45)
Cantabria	No catalogada	Ninguno
Castilla-La Mancha	VULNERABLE	Ninguno
Euskadi	VULNERABLE	Ninguno
Extremadura	VULNERABLE	Ninguno
Galicia	VULNERABLE	Ninguno
Región de Murcia	EXTINTA	Ninguno
Comunidad Valenciana	VULNERABLE	• Proyecto de Reintroducción del Águila pescadora en la Comunitat Valenciana (2019).

medidas son especialmente necesarias y urgentes en el caso de la población canaria con base en el declive que sufre actualmente.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Revisar la catalogación de la especie a escala estatal, actualmente catalogada como "Vulnerable", y declararla "En Peligro de Extinción". Con esta revisión se desencadenarían los mecanismos establecidos en las leyes de protección de la biodiversidad, obligando a la elaboración de planes autonómicos de recuperación, a la aprobación de una estrategia estatal para su conservación y a la liberación de fondos para su ejecución. Dicho cambio se ha llevado a cabo a escala regional en la comunidad autónoma de Canarias.

- ✔ Elaboración y aprobación de los preceptivos planes de recuperación o conservación en las CCAA con presencia de la especie que aún no han elaborado estos instrumentos de conservación.

- ✔ Aislamiento y señalización de líneas eléctricas y sus infraestructuras asociadas, sobre todo en el entorno de las áreas de nidificación o alimentación, y en los pasillos de vuelo entre ambas.

- ✔ Prohibición de instalación de centrales eólicas marinas en zonas próximas a áreas de nidificación y alimentación.

- ✔ Vigilancia e inspección de nidos en zonas vulnerables a las molestias humanas.

- ✔ Restricción de acceso al uso público en determinados espacios o lugares especialmente sensibles para la especie, sobre todo durante la época reproductora. Dicha prohibición de acceso contempla incursiones o aproximaciones al entorno de los nidos, ya sea por tierra como por mar -embarcaciones de recreo, de pesca, etc.-.

- ✔ Prohibición del desarrollo urbanístico, así como de la instalación de grandes infraestructuras energéticas en las zonas más sensibles para la especie.

- ✔ Instalación de plataformas artificiales para mejorar la disponibilidad de lugares de nidificación en aquellos ambientes donde sea factible el uso de estas estructuras. En cualquier caso, este tipo de actuaciones deben tener en cuenta diversos factores como la existencia de territorios antiguos, la eliminación de factores de amenaza en el entorno del nido, etc.

- ✔ Control y seguimiento de la evolución de la población reproductora, y estudio de las causas de su declive o mortalidad directa.

- ✔ Investigación de la ecología espacial de la especie, así como de sus patrones de dispersión, migración y colonización de nuevos territorios, mediante el marcaje y seguimiento con emisores. También estudio de los fenómenos de competencia con otras especies con las que comparte los lugares de nidificación y las fuentes de alimentación.

- ✔ Estudios sobre la posible intoxicación con metales pesados y pesticidas.

- ✔ Designación de nuevas ZEPA o ampliación de las existentes para que alberguen un mayor porcentaje de la población reproductora en todo el rango de su distribución estatal.

EN PELIGRO
EN [C1]

AGUILUCHO PÁLIDO

Circus cyaneus



Arpella pàl·lida comuna; Tartaraña gatafornela; Mirotz zuria; Tartaranhão-cinzento; Hen Harrier; Busard Saint-Martin

Autores: **Nicolás López-Jiménez y Beatriz Arroyo**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2016)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	NT	LC	K	NE	EN

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

En España está presente en los dos tercios septentrionales de la península ibérica, salvo las zonas de la depresión del Ebro y la costa mediterránea. Ocupa amplios territorios desde Galicia hasta el Pirineo de Lleida, siendo más abundante en el tercio norte, concretamente en las estribaciones de la cornisa Cantábrica. A nivel autonómico, las mejores poblaciones reproductoras se encuentran, sin duda, en Castilla y León, que acumula el 60 % del contingente reproductor estatal.

En la región eurosiberiana y sus estribaciones habita en zonas de vegetación natural, generalmente hábitats arbustivos formados por tojos (*Ulex* sp.) y brezos (*Erica* sp.), aunque desde hace décadas en la zona más meridional de su área de distribución nidifica también en cultivos cerealistas. Los declives más pronunciados en sus poblaciones se dan en las provincias de Lugo, León, Palencia, Burgos y Álava, precisamente donde la especie elige para nidificar y alimentarse zonas con vegetación natural. En cambio, se han observado incrementos importantes en cuanto a efectivos poblacionales y aumento de su área de ocupación en las zonas oeste y sur de Castilla y León -Ávila, Segovia, Valladolid, Salamanca y Zamora-, donde aparece asociada a cultivos cerealistas.

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

Durante el último censo estatal de la especie, se estimó que en 2017 su población en España estaba formada por 458-768 parejas reproductoras (Arroyo, *et al.*, 2019). A

esta cifra habría que sumar los ejemplares de los territorios que no pudieron ser bien prospectados por este último censo, como Navarra con buena representación en el censo anterior -52-81 parejas-, o Aragón -Teruel y Zaragoza-, Guipúzcoa, Vizcaya o Pontevedra, con una representación más escasa -menos de 10 parejas por provincia-. Si se consideran las parejas censadas más las de territorios no censados durante 2017 pero prospectadas en el censo anterior (Arroyo y García, 2007) y con presencia probable -suponiendo, desde el punto de vista optimista, que los territorios no censados en 2017 no hayan desaparecido desde 2006-, podría estimarse que la población total reproductora en España oscila entre 1.000-1.800 ejemplares reproductores -acercándose más al rango de la primera cifra-.

Declive desde 2006

El anterior censo estatal de 2006 (Arroyo y García, 2007) arrojó una cifra de entre 831-1.150 parejas reproductoras, lo que supone que la población ha sufrido un marcado declive poblacional con un descenso del 34-45 % de la población en 2017. Parece que este marcado declive ha ocurrido en los últimos años, ya que las anteriores estimas de la población consideraban que esta especie presentaba una tendencia estable o de ligero crecimiento poblacional (Pinilla *et al.*, 1994). Desde el punto de vista territorial, los declives más marcados se han producido en Castilla y León a nivel numérico, y desde el punto de vista de su área de ocupación ha desaparecido de amplias zonas de Euskadi, Galicia, Asturias y la Comunidad de Madrid. A nivel provincial es especialmente relevante la desaparición de la especie en amplios territorios de Lugo, León, Palencia, Burgos y Álava, precisamente donde el sustrato de nidificación es mayoritariamente vegetación natural.

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

La especie no fue evaluada en el anterior *Libro Rojo de las Aves de España* (Madroño *et al.*, 2004). Posteriormente, en la evaluación llevada a cabo con los resultados del censo estatal de 2006 (Arroyo y García, 2007), se consideró que la especie cumplía criterios como para ser catalogada como "Vulnerable". El pequeño tamaño poblacional de esta especie a nivel estatal y su disminución desde el anterior censo determinan que la especie deba estar catalogada como "En Peligro". Aunque la especie cumple los criterios A2ac como para ser catalogada como "Vulnerable", sin embargo, también cumple el criterio C1 para ser catalogada como "En Peligro".

Criterio C1

La especie tiene una población en España muy por debajo de los 2.500 individuos maduros -estimados con un máximo de 1.800 individuos reproductores en 2017-, cumpliendo además el criterio de presentar un declive estimado igual o superior al 20 % durante un periodo de cinco años o dos generaciones -declive del 34-45 % entre los censos de 2006 y 2017-, por lo que debe catalogarse como En Peligro.

El declive poblacional de la especie detectado entre los censos de 2006 y 2017 (Arroyo *et al.*, 2019) posiblemente es el inicio de un declive muy superior en los próximos años (Arroyo *et al.*, 2019), pues las causas de la reducción poblacional, así como sus amenazas no han cesado e incluso algunas son difícilmente reversibles o no son bien conocidas. Debido a esto se espera que el declive del tamaño poblacional y la reducción de su área de ocupación se agraven durante los próximos años.

AMENAZAS

Transformación del hábitat y gestión agraria

El principal factor de su declive es, probablemente, la pérdida o transformación de los hábitats de reproducción y alimentación. Por una parte, en las zonas donde se reproduce en enclaves con vegetación natural de matorral bajo, se están realizando roturaciones y uso del fuego para la generación de pastos. En los enclaves cada vez más frecuentes donde la especie se reproduce en campos cerealistas, la principal amenaza para la especie se encuentra en la cosecha del cereal, que al ocurrir antes del vuelo de los pollos produce mortalidad de huevos y pollos (Millon *et al.*, 2002). Además, la fecha de cosecha está adelantándose cada año (Berger-Geiger *et al.*, 2020), tanto por utilización de variedades con maduración más temprana como a consecuencia del cambio climático. Y, por otra parte, la intensificación de determinadas técnicas de cultivo y explotación de las tierras agrícolas, condicionados por la Política Agraria Común (PAC), están provocando profundas transformaciones de los hábitats óptimos para la especie: el abandono del cultivo de cereal de secano, el incremento de las superficies de cultivos de regadío e intensificación de los mismos, la desaparición de linderos, eriales y barbechos no arados de media o larga duración –de 1 a 3 años-, el incremento de la superficie de cultivos que cambian de herbáceos a leñosos -incluyendo la intensificación del viñedo con riego y emparrados- o la reforestación de tierras agrarias en zonas de reproducción de la especie.

Otra transformación del hábitat que afecta a las poblaciones del noroeste en el área de distribución de la especie es la destrucción de las zonas de vegetación natural formadas por matorral de tojal-brezal. Si hace años esto se debía a la proliferación de repoblaciones forestales, principalmente con especies foráneas, así como a la creciente construcción de infraestructuras viales como carreteras y pistas (Tapia *et al.*, 2004), actualmente esta transformación se halla sobre todo en la reconversión hacia la producción de maíz (Tapia *et al.*, 2016).

Incendios

La frecuencia y extensión de los incendios, generalmente provocados, en las zonas de matorral natural donde habita la especie en amplias zonas de su distribución en el cuadrante noroccidental, está provocando la desaparición de la especie en muchas de las zonas óptimas de nidificación y alimentación. Los incendios ligados en muchas ocasiones a la generación de pastos para el ganado, han provocado profundos cambios en las formaciones vegetales arbustivas que utiliza la especie para nidificar (Tapia *et al.*, 2004). Además de los incendios provocados, en muchas ocasiones las Administraciones autorizan las denominadas "quemas prescritas o controladas", para generación de pastos, donde se circunscribe un área para quemar bajo supervisión de los organismos públicos. En estos casos es necesario realizar una evaluación previa que determine el posible impacto de estas quemas sobre las poblaciones de especies que habitan en la zona, como el aguilucho pálido, y nunca autorizarlas si se trata de un territorio con presencia de la especie y desde luego jamás en época reproductora.

Pérdida de hábitats y mortalidad por tendidos eléctricos o aerogeneradores

Otra amenaza a la que se enfrenta la especie en amplias zonas de su área de distribución, especialmente en el cuadrante noroccidental de su área de distribución, es el desmesurado desarrollo de centrales eólicas y sus infraestructuras asociadas -pistas de acceso,

subestaciones eléctricas, líneas eléctricas, etc.-. El desarrollo industrial de grandes centrales eólicas, especialmente en amplias áreas de Castilla y León, Asturias y Galicia, supone, no solo un grave riesgo de colisión contra los aerogeneradores o líneas eléctricas de evacuación para los ejemplares de aguilucho pálido, sino también la destrucción de amplias zonas de hábitats propicios para la reproducción y alimentación de la especie, y otras molestias derivadas del funcionamiento de estas infraestructuras (Atienza *et al.*, 2011).



© Dennis Jacobsen - Shutterstock

Mortalidad por uso de cebos envenenados

Aunque la caza ilegal por disparos no parece a priori una causa generalizada de mortalidad, localmente se han producido episodios de envenenamiento que han afectado a la especie como consecuencia de la persecución indirecta, al considerarla un depredador potencial de especies cinegéticas. La dimensión del problema de la mortalidad de esta especie por el uso ilegal de cebos envenenados no se conoce con exactitud, puesto que los ejemplares hallados son solo una pequeña parte de los realmente muertos por esta causa. Se estima que solo entre 1992-2013 pudieron haber muerto por este fenómeno entre 300-500 ejemplares en España (Cano *et al.*, 2016).

Inacción de las Administraciones públicas

Existe una clara falta de catalogación de la especie, tanto a nivel autonómico como estatal. En el caso de las comunidades autónomas donde el aguilucho pálido lleva años incluido en alguna de las categorías de amenaza, no se han aprobado los preceptivos y obligatorios planes de actuación, ni se han designado las correspondientes áreas sensibles para la especie. La falta de designación de espacios protegidos específicos para la especie, especialmente ZEPA de la Red Natura 2000, y la no aplicación de medidas específicas para su protección, como pueden ser la aprobación y ejecución de planes de recuperación o de conservación, son factores indirectos que evidentemente afectan a la viabilidad futura de las poblaciones de aguilucho pálido. Hay una deficiente planificación en el uso prescrito del fuego para generación de pastos, puesto que no se conoce bien la distribución de las poblaciones de aguiluchos en las zonas donde se realiza esta práctica. La protección de hábitats naturales -como tojares o brezales- ocupados por la especie en las zonas de montaña es también esencial, puesto que

estas poblaciones no se encuentran sometidas a la necesidad de realizar campañas de protección de los nidos, tal y como ocurre en las zonas donde crían en cereal. Es necesario asimismo que exista mayor labor inspectora para la persecución del uso de cebos envenenados en el medio natural, que se impongan penas más duras, que se proceda al cierre de los cotos donde se detecten estas actividades ilícitas y que se acabe con el alto porcentaje de impunidad.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTASS

✔ Revisar la catalogación de la especie a escala estatal y autonómica, ya que actualmente únicamente está incluida en el Listado de Especies en Régimen de Protección Especial, y debería estar catalogada como "En Peligro de Extinción". Con esta revisión se desencadenarían los mecanismos establecidos en las leyes de protección de la biodiversidad, obligando a la elaboración de planes autonómicos de recuperación, a la aprobación de una estrategia estatal para su conservación y a la liberación de fondos para su ejecución.

✔ Elaboración y aprobación de los preceptivos planes de recuperación o conservación en las comunidades autónomas con presencia de la especie.

✔ Protección de los nidos durante las labores de la cosecha: apoyo a los proyectos de conservación y salvamento de aguiluchos que desarrollan grupos de voluntarios de varias ONG, proporcionando medios, fondos y medidas de compensación a los agricultores, ligadas al cumplimiento de los objetivos de conservación de la especie. Además, es necesario el desarrollo de medidas específicas asociadas a los usos agrícolas en los cultivos de cereal: retraso de la cosecha, conservación de linderos, eriales y desarrollo de medidas que permitan la conservación de barbechos gestionados para fomentar la biodiversidad en al menos un 10 % de la superficie de cultivo.

✔ Regulación o prohibición del desarrollo de infraestructuras viales y repoblaciones forestales en los hábitats naturales de reproducción o alimentación de la especie.

✔ Prohibición de quemas prescritas en aquellas zonas de matorral con tojal-brezal que constituyen el hábitat de cría o alimentación de la especie, promoviendo la protección de este tipo de matorral como hábitats de interés de conservación para el aguilucho pálido, ampliando las ZEPA donde haya presencia de este hábitat, o bien designando nuevas ZEPA.

✔ Persecución del delito y aumento de las penas, en el caso de los incendios provocados, así como acotamiento al pastoreo y a las repoblaciones forestales en los terrenos incendiados. También es necesario revisar la concesión de subvenciones de la PAC a los propietarios de tierras donde se producen los incendios, de manera que sirva también como medida disuasoria.

✔ Persecución del delito, aumento de las penas y cierre de los cotos donde se produzcan episodios de envenenamiento de fauna.

✔ Prohibición de la implantación de proyectos eólicos o de nuevas líneas eléctricas en los territorios donde habita la especie, así como prohibición del desarrollo de cualquier infraestructura en aquellas zonas más sensibles para esta rapaz.

✔ En las centrales eólicas ya instaladas en zonas donde habita la especie, establecer periodos de parada durante

la época reproductora, valorando incluso la posibilidad de la paralización total de la actividad durante los meses en queel aguilucho pálido se encuentra en España.

✔ En líneas eléctricas ya instaladas es necesario colocar balizamientos de eficacia contrastada para la señalización de la línea.

✔ Seguimiento de la evolución de la población y estudio de las causas del declive.

✔ Designación de nuevas ZEPA o ampliación de las existentes para que alberguen un mayor porcentaje de la población reproductora, especialmente en el cuadrante noroccidental de su área de distribución.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Berna: Anexo II Convenio de Bonn: Apéndice II. Convención sobre Especies Migratorias (CMS): Apéndice II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I.	Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011): Incluida.

AUTONÓMICAS		
CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Aragón	SENSIBLE A LA ALTERACIÓN DE SU HÁBITAT	Ninguno
Asturias	NO CATALOGADA	Ninguno
Baleares	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Cantabria	VULNERABLE	Ninguno
Castilla-La Mancha	VULNERABLE	Ninguno
Castilla y León	NO CATALOGADA	Ninguno
Cataluña	NO CATALOGADA	Ninguno
Euskadi	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Extremadura	SENSIBLE A LA ALTERACIÓN DE SU HÁBITAT	Ninguno
Galicia	VULNERABLE	Ninguno
Comunidad de Madrid	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Navarra	VULNERABLE	Ninguno
La Rioja	NO CATALOGADA	Ninguno

EN PELIGRO
EN [A2bc]

ALCAUDÓN COMÚN

Lanius senator

Capsigrany; Picanzo cabecirrubio; Antzandobi kaskagorria;
Picanço-de-barrete vermelho; Woodchat Shrike; Pie-grièche à tête rousse



Autor: **Octavio Infante**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2017)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	NT	NE	NT	EN

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

El alcaudón común es una especie migratoria que se distribuye principalmente por la región mediterránea, y dentro de esta es más ubicua por la zona oeste y centro peninsular. También está presente en las islas Baleares donde se encuentra la subespecie *badius*. Está ausente de las islas Canarias y de las ciudades autónomas de Ceuta y Melilla, aunque en estas ciudades se pueden observar individuos durante los pasos migratorios.

Los principales hábitats que ocupa son encinares, dehesas, carrascales, cultivos arbóreos -tanto de regadío como de secano-, pinares abiertos, matorrales con árboles dispersos, etc. Parece no ser tan dependiente de arbustos espinosos como otras especies de su género. Los linderos entre las diferentes tierras son clave tanto como lugares de nidificación como de captura de presas.

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

Según los datos obtenidos por el programa Sacre a lo largo de los años 1998 y 2018 (SEO/BirdLife, 2019a), el alcaudón común ha sufrido un grave declive con un descenso medio interanual de menos 2,8 puntos, y un descenso de su población del 54,2 % -entre 1998 y

2018-. Se estima que la población actual es de poco más de dos millones de ejemplares y que desde 1998 habría perdido unos 2,4 millones de individuos. Presenta una tendencia negativa muy preocupante, probablemente provocada por diferentes factores, aunque la desaparición de sus presas -fundamentalmente insectos- puede ser una de las principales causas de este descenso poblacional.

Esta considerable disminución poblacional ha conllevado el cambio de categoría, pasando a cumplir criterios para catalogarse como "En Peligro".

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se han aplicado las categorías de amenaza y sus criterios UICN para el conjunto de la población reproductora española analizándola como una unidad regional única.

Teniendo en cuenta las tendencias poblacionales del alcaudón común observadas durante los últimos censos, entre el periodo 1998-2018, superior al necesario para el transcurso de tres generaciones de la especie o durante 10 años, la población española de alcaudón común cumpliría con los criterios para ser catalogada como "En Peligro", de acuerdo con los criterios A2bc.

Criterio A2

La evolución del tamaño de la población española obtenida mediante el programa de ciencia ciudadana (Sacre) desde 1998 hasta 2018 (SEO/BirdLife, 2019a), indica un descenso acumulado del conjunto de la población del 54,2 % en 20 años. Teniendo en cuenta que la evolución media interanual es de menos de 2,8, y que en tres generaciones -una generación equivale a cuatro años en el alcaudón común-, la población ha sufrido un declive superior al 50 %, por lo que cumpliría el criterio para catalogar como "En Peligro" de acuerdo al índice de abundancia del programa Sacre (b) y por haberse producido una reducción de la calidad del hábitat (c).

AMENAZAS

- **Transformación del hábitat y gestión agraria**

Uno de los principales factores de su declive es, probablemente, la pérdida o transformación del hábitat y la intensificación de determinadas técnicas de cultivo, así como la explotación de las tierras agrícolas y el condicionamiento de la Política Agraria Común (PAC).

- **Pérdida de recursos tróficos**

La paulatina y grave desaparición de las poblaciones de insectos y otros invertebrados terrestres que se está produciendo a nivel global en muchos ecosistemas, también puede estar afectando negativamente al alcaudón común, ya que se trata de un recurso trófico fundamental para la especie (Sánchez-Bayo y Wyckhuys, 2019).

- **Cambio climático**

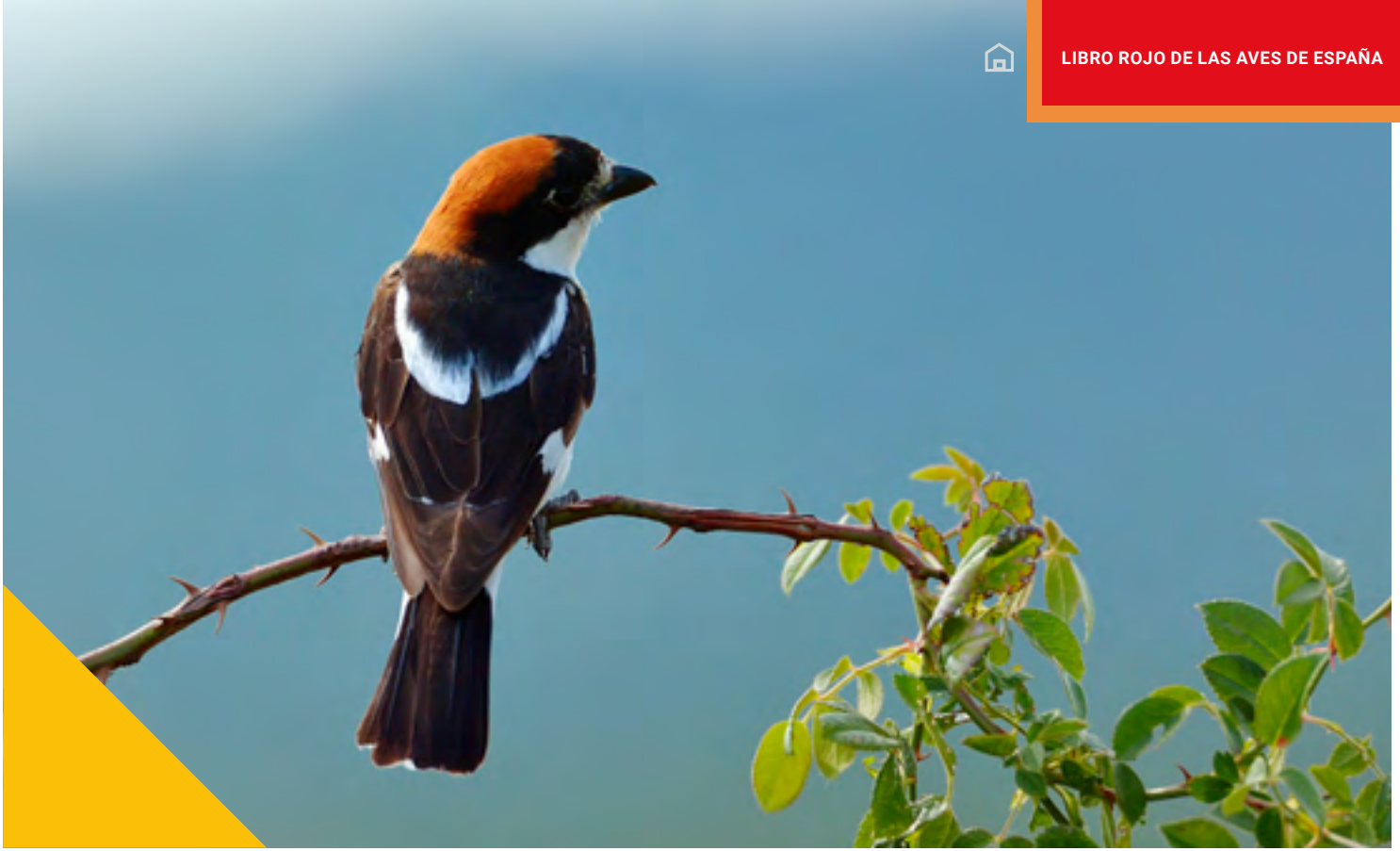
Aunque existen otros factores que influyen en el declive de las poblaciones de insectos, como la intensificación agrícola o el uso de plaguicidas, el cambio climático también está afectando a la desaparición de estos. Los insectos son la principal fuente de alimento del alcaudón común por lo que su desaparición puede estar asociada a su declive.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Berna: Anexo II.	Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011): Incluido.

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES Y PROGRAMAS
Andalucía	Listado Andaluz de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial	Ninguno
Aragón	No catalogada	Ninguno
Asturias	No catalogada	Ninguno
Baleares	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Canarias	No catalogada	Ninguno
Cantabria	No catalogada	Ninguno
Castilla-La Mancha	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Castilla y León	No catalogada	Ninguno
Cataluña	No catalogada	Ninguno
Euskadi	VULNERABLE	Ninguno
Extremadura	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Galicia	No catalogada	Ninguno
Comunidad de Madrid	No catalogada	Ninguno
Región de Murcia	No catalogada	Ninguno
Navarra	No catalogada	Ninguno
La Rioja	No catalogada	Ninguno
Comunidad Valenciana	No catalogada	Ninguno



© Shutterstock

● **Inacción de las Administraciones públicas**

La falta de aplicación de medidas específicas para su protección es un factor indirecto que evidentemente afecta a la viabilidad futura de las poblaciones de alcaudón común.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

✔ Revisar su catalogación a escala estatal. Aunque parece que se trata de una especie ubicua, los datos sugieren un declive preocupante, por lo que se debe estar alerta e intentar revertir la situación.

✔ Desarrollo de medidas específicas ligadas a los usos agrícolas: conservación de linderos, de eriales y desarrollo de medidas que permitan la conservación de los hábitats más utilizados por la especie.

✔ Prohibición de repoblaciones forestales en hábitats actuales o potenciales para la especie.

✔ Seguimiento de la evolución de la población e investigación para conocer en profundidad las causas de su declive.

✔ Investigación que permita conocer los movimientos migratorios, para conocer la posible existencia de mortalidad en los cuarteles de invernada.

EN PELIGRO
EN [A2bc; A3b]

ALCAUDÓN REAL

Lanius meridionalis



Botxí meridional; Picanzo real; Antzandobi handi iberiarra; Picanço-real-meridional; Iberian Grey Shrike; Pie-grièche méridionale

Autores: **David Giralt y Octavio Infante**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2017)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
VU	VU	VU	NE	NT	EN

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

Población peninsular

Se distribuye prácticamente por todo el territorio de la península ibérica, excepto la cornisa cantábrica, islas Baleares y archipiélago canario, y gran parte de Galicia y los Pirineos. La distribución es más continua en la mitad oeste peninsular, y más fragmentada en la mitad oriental y hacia el sur. Es la única especie de alcaudón sedentaria en España, aunque las hembras adultas e individuos jóvenes realizan movimientos invernales hacia zonas y hábitats poco o nada ocupados durante la época de cría, como por ejemplo regadíos intensivos. Los machos adultos se mantienen en los territorios de cría.

Ocupa ambientes abiertos con poco relieve, fundamentalmente mosaicos agrícolas, pastizales extensivos, dehesas y matorrales abiertos. Se ve favorecido por la presencia de lindes y árboles o arbustos dispersos donde a menudo construye el nido, o donde se posa para cazar y detectar depredadores. La presencia de arbustos espinosos en los territorios se ha demostrado un factor determinante para el éxito reproductor de la especie, ya que estos reducen la presión de los depredadores (Campos *et al.*, 2011).

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

Según los datos obtenidos por el programa Sacre (SEO/BirdLife, 2019a) del año 2018, el alcaudón real ha sufrido un declive poblacional superior al 70 % -entre 1998 y 2018- y se estima que actualmente la población de la especie estaría en torno a los 280.000 ejemplares, teniendo en cuenta el fuerte declive sufrido en estos últimos 20 años. Desde la anterior estimación de la población de la especie en 2006 por (Carrascal y Palomino,

2008), donde se estimó que la población podía estar formada por unos 938.020 alcaudones reales, la especie ha perdido 657.552 ejemplares. Estos datos reflejan un preocupante declive del 70 % respecto a los datos de 1998. De las especies de paseriformes analizadas por el programa Sacre, esta es la que registra el declive más acusado y continuado de todas.

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se han aplicado las categorías de amenaza y sus criterios UICN para el conjunto de la población reproductora española analizándola como una unidad regional única.

Teniendo en cuenta la tendencia poblacional observada en el periodo 1998-2018 y la variación en el tamaño poblacional desde 2006 a 2018, la población española de alcaudón real cumpliría con los criterios para ser catalogada como "En Peligro", de acuerdo con el Criterio A2 (A2bc). Además, la proyección del tamaño poblacional de la especie para el periodo 2016-2026 en España, de acuerdo con los índices de abundancia, estima una reducción del 56,6 %, cumpliendo también con el Criterio A3b para incluir a la especie en la categoría de "En Peligro".

Criterio A2

(b) La tendencia en España obtenida a través del programa de ciencia ciudadana (Sacre) desde 1998 hasta 2018 fue de un declive acumulado del -70,1 % (SEO/BirdLife, 2019a). Teniendo en cuenta que la evolución media interanual es de menos 5,4 %, se supera el rango del 50 % de declive en los últimos 12 años -tres generaciones-.

(c) Además hay que tener en cuenta que la especie ha sufrido una reducción de la calidad del hábitat y que ha habido una reducción de su área de distribución de un 15 %, si se compara el cambio de distribución entre los *Atlas de Aves Reproductoras* de 2002 (Hernández Lázaro e Infante Casado, 2003) y de 2018 (SEO/BirdLife, 2021).

Criterio A3

(b) Las proyecciones basadas en los índices de abundancia muestran que el porcentaje de descenso del conjunto de la población española de alcaudón real esperado desde 2016 a 2026 es del 56,6 % y, por lo tanto, se prevé una reducción superior al 50 % de la población en los próximos 10 años.

AMENAZAS

- **Transformación del hábitat y gestión agraria**

El principal factor de su declive es, probablemente, la pérdida o transformación del hábitat y la intensificación de determinadas técnicas de cultivo y explotación de las tierras agrícolas, así como el condicionamiento de la Política Agraria Común (PAC): reducción de superficies de barbecho; abandono de cultivo de cereal de secano; incremento de las superficies de cultivos de regadío e intensificación de los mismos; y desaparición de linderos, eriales y barbechos no arados de media o larga duración -de uno a tres años-.

- **Abandono agrícola y ganadero**

La pérdida de hábitat del alcaudón real también se ha producido y todavía se produce debido al abandono de zonas agrícolas o ganaderas poco productivas y desfavorecidas, lo que deriva en el paulatino cierre de la vegetación, donde la especie ya no puede subsistir por no tener acceso a sus presas.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Berna: Anexo II.	Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011): Incluido.

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES Y PROGRAMAS
Andalucía	Listado Andaluz de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial	Ninguno
Aragón	No catalogada	Ninguno
Asturias	No catalogada	Ninguno
Baleares	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Canarias	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Cantabria	No catalogada	Ninguno
Castilla-La Mancha	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Castilla y León	No catalogada	Ninguno
Cataluña	No catalogada	Ninguno
Euskadi	VULNERABLE	Ninguno
Extremadura	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Galicia	No catalogada	Ninguno
Comunidad de Madrid	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Región de Murcia	No catalogada	Ninguno
Navarra	VULNERABLE	Ninguno
La Rioja	No catalogada	Ninguno
Comunidad Valenciana	No catalogada	Ninguno


© Andrew M. Allport-Shutterstock

● Desarrollo urbanístico

Los proyectos de urbanización o grandes infraestructuras han contribuido y contribuyen a fragmentar el hábitat del alcaudón real, sobre todo en zonas agrícolas y llanas situadas en la periferia de las áreas más pobladas. El reciente impulso de las energías renovables -eólica y fotovoltaica- basada en la creación de macroinstalaciones, muchas veces situadas o proyectadas en zonas agrícolas poco productivas donde el alcaudón real está presente, puede suponer una importante pérdida de hábitat en el futuro.

● Pérdida de recursos tróficos

La paulatina y grave desaparición de las poblaciones de insectos u otros invertebrados terrestres, debido a un excesivo y generalizado uso de plaguicidas que está impactando a nivel global a muchos ecosistemas, también puede estar afectando negativamente al alcaudón real, ya que se trata de un recurso trófico fundamental para la especie (Hallmann *et al*., 2017; Sánchez-Bayo y Wyckhuys, 2019; Cardoso *et al*., 2020).

● Inacción de las Administraciones públicas

La no aplicación de medidas específicas para su gestión dentro de los planes de gestión de los espacios protegidos de la Red Natura 2000 es un factor indirecto que evidentemente afecta a la viabilidad futura de las poblaciones de alcaudón real. Se considera una especie cubierta por el paraguas de otras consideradas más prioritarias, pero se ha comprobado que se necesita una batería de medidas específicas encaminadas a tratar de disminuir el significativo declive de esta especie.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

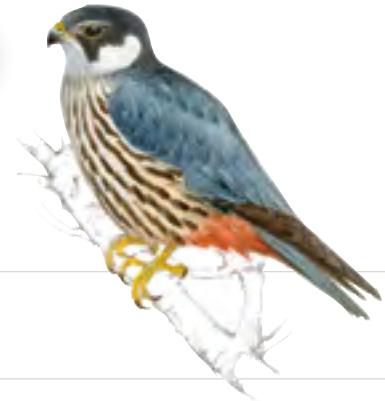
- ✔ Realización de estudios que permitan conocer con mayor exactitud las causas de su regresión.
- ✔ Desarrollo de medidas específicas ligadas a los usos agrícolas y ganaderos que eviten tanto la intensificación como el abandono: conservación de linderos, eriales, promoción de pastos y barbechos o mantenimiento de cubiertas vegetales en cultivos leñosos.
- ✔ Minimizar el uso de fitosanitarios en las zonas más sensibles para la especie.
- ✔ Prohibición de repoblaciones forestales en hábitats actuales o potenciales de la especie.
- ✔ Seguimiento de la evolución de la población y estudio de las causas del declive. Incluir zonas de reproducción y también de invernada en los estudios.

EN PELIGRO
EN [A2abc; C1]

ALCOTÁN EUROPEO

Falco subbuteo

Falcó mostatxut europeu; Falcón pequeno; Zuhaitz-belatza; Ógea; Eurasian Hobby; Faucon hobereau



Autor: **Carlos Palacín**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2016)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	K	NT	EN

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

La distribución del alcotán en España como reproductor no es uniforme, diferenciándose la mitad septentrional del país -con una distribución algo más continuada- de la mitad meridional -donde es muy fragmentada, dispersa y puntual en muchas zonas-. Tiene presencia en hábitats apropiados de Cataluña, País Vasco, La Rioja, Navarra, Burgos y Soria. En Galicia, Asturias y resto de Castilla y León está repartido, aunque la distribución resulta más dispersa. En Madrid se encuentra en la sierra del Guadarrama. En Castilla-La Mancha es una especie rara y escasa, siendo algo más abundante en las provincias orientales de la comunidad (López de Carrión *et al.*, 2006). En Extremadura es más frecuente en Cáceres, en pinares del sistema Central, y con densidades localmente más elevadas en pinares del Tiétar y de Monfragüe, siendo muy escaso en Badajoz (Prieta, 2011). En la Comunidad Valenciana, Murcia y Andalucía es muy escaso, con presencia extremadamente localizada.

El hábitat de nidificación está constituido por formaciones arbóreas muy diversas -desde encinas aisladas en el páramo a pinares extensos en laderas de montaña- asociadas a terrenos abiertos, en un intervalo altitudinal muy amplio: desde el nivel del mar hasta pinares subalpinos a 2.000 m de altitud (Sanmartí *et al.*, 2005).

Las mayores densidades conocidas en la Península se encuentran en los secanos de la Plana de Lleida, con 10 parejas/100 km² (Rodríguez y Palacín, 2018). En esta zona, el hábitat de nidificación son cultivos extensivos de secano mediterráneos bien conservados, con lindes arboladas entre parcelas -con almendros y encinas, principalmente-, y buena disponibilidad de nidos de urraca (*Pica pica*) y corneja negra (*Corvus corone*). Este hábitat se extendía por el valle del Ebro y era común en las dos mesetas antes de las concentraciones parcelarias. En Castilla y León era un nidificante habitual en pinares de pino piñonero y resinero en la llanura cerealista. Actualmente ocupa pinares más extensos y maduros. También está presente en choperas y fresnedas asociadas a cursos de agua y zonas húmedas. En el sistema Central se encuentra en pinares de pino silvestre y melojares; y en Castilla-La Mancha y Extremadura en zonas adehesadas con grandes encinas. En la franja cantábrica, las campiñas son su hábitat ideal, con prados bordeados por bosquetes y pinares maduros -de más de 40 años-, de mayor extensión en zonas montañosas (Zuberogoitia, 2017). En Galicia y Bizkaia, también ocupa eucaliptales maduros, seleccionando los árboles más altos. En la Comunidad Valenciana nidifica en pinares maduros de pino negral y ocasionalmente de pino carrasco (Prades y Llopis, 2019). Otros lugares de reproducción destacables son los cantiles rocosos, especialmente en La Garrotxa (Girona) y en la cordillera prelitoral catalana, donde los alcotanes nidifican en antiguos nidos de cuervo (G. De Jesús y J. Bermejo, com. pers.; Mampel *et al.*, 2014). En los últimos años, cada vez es más frecuente la reproducción en torres de líneas eléctricas sobre nidos de córvidos. También son de interés las zonas húmedas en las que se pueden agregar temporalmente varios individuos cuando hay abundancia de recursos tróficos. Selecciona principalmente para criar los nidos construidos por la corneja negra, lo cual debe condicionar su distribución durante el periodo reproductor. También ocupa nidos de urraca y cuervo, y en ocasiones de rapaces de mediano tamaño (Palacín, 2016).

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

Los resultados del programa SACRE (SEO/BirdLife, 2019) indican un declive significativo del -72,7 % a lo largo de las dos últimas décadas -periodo 1998-2018, 227 unidades muestrales-, siendo una de las rapaces diurnas ibéricas con un descenso poblacional más acusado en ese periodo. Además, según los resultados del *Atlas de las Aves Reproductoras* (2014-2018, SEO/BirdLife), las cuadrículas en las que se le cita como reproductor se han reducido en un 34 % -de 1.715 en 1998-2002, a 1.129 en 2014-2018-. Aunque la metodología empleada en ambos programas no está diseñada específicamente para el alcotán, existen evidencias que son concordantes con esos resultados y que indican que la especie se encuentra en regresión: (a) se ha constatado la desaparición de numerosas parejas reproductoras en el centro de la península ibérica, especialmente en zonas agrícolas intensificadas de Valladolid, Segovia, Madrid o Toledo (datos propios); (b) en la última década, se han descrito tendencias negativas tanto en la franja mediterránea, como en el norte de Castellón (Prades y Llopis, 2019) y en la Región de Murcia, donde es muy escasa y con pocos datos de reproducción (Martínez y Calvo, 2006; Calvo *et al*., 2017); (c) En el Parque Nacional de Doñana (Huelva) y su entorno se ha comprobado la práctica extinción local de la especie (Sergio *et al*., 2021); (d) en Extremadura, parece estar en declive en los pinares del sistema Central (Mayordomo *et al*., 2015); (e) la disminución del área de reproducción, especialmente en el centro y sur de la Península, coincide con las proyecciones por efecto del calentamiento climático,

que indican una afección fuerte, con pérdidas de más del 80 % del área potencial de distribución en las próximas décadas (Araujo *et al*., 2011); y (f) por último, el mapa de cambios del *Atlas Europeo de Aves Reproductoras* (*EBBA2*) también muestra una reducción de la distribución en el sur de España y Portugal (Sergio, 2021).

En el norte de la Península la tendencia no parece tan negativa: en Cataluña parece estable en las últimas dos décadas (Palacín *et al*., 2021), aunque en áreas periurbanas muy humanizadas también se confirma su desaparición (por ejemplo, en el Baix Llobregat, M. Barba, com. pers.). En Bizkaia, se desconoce la tendencia, pero la situación actual no parece preocupante (Zuberogoitia, 2017).

En la actualidad no se dispone de información precisa sobre el tamaño poblacional en España. En 2003 se estimó la población en 2.300-3.000 parejas, cantidades que fueron consideradas como aproximadas debido a que no estuvieron basadas en un censo específico y a las dificultades de detección de la especie cuando no se aplica el método apropiado -por su pequeño tamaño, migración prenupcial tardía, baja densidad y reproducción estival (Palacín, 2003)-. En 2011 se realizó una estimación de 4.410 territorios (Palomino y Valls, 2011). Esta cantidad es considerada una sobrestimación de la población real debido a que la metodología fue diseñada para obtener información simultánea de todas las rapaces forestales diurnas, con un primer muestreo efectuado entre el 15 de marzo y el 15 de mayo, cuando muchos de los alcotanes se encuentran en migración. Además, solo se pudo verificar la reproducción en 64 cuadrículas de las 860 potenciales, con las consiguientes limitaciones para realizar extrapolaciones. De hecho, se ha comprobado que las estimaciones realizadas con este método sobrestimaron las verdaderas poblaciones de varias especies de rapaces forestales (Blanco *et al.*, 2012). A nivel regional, también se ha descrito la falta de precisión de la estimación anterior debido al escaso número de contactos utilizados y a la disparidad de los resultados obtenidos, siendo precisa la confirmación mediante censos específicos (Prades y Llopis, 2019; Prieta, 2011; datos propios).

Teniendo en cuenta la estimación de 2003 y la tasa media de decrecimiento anual de -5,4 % -obtenida en el periodo 1998 y 2018 (SEO/BirdLife, 2019)-, se ha realizado una inferencia cuyo resultado es una estimación de 800-1.100 parejas. Esta estimación, teniendo en cuenta las limitaciones descritas anteriormente, puede ser considerada como una posible aproximación a la situación real, la cual sólo se conocerá con precisión cuando se emprenda un censo poblacional específico en todas las Comunidades.

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

En el anterior *Libro Rojo* se evaluó el grado de amenaza del alcotán como “Casi Amenazado” por poseer una población inferior a 10.000 individuos maduros y existir el riesgo de disminución en el futuro (Palacín, *et al*., 2004). En la presente revisión, se han aplicado las categorías de amenaza y los criterios de la UICN para el conjunto de la población española, analizándola como una unidad regional única.

Teniendo en cuenta el declive poblacional observado -del -72,7 %, periodo 1998-2018-, las extinciones locales constadas y las contracciones en la distribución potencial actual de la especie -entre un 88 % y un 91% para 2041-2070 (Araújo *et al*., 2011)-, la población española de alcotán cumpliría con los criterios para ser catalogada como “En Peligro”. Un taxón está en peligro cuando se considera que se está enfrentando a un riesgo de extinción muy alto en estado de vida silvestre.



© shaftinaction - Shutterstock

Criterio A2

El criterio de esta evaluación se debe a que la población ha experimentado una reducción superior al 70 % en tres generaciones (A2abc), superando el umbral para la categoría de "En Peligro".

Criterio C1

Además, el número de individuos adultos es inferior a 2.500 y está en disminución, por lo que también cumpliría el criterio C1 para la categoría de "En Peligro".

AMENAZAS

- **Intensificación agrícola**

La transformación y deterioro del hábitat debido a las concentraciones parcelarias, la industrialización agrícola, la intensificación de cultivos leñosos, la desaparición de barbechos, de setos y de vegetación arvense, y la utilización masiva de agroquímicos -herbicidas, insecticidas-, promovidas por la Política Agraria Común para aumentar la producción, están provocando la degradación del hábitat agrícola y el declive de las especies presa del alcotán en el medio agrario (Palacín, 1994). En este sentido, se ha constatado la desaparición de la especie como reproductora en un buen número de zonas agrícolas intensificadas del centro de la península ibérica -Valladolid, Segovia, Madrid o Toledo- (datos propios).

- **Gestión forestal**

Los incendios y trabajos forestales en el periodo estival son incompatibles con la reproducción. También la tala de riberas, sotos fluviales y la eliminación de arbolado o setos en zonas agrícolas. En Bizkaia la especie está severamente afectada por la tala masiva de plantaciones de coníferas maduras, como el pino insigne o de Monterrey (Zuberogoitia, 2021).

- **Cambio climático**

Bajo los escenarios climáticos disponibles para el siglo XXI, se esperan impactos elevados en la distribución potencial. Los modelos proyectan reducciones en la distribución potencial actual de la especie entre un 88 % y un 91 % en 2041-2070 (Araújo *et al*., 2011).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Bonn: Apéndice II. Convenio de Berna: Anexo II. Convención sobre Especies Migratorias (CMS): Apéndice II.	Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011): Incluida.

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	Listado Andaluz de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial	Ninguno
Aragón	No catalogada	Ninguno
Baleares	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Castilla-La Mancha	VULNERABLE	Ninguno
Castilla y León	No catalogada	Ninguno
Cataluña	No catalogada	Ninguno
Euskadi	RARA	Ninguno
Extremadura	SENSIBLE A LA ALTERACIÓN DE SU HÁBITAT	Ninguno
Galicia	No catalogada	Ninguno
Comunidad de Madrid	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Región de Murcia	No catalogada	Ninguno
Navarra	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
La Rioja	No catalogada	Ninguno
Comunidad Valenciana	No catalogada	Ninguno

ESPACIOS DE INTERÉS PARA LA ESPECIE

Todas las ZEPA e IBA con alcotanes son claves para su conservación. Destacan, por la abundancia y densidad de parejas reproductoras: en la Plana de Lleida: (a) Bellmunt-Almenara ZEPA 477, (b) Plans de Sió ZEPA 478, (c) Anglesola-Vilagrassa ZEPA 321, (d) Belianes-Preixana ZEPA 479 y (e) Secans de la Noguera ZEPA 130021. En Girona, el Sistema Tranversal Català ZEPA 5110007. En Guadalajara, el Alto Tajo ZEPA 92.

● Instalaciones de producción de energía fotovoltaica y eólica, y nuevas líneas eléctricas

Debido a una deficiente planificación y evaluación ambiental, se están construyendo grandes instalaciones industriales de generación de energía eléctrica en áreas de reproducción del alcotán, lo que además supone la destrucción del hábitat de toda la comunidad de aves asociadas a ambientes agrícolas. En los montes Torozos -Valladolid- se han talado encinas en las que nidificaba el alcotán para instalar aerogeneradores y se ha comprobado la desaparición de al menos cinco parejas en zonas en las que ya se han instalado parques eólicos (datos propios). La especie ha sido descrita como muy vulnerable a los efectos potenciales del desarrollo de la energía eólica (Strix, 2012).

● **Gestión cinegética**

La caza en agosto -la media veda-, durante el periodo de crianza de los pollos, provoca molestias y fracasos en la reproducción. Por otro lado, la caza incontrolada de córvidos -cornejas, urracas y cuervos- puede provocar la ausencia de disponibilidad de plataformas de nidificación.

● **Desarrollo urbano**

El crecimiento demográfico, la actividad humana y la urbanización descontrolada han provocado la pérdida de hábitat, especialmente en la periferia de grandes ciudades, con casos de territorios de reproducción desaparecidos en la periferia de Madrid, Barcelona o Alcalá de Henares.

● **Molestias antrópicas**

Las actividades incontroladas en la naturaleza como la circulación de vehículos, aeronaves, actividades cinegéticas o de ocio, son causas de molestias y pueden provocar fracasos en la reproducción.

● **Degradación del hábitat**

Como son la aplicación de lodos de depuradora y purines en grandes superficies agrícolas, o la destrucción y degradación de zonas húmedas.

● **Ineficacia de estrategias de conservación, incumplimiento de legislación de protección, conflicto entre la legislación de conservación de la biodiversidad y la PAC**

La Red Natura 2000 está fracasando en los objetivos de conservación de la biodiversidad en zonas agrícolas. Actualmente, los espacios protegidos en la UE no garantizan la conservación de las especies asociadas a los cultivos. Las prácticas agrícolas intensivas no tienen restricciones en espacios incluidos en la Red Natura 2000. Como resultado, la comunidad de aves de estos medios se encuentra en declive en lugares protegidos por la normativa ambiental. Existe, por tanto, un grave conflicto entre los objetivos de la legislación sobre conservación de la biodiversidad y la política agraria actual de la PAC (Palacín y Alonso, 2018).

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

No se han emprendido medidas de conservación específicas para el alcotán. En cuanto a medidas generales, como las agroambientales, estas no han sido eficaces en la conservación de las especies asociadas a medios agrícolas. Sería deseable que, a través de la PAC o de otros instrumentos de financiación, se consiguiese que una superficie significativa de las tierras de labor (30 %) no fueran cultivadas, labradas o tratadas por un periodo

mínimo de dos años, para recuperar y mejorar la biodiversidad de los agrosistemas.

OTRAS MEDIDAS

- ✔ Realizar un censo específico con metodología adecuada en todas las CCAA.
- ✔ Seguimiento de la evolución de la población. Investigación para conocer en las causas de su declive. Estudio para mitigar o evitar las causas de mortalidad.
- ✔ Revisar la catalogación y estado de conservación a escala regional y estatal.
- ✔ Elaboración y aprobación de los preceptivos planes de recuperación o conservación.
- ✔ Desarrollo de medidas ligadas a la gestión forestal: respetar el ciclo reproductivo, conservar formaciones maduras de arbolado.
- ✔ Desarrollo de medidas ligadas a los usos agrícolas: conservación de lindes arboladas, setos, barbechos y desarrollo de medidas que fomenten la conservación de la biodiversidad.
- ✔ Planificación de urbanizaciones, desarrollos industriales o infraestructuras, evitando las zonas de distribución de la especie.
- ✔ Prohibir la construcción de instalaciones de producción de energía -fotovoltaica o eólica- en las áreas de nidificación del alcotán o de otras especies cuyo hábitat se encuentra protegido.
- ✔ Regulación de la media veda y prohibición en zonas de nidificación. Regulación de la caza indiscriminada de córvidos. Implantación de un examen de cazador realista.
- ✔ Aislamiento de postes y torres eléctricas y señalización eficaz de líneas eléctricas. En tendidos de nueva instalación, evitar su construcción en zonas de distribución de la especie.
- ✔ Designación de nuevas ZEPA o ampliación de las existentes en áreas que alberguen poblaciones significativas.
- ✔ Mejorar los servicios públicos de protección ambiental y garantizar una correcta vigilancia del hábitat, especialmente en época de reproducción.

EN PELIGRO
EN [B1; C1; E]

ALONDRA RICOTÍ

Chersophilus duponti



Alosa becuda; Calandra de Dupont; Dupont hegatxabala; Dupont's lark; Alouette de Dupont

Autores: **Juan Traba, Cristian Pérez-Granados y David Serrano**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2020)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
VU	VU	VU	NE	EN	EN

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

La alondra ricotí o de Dupont es una especie muy selectiva en cuanto a la topografía del terreno y la estructura de la vegetación de los hábitats que ocupa, no tanto en cuanto a la composición florística (Traba *et al*., 2019). En general selecciona estepas de matorral bajo en zonas llanas -pendiente inferior al 10-15 %-, principalmente de la España caliza o yesosa, y no se encuentra en las estepas de vegetación natural herbácea, como los pastizales silíceos del sur y oeste peninsular. Se ha descrito presente, aunque de forma escasa, quizás ya extinta, en matorrales del noroeste de la Península, como jarales, brezales, piornales, etc. En España aparece puntualmente en los espartales del sudeste peninsular, mientras que en Marruecos es el tipo de hábitat más habitual. Selecciona vegetación baja -de 20 a 40 cm- con una alta proporción de suelo desnudo (Garza *et al*., 2005). Estos hábitats están frecuentemente ligados a usos antrópicos tradicionales -pastoreo extensivo de ovejas-.

La totalidad del área de distribución europea de la especie se circunscribe a la península ibérica. De los aproximadamente 3.800 machos estimados para 2018, la gran mayoría se localiza en Aragón -1.614 machos, 43,5 % del total-, Castilla y León -1.290 machos, 33,7 % del total- y Castilla-La Mancha -739 machos, 19,3 % del total-. Las provincias de Soria -con 1.091 machos- y Teruel - con 929 machos- son las que tienen más machos censados. Ambas, junto a Zaragoza -663 machos- y Guadalajara -646 machos- concentran el 87 % de los machos estimados. Teniendo en cuenta la falta de datos actualizados de las

subpoblaciones de Aragón, es previsible que su importancia numérica en el contexto nacional sea mucho mayor de lo que indican los datos considerados para estimar su tamaño (Traba *et al.*, 2019).

La especie sólo permanece en cuatro de las seis regiones del área de distribución citadas en el I Censo Nacional: sistema Ibérico, valle del Ebro, meseta Sur (García Antón *et al.*, 2019), habiéndose extinguido en las regiones meseta Norte y Zamora (datos propios). El patrón de distribución es extremadamente fragmentado, con un núcleo principal en las regiones del interior peninsular y pequeñas zonas marginales dispuestas en torno a él (García Antón *et al.*, 2019), frecuentemente sujetas a un alto grado de aislamiento geográfico (García Antón *et al.*, 2021). La totalidad del área de distribución apenas supera los 1.010 km^2 y aún menor es el área adecuada para albergar poblaciones reproductoras -698 km^2- (García Antón *et al.*, 2019).

Se conoce poco de los movimientos dispersivos y divagantes de la especie. Los adultos son sedentarios (Suárez *et al.*, 2006) pero hay registros de dispersión de juveniles y observaciones fuera del área de reproducción (García Antón *et al.*, 2021; Pérez-Granados *et al.*., 2021).

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

La población española de alondra ricotí -también conocida como rocín en muchas regiones- se estimó en 2018 en un mínimo de 3.828 machos, según censos realizados durante el periodo 2003-2018 (Traba *et al.*, 2019). No obstante, esta cifra fue estimada con datos deficientes para Castilla y León y para Aragón. En la primavera de 2021 se ha terminado el censo de Castilla y León, y los primeros resultados arrojan números inferiores a los de la estima mencionada (datos propios).

Por otro lado, se carece de datos recientes de la práctica totalidad de Aragón, a pesar de que se trata, previsiblemente, de la fracción poblacional más importante de España. Considerando que la razón de sexos está extremadamente sesgada hacia los machos (Suárez *et al.*, 2009: 0,61 (61 %); Vöegeli *et al.*, 2007: 0,79 (79 %), el número de hembras estaría alrededor de las 804-1.493. Por tanto, asumiendo el margen de error de la estima del número de machos, el tamaño efectivo de la población española -o europea- de alondra ricotí, actualizada al año 2018, sería de unas 1.400-1.500 parejas y del orden de 3.700-4.000 machos (Traba *et al*., 2019).

Según los datos recopilados de 92 poblaciones en España, la alondra ricotí ha experimentado una tasa de disminución anual del 3,9 % y una disminución general de 41,4% durante el periodo 2004-2015 (Gómez-Catasús *et al.*, 2018). Este resultado es concordante con los señalados previamente para la especie en España, y que sugerían una disminución del 31,5 % en 16 años (N = 34 poblaciones; Tella *et al*., 2005) y hasta del 70% en 12,5 años (N = 33 poblaciones; Pérez-Granados y López-Iborra, 2014). Respecto a la tendencia por regiones, Andalucía y Castilla y León parecen mostrar una disminución drástica en los efectivos hasta 2015 -tasa de disminución anual superior al 5 %-, mientras que Aragón, Castilla-La Mancha, Cataluña, Comunidad Valenciana, Navarra y Murcia muestran tendencias inciertas, teniendo en cuenta las deficiencias de la información existente (Gómez-Catasús *et al*., 2018).

La situación desde 2015 muestra signos de empeoramiento. En zonas críticas para la especie, como la ZEPA de Altos de Barahona, se han detectado tasas de cambio de -36,5% entre 2017 y 2020 (datos propios). Resultados preliminares de los censos realizados durante 2021 en Altos de Barahona y Páramo de Layna (Soria), Alfés

(Cataluña), Rincón de Ademuz (Valencia) y localidades de Guadalajara arrojan resultados aún peores, con tasas de descenso entre 2020 y 2021 de entre -30% y -60%. Estos descensos tan acusados podrían deberse a eventos meteorológicos extremos durante el invierno de 2020 –tormenta de nieve Filomena- que han actuado sobre poblaciones ya muy mermadas. Si se confirman estos datos, la población ibérica podría haberse reducido en un único año a un tamaño poblacional efectivo de 560-1.050 parejas, incrementando la fragmentación y el aislamiento de las poblaciones remanentes.

En cuanto al área de distribución, se ha constatado un proceso de reducción muy marcado desde finales de los años 80. Considerando una muestra de zonas para la que se tiene información precisa sobre la distribución histórica de la especie, se ha observado una reducción del 44,1% entre los periodos previos y posteriores al año 2000 (García-Antón *et al*., 2019).

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se han aplicado las categorías de amenaza y los criterios de la UICN para el conjunto de la población española analizándola como una única unidad regional.

Teniendo en cuenta las tendencias poblacionales y de la distribución de la alondra ricotí detectadas entre el periodo 2004-2015, superior al necesario para el transcurso de tres generaciones de la especie o durante diez años, y a la reducción en su área de ocupación, la población española de alondra ricotí cumpliría con los criterios para ser catalogada como Vulnerable, de acuerdo con los criterios A2b y A2c.

No obstante, dada el área de distribución, inferior a 1.400 km² (García-Antón *et al*., 2019), severamente fragmentada, con disminución continuada del 44,1 % en el periodo 1990-2005, y con numerosas extinciones locales, la especie cumple con el criterio B1 para ser incluida en la categoría de “En Peligro”.

Además, dado el bajo tamaño poblacional efectivo -inferior a 2.500 parejas con datos de 2018, inferior a 1.100 con los datos preliminares más recientes-, y por tanto inferior a 2.500 individuos maduros, y dadas las estimas de los análisis de viabilidad poblacional -un declive poblacional del 32,8 % en los próximos 10 años, (Traba *et al*., 2019)-, se considera que la población ibérica de alondra ricotí cumpliría con el criterio C1 para ser incluida en la categoría de “En Peligro”.

Por último, de acuerdo con el criterio E, acerca de la proyección del tamaño poblacional de la especie para el periodo 2020-2040, la especie cumpliría con el criterio para ser incluida en la categoría de “En Peligro”.

Criterio A2

(b) La evolución del tamaño de la población española comparando los censos realizados en 2004 y en 2015, muestra un descenso del número de machos censados del 41,4 % en 11 años, por lo que supera los umbrales del criterio que establecen una reducción del tamaño de la población igual o superior al 30 % durante los últimos diez años. Por comunidades autónomas, el declive anual se ha estimado en 10,9 % y 8,4 % en Andalucía y Castilla y León, respectivamente (Gómez-Catasús *et al*., 2018). Las causas del descenso no han cesado, y se espera que puedan acentuarse en los próximos años (véase apartado Amenazas).

(c) Considerando una muestra representativa de zonas para la que se tiene información precisa sobre la distribución

histórica de la especie, se ha observado una reducción del 44,1% entre los periodos previos y posteriores al año 2000 (García-Antón *et al*., 2019; Traba *et al*., 2019).

Criterio B1

Extensión de presencia. Se ha estimado que el área de distribución de la especie es inferior a 1.400 km² -claramente inferior al umbral <5.000 km², del criterio UICN-, con una disminución del 44,1 % en el periodo 1990-2005 (García-Antón *et al*., 2019). Se han documentado procesos de extinción local entre los años 2004 y 2018 que han afectado a poblaciones completas, subpoblaciones y manchas de hábitat potencial de menor extensión. Esto se ha traducido en la extinción de nueve poblaciones con posterioridad al año 2000, que se sumarian a otras cuatro poblaciones que ya se habían extinguido previamente. La distribución actual está severamente fragmentada. Por todo ello, la especie cumple con el criterio B1 para ser incluida en la categoría de "En Peligro".

Criterio C1

Número de individuos maduros. La especie muestra un bajo tamaño poblacional efectivo -inferior a 2.500 parejas con datos de 2018, inferior a 1.100 parejas con los datos preliminares más recientes-, y por tanto inferior a 2.500 individuos maduros, y con una disminución proyectada del 32,8 % en los próximos 10 años, por lo que se considera que la población española de alondra ricotí cumpliría con el criterio C1 para ser incluida en la categoría de "En Peligro".

Criterio E

Las proyecciones basadas en los índices de abundancia prevén un declive poblacional del 32,8 % en los próximos 10 años para el conjunto de la población ibérica. Un análisis de viabilidad poblacional realizado sobre la población española de alondra ricotí mostró unas tasas proyectadas claramente negativas, con una estimación de extinción completa de la metapoblación en 35 años, y una probabilidad de extinción a los 20 años > 89 % (Traba *et al*., 2019). Por ello se considera que la especie cumple este criterio para ser incluida en la categoría de "En Peligro".

AMENAZAS

Los problemas de conservación de la alondra ricotí en España se deben a factores propios o intrínsecos a la especie, y a factores extrínsecos. En relación con los intrínsecos, muestra un relativamente bajo éxito reproductivo y una alta tasa de mortalidad en nido (Pérez-Granados *et al*., 2017) y quizás adulta. Además, la especie presenta restricciones de tipo genético (Méndez *et al*, 2011, 2014), derivadas a su vez de la extrema fragmentación de la distribución y su escasa conectividad (Gárcia-Antón *et al*., 2021). A escala peninsular, las mayores amenazas para la especie parecen vincularse, por un lado, a una reducción de la densidad poblacional, un proceso que en los modelos utilizados está relacionado a su vez con el despoblamiento rural y el consiguiente abandono de la ganadería extensiva y, por otro lado, al incremento de los extremos térmicos y la aridez, un escenario, este último, que previsiblemente se incrementará en el futuro como consecuencia del cambio climático (García-Antón *et al*., 2019). A escalas más locales o de paisaje, las amenazas se vinculan principalmente a fenómenos de transformación del paisaje -roturación y puesta en cultivo de los hábitats naturales-, intensificación a escala local de los usos del suelo -herbicidas-, abandono de los usos ganaderos tradicionales que acelera la matorralización y el crecimiento de arbolado, y que disminuye la disponibilidad de alimento,

además de la implantación de infraestructuras como carreteras, líneas de alta velocidad, y recientemente parques eólicos o fotovoltaicos (Traba *et al*., 2019).

Transformación del hábitat y gestión agrícola

Aunque con diferencias debidas a cada región, las amenazas a la alondra ricotí en medios agrarios pueden sintetizarse en dos aspectos: pérdida de hábitat, por incremento de la superficie de cultivo, en detrimento de la superficie de matorral bajo (Laiolo y Tella, 2006; Suárez, 2010) y deterioro de la calidad del hábitat potencial como resultado de la intensificación agrícola (Reverter *et al*., 2021). Aunque las roturaciones de matorral para puesta en cultivo se han reducido en los últimos años, han debido ser un factor clave en la pérdida de hábitat entre finales del siglo XX y principios del XXI. En la actualidad, existe un mayor control de las roturaciones por parte de las CCAA, pero aun así se siguen llevando a cabo de manera ilegal con carácter localizado. Sólo el seguimiento continuado permite detectar reducciones de hábitat potencial en zonas críticas, como el sur de Soria, pero también en zonas periféricas como en Murcia (Traba *et al*., 2019). Además, dado que el hábitat potencial se encuadra desde un punto de vista agronómico en la categoría de "erial", el análisis de la variación interanual que ofrece la *Encuesta sobre Superficies y Rentabilidad de Cultivo en España* (ESCYRCE) indica que esta categoría se ha reducido un 44 % en el periodo 2002-2018, lo que supone una pérdida de más de 717.000 ha en el conjunto de España, probablemente en una proporción similar en las zonas de distribución de la alondra ricotí (Traba *et al.*, 2019).

La introducción de cultivos arbolados y reforestaciones en medios esteparios es otra causa mayor de disminución de la superficie de hábitat disponible. Trabajos previos indican que el 32 % de las manchas estudiadas entre 2000 y 2005 contaban con plantaciones de coníferas (Laiolo y Tella, 2006). Entre 2004 y 2018 la superficie de reforestaciones aumentó en España en 510.000 ha. Una vez que las reforestaciones alcanzan cierto desarrollo, afectan negativamente a las poblaciones de alondra ricotí aledañas. Se ha comprobado que el uso del espacio por parte de la alondra ricotí alcanza valores máximos a distancias entre 200-600 m de los límites de la reforestación (Traba *et al.*, 2019), lo que disminuye sensiblemente la superficie de hábitat útil disponible.

Aunque las tendencias en los próximos años serán previsiblemente hacia una disminución de las roturaciones para cultivo y de las plantaciones arbóreas, los hábitats remanentes se ven afectados por el proceso de intensificación a escala local de la agricultura de secano. La aplicación de herbicidas y plaguicidas parece disminuir la calidad del hábitat en el entorno de los campos cultivados, disminuyendo incluso la disponibilidad de alimento al menos hasta 50 m de distancia de los cultivos (Reverter *et al*., 2021), lo que nuevamente disminuye la superficie adecuada para la especie.

Gestión ganadera

La ganadería es, junto a la agricultura de secano, el otro aprovechamiento tradicional de las zonas con presencia de alondra ricotí. Es frecuente considerar al ganado como agente modelador de las estepas de matorral, ya que permite reducir la cobertura herbácea y mantiene un alto porcentaje de suelo desnudo. Además, el pastoreo extensivo de ovino parece favorecer la abundancia y diversidad de insectos coprófagos, que son parte relevante de la dieta de la alondra ricotí (datos propios). La información disponible indica que la cabaña de ovino de

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Berna: Apéndice II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I. Priority species Ornis Comitee (30/04/2014) Species Action Plan for the Dupont's lark Chersophilus duponti in the European Union (Íñigo *et al.*, 2008).	Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011): VULNERABLE. Solicitado cambio de categoría a EN PELIGRO DE EXTINCIÓN (pendiente de aprobación).

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	VULNERABLE	Plan de Recuperación y Conservación de las Aves Esteparias. Años 2014-2018 (2013).
Aragón	SENSIBLE A LA ALTERACIÓN DE SU HÁBITAT	Ninguno
Castilla-La Mancha	VULNERABLE	Ninguno
Castilla y León	No catalogada	Ninguno
Cataluña	Solicitada catalogación como "En Peligro Extinción" (pendiente de aprobación)	Ninguno
Comunidad de Madrid	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Región de Murcia	VULNERABLE	Ninguno
Navarra	SENSIBLE A LA ALTERACIÓN DE SU HÁBITAT	Ninguno
Comunidad Valenciana	VULNERABLE EN PELIGRO DE EXTINCIÓN (Borrador del nuevo Catálogo-2021)	Ninguno

ESPACIOS DE INTERÉS PARA LA ESPECIE

Un análisis detallado de la cobertura de espacios protegidos para la especie puede encontrarse en Traba *et al.* (2019). De las 32 ZEPA con presencia de alondra ricotí, 19 se declararon por la presencia de ésta y otras aves esteparias. La especie está presente en ZEPA no declaradas específicamente por ella, como las hoces fluviales de los Arribes del Duero -presencia no confirmada recientemente- o las de los ríos Riaza y Duratón (Segovia), y Valeria (Cuenca). Todas las CCAA cuentan con ZEPA con presencia de alondra ricotí excepto Murcia. La mayoría de las ZEPA con alondra ricotí se encuentran en Aragón (15), Castilla y León (7) y Castilla-La Mancha (6). La regresión de la población española ha afectado también a la representación incluida en ZEPA. En cuatro ZEPA la especie se ha extinguido: Humedales de La Mancha, Sierra de Altomira, Zona Esteparia de El Bonillo y Llano de las Cabras.



© Mateusz Sciborski- Shutterstock

España ha perdido casi 8 millones de cabezas entre 2002 y 2018 (-33,40 %; MAPA, 2000). De forma más concreta, en las 18 provincias con presencia de la especie la cabaña de ovino en 2018 era un 36,1 % menor que en 2005, casi 4 millones menos de cabezas (Traba y Pérez-Granados, datos propios). Este proceso, que se vaticina que continuará en los próximos años, facilita la regeneración y desarrollo de la vegetación leñosa, como ya es patente en muchas zonas de su área de distribución, afectando negativamente a la presencia de la especie.

Nuevos usos del suelo

En las zonas ocupadas por la alondra ricotí, frecuentemente con baja densidad de población y usos marginales, se han implantado en los últimos años nuevos usos y actividades industriales, que básicamente pueden clasificarse en dos categorías: grandes infraestructuras -parques eólicos y fotovoltaicos e infraestructuras lineales de transporte- e instalaciones menores como canteras, vertederos, escombreras, instalaciones industriales y granjas. En el caso concreto de los parques eólicos, estos se han considerado una amenaza crítica (Íñigo *et al*., 2008), aunque sólo recientemente ha comenzado a conocerse en detalle de qué forma afectan a la especie. Se han descrito mayores tasas de descenso poblacional y menor probabilidad de persistencia en zonas con parques eólicos (Gómez-Catasús *et al*., 2018) que pueden deberse, entre otros factores, a una mayor tasa de depredación en nido (Gómez-Catasús *et al*., 2021a), pero también a una disminución de la calidad de la comunicación acústica (Gómez-Catasús *et al*., 2021b). No se conocen apenas, no obstante, casos de muerte por colisión, sea con las aspas de los aerogeneradores

o con las líneas de evacuación, aunque esto puede deberse a deficiencias en el registro de siniestralidad asociados al diseño de los planes de vigilancia. En el futuro más cercano, lamentablemente, es previsible que estos efectos se incrementen, dada la expansión actual de parques eólicos en áreas donde la especie está presente. Respecto a las fotovoltaicas, es esperable que en general se respeten las poblaciones de la especie, pero existen proyectos en áreas inmediatamente colindantes que podrían afectar a su viabilidad por pérdida de conectividad e incluso mortalidad directa por colisión.

A estos cambios hay que añadir la instalación de grandes infraestructuras de transporte, como el AVE o autovías y autopistas que han atravesado zonas críticas para la especie, frecuentemente incluidas en IBA e incluso ZEPA. Por último, la apertura o actividad de canteras y vertederos en el conjunto de su área de distribución es frecuente.

Políticas de conservación

La alondra ricotí está representada en 32 ZEPA. En total, 35 subpoblaciones de las 100 identificadas en España (García-Antón *et al*., 2019) están total o parcialmente en ZEPA. El área de distribución dentro de ZEPA es sólo el 44,7 % del total en España según cuadrículas 1x1 km de presencia actual. Además, el número de machos dentro de ZEPA es el 55,4 % de la población española, 2.122 de 3.828 machos (Traba *et al*., 2019). Estos datos apuntan a que el número de ZEPA designadas para proteger a la especie es insuficiente, o que sus límites deben ser rediseñados para incluir un porcentaje más elevado de la población ibérica. Un análisis reciente no encontró ninguna relación significativa entre el número de medidas de conservación implementadas en cada región con el porcentaje de poblaciones de alondra ricotí dentro de ZEPA (Pérez-Granados y López-Iborra, 2021). Así pues, las deficiencias en la designación de espacios protegidos, además de una escasa o nula aplicación de medidas específicas para su protección, como la aprobación y ejecución de planes de recuperación o de conservación, son factores indirectos que menoscaban la viabilidad futura de la población ibérica de alondra ricotí.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Aprobar la recatalogación de la especie a escala estatal, actualmente catalogada como “Vulnerable”, y declararla “En Peligro de Extinción”. Con esta revisión se desencadenarían los mecanismos establecidos en las leyes de protección de la biodiversidad, obligando a la elaboración de planes autonómicos de recuperación, a la aprobación de una estrategia estatal para su conservación y a la liberación de fondos para su ejecución. Esta es una medida de carácter urgente.
- ✔ Elaboración y aprobación de los preceptivos planes de recuperación o conservación en las CCAA con presencia de la especie.
- ✔ Designación de nuevas ZEPA o modificación de límites de las existentes para que alberguen un mayor porcentaje de la población reproductora.
- ✔ Elaboración y aprobación de los preceptivos planes de gestión de aquellas ZEPA que aún no los tengan.
- ✔ Desarrollo de medidas específicas ligadas a fomentar el uso ganadero: mantenimiento de una cabaña ganadera de ovino, determinando los niveles adecuados de

pastoreo para mantener el hábitat. Nuevas ayudas de la PAC a la ganadería extensiva.

- ✔ Desarrollo de medidas específicas ligadas a los usos agrícolas: incorporación de criterios de ecocondicionalidad real -mantenimiento de linderos, limitación de agroquímicos y mecanización; mantenimiento de barbechos con cubierta vegetal- al marco general de ayudas.

- ✔ En medios agrarios esteparios: Incorporar los requerimientos de hábitat de la especie en la gestión agrícola y forestal de las zonas con poblaciones. Aplicación y ensayo de medidas proactivas de gestión de hábitats que han perdido su idoneidad para la especie: abandono de cultivos, desbroces y quemas, y gestión ganadera.

- ✔ En medios agrarios no esteparios -humedales-: Considerar los requerimientos de hábitat de la especie en la gestión de humedales y en la recuperación de zonas forestales afectadas por incendios.

- ✔ Seguimiento de la población: elaboración de un protocolo de censo unificado y establecimiento de una red nacional de seguimiento de la especie.

- ✔ Seguimiento de la evolución de la población y estudio de las causas del declive.

- ✔ Evitar una mayor fragmentación del hábitat, proteger los lugares importantes -incluso si no albergan presencia de la especie- y aumentar la conectividad entre las poblaciones más aisladas.

- ✔ Prohibición de repoblaciones forestales o mejora del arbolado en hábitats actuales y potenciales para la especie.

- ✔ Prohibición del desarrollo de infraestructuras en las zonas más sensibles para la especie.

- ✔ Eliminación o soterramiento de líneas eléctricas ya instaladas.

- ✔ Evaluación de la eficacia y viabilidad de la translocación de individuos, especialmente para rescate inminente de poblaciones extintas o en riesgo inmediato de extinción.

- ✔ Elaboración de una base de datos cartográfica del hábitat potencial.

- ✔ Programas de educación ambiental orientados a la población local, y puesta en valor de la especie y del hábitat que ocupa.

EN PELIGRO
EN [A2a]



ALZACOLA ROJIZO

Cercotrichas galactotes

Cuaenlairat comú (Rossarda); Solitario rubio; Buztantentea; Solitário; Rufous Bush Chat; Agrobate roux

Autores: **Germán M. López-Iborra, Lorenzo Alcántara Cáceres, Miguel Ángel Díaz-Portero, Carlos Molina y Ángel Sallent**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2019)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	NE	EN	EN

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

La distribución actual del alzacola rojizo se limita a las comunidades autónomas de Andalucía, Extremadura, Murcia y Comunidad Valenciana, donde sólo se encuentra en la provincia de Alicante. Hace pocas décadas, a finales del siglo XX, aún se conocían localidades de presencia, escasas y dispersas, en Castilla-La Mancha -Albacete y Ciudad Real- e incluso en Castilla y León - Salamanca- y anteriormente en el sur de Cataluña - Tarragona-. En todas estas regiones su distribución estaba más extendida que en la actualidad y llegaba a ser un ave común en algunos cultivos como viñedos.

El hábitat principal del alzacola varía geográficamente, pero en general está compuesto por dos tipos de cultivos principales, los viñedos y los olivares, aunque también se ha observado de forma mucho más escasa en huertos de cítricos u otros frutales. En los viñedos ocupa indistintamente los cultivos en vaso o en espaldera, e incluso llegan a detectarse densidades algo más elevadas en estos últimos (Cabodevilla *et al*., 2021). En el caso de los olivares existe una preferencia por los olivares tradicionales, con menor frecuencia los olivares intensivos y llega a desaparecer en los superintensivos -cultivos en seto-. Fuera de cultivos el alzacola se encuentra en hábitats arbolados con baja

densidad de pies, como encinares y acebuchares en Cáceres, y en algunos puntos de Andalucía, pinares abiertos de pino carrasco en Alicante y Murcia, o tarayales en Almería y Murcia. También ocupa matorrales como tamujares en Badajoz, saladares en cultivos abandonados en Almería y matorrales de quenopodiáceas en Alicante.

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

En 2020 se ha realizado una prospección de las poblaciones de alzacola en España que ha arrojado una estima de 17.044 individuos (10.644-27.409), de los cuales Andalucía acoge al 70 % y Extremadura al 28 %, con un 70 % de la población extremeña en Badajoz (López-Iborra, 2021). En Andalucía la mayor parte de la población se concentra en Córdoba, seguida de Jaén, Sevilla y Huelva, siendo muy escasa en Almería y considerándosele desaparecida la población de Granada. La población en Alicante y Murcia es muy reducida y está muy fragmentada. La estima de población realizada en 2004 (Seoane, 2005) dio como resultado 329.501 individuos (202.241-536.837) por lo que la comparación de ambos trabajos revela un intenso declive generalizado en todas las regiones definidas en el trabajo de 2004, que oscila entre una reducción de población del 86 % en la región oeste (Badajoz) hasta un 98 % en la región este (Alicante y Murcia). La reducción para el conjunto de España es del 94,8 %.

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

La tendencia de la población resultante de comparar las estimas de población en 2004 y 2020 indica que el alzacola rojizo cumple el criterio A2 (A2a) para ser catalogada como "En Peligro".

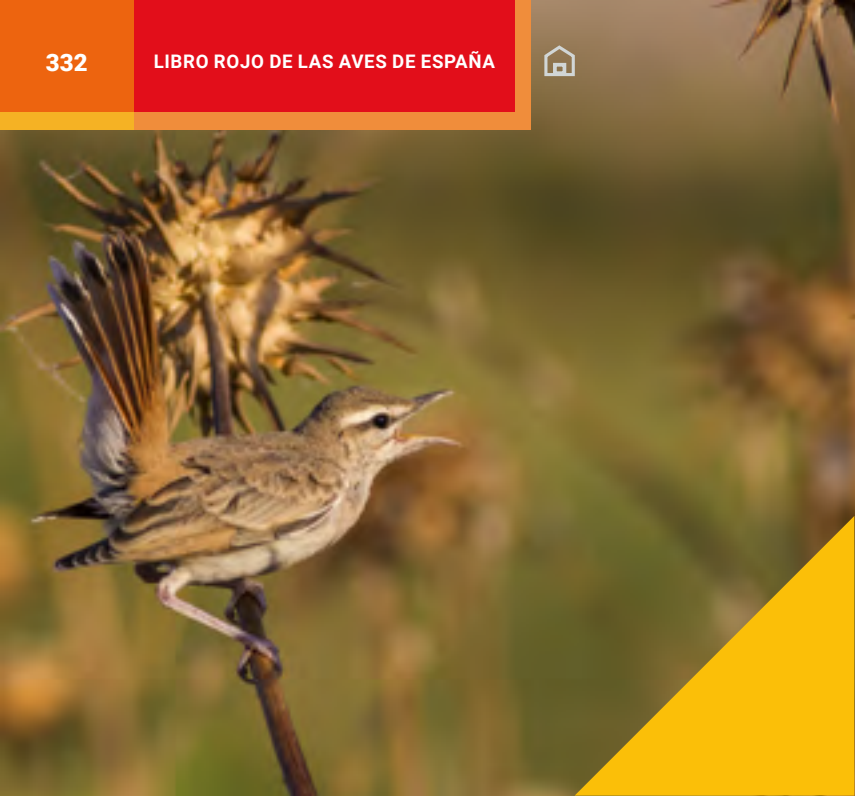
Criterio A2a

Dado que el intervalo entre las dos estimas poblacionales disponibles es de 16 años, se ha calculado cual sería la reducción poblacional en 10 años suponiendo la tasa de declive constante. La reducción de la población en España en 10 años ha sido del 84.3% y en las diferentes regiones oscila entre el 71,4 % y el 91,4 %, por lo que supera ampliamente en todos los casos el umbral establecido por el criterio A2 para la categoría "En Peligro", de una reducción del tamaño de la población igual o superior al 50 % durante los últimos diez años, cuando las causas de reducción no han cesado como es el caso en el alzacola. Las dos estimas de población que se comparan se han obtenido usando diferentes metodologías, por lo que para evaluar hasta qué punto esa heterogeneidad podría afectar a esta conclusión se ha realizado un análisis de sensibilidad del porcentaje de reducción poblacional a los errores en ambos estudios (López-Iborra, 2021). Este análisis muestra que el error debería de haber sido del 700 % sobreestimando la población en el primer estudio o subestimándola en el segundo para que no se alcanzase el umbral establecido por el criterio A2, por lo que las conclusiones en cuanto al cumplimiento de este criterio son robustas.

AMENAZAS

- **Cambios en la forma de explotación de cultivos tradicionales**

La amenaza que afecta de forma más general a las poblaciones de alzacola está relacionada con la intensificación de los cultivos, que implica el cambio de secano a regadío, mayor uso de productos fitosanitarios, labores más mecanizadas y frecuentes, y reducción de la cobertura de herbáceas. La concentración parcelaria



© sysasya photography_ Shutterstock

conlleva la pérdida del mosaico tradicional de cultivos y una homogeneización del paisaje con reducción de lindes y de vegetación arvense.

En el olivar, la intensificación implica una reducción del marco de plantación, y en el caso del olivar superintensivo la plantación en seto y la mecanización de todas las labores agrícolas. Por otro lado, el laboreo mecanizado de los suelos elimina las cubiertas vegetales que crecen entre las hileras de los pies de olivos o viñas dejando el suelo completamente desnudo.

La sustitución de cultivos tradicionales por cultivos intensivos de hortalizas o cultivos en invernaderos o bajo plástico, que se ha producido especialmente en Huelva, Almería, Murcia y Alicante, elimina completamente el hábitat usado por el alzacola rojizo. Además, están extendiéndose cultivos emergentes que desplazan a los tradicionales y no son adecuados como hábitats, siendo el caso de los pistachos y almendros en Badajoz que sustituyen a viñedos y olivares.

Todos estos procesos disminuyen la disponibilidad de lugares de nidificación y contribuyen a la disminución de los artrópodos de los que se alimenta la especie, especialmente presas grandes como orugas y ortópteros.

● Abandono de cultivos usados como hábitat

El abandono de cultivos que han dejado de ser rentables, como viñedos o cítricos, también puede resultar negativo para el alzacola, si la vegetación que los sustituye no resulta ser un hábitat adecuado. Frecuentemente el abandono de los cultivos genera eriales que no son utilizados por el alzacola, aunque en algunos casos los cultivos abandonados han sido sustituidos por un matorral que la especie es capaz de utilizar, tal y como se ha observado en Almería. De todas formas, el desarrollo de ese matorral requiere varios años en los cuales el hábitat no es adecuado, por lo que ello también supone un impacto negativo para el alzacola.

● Expansión urbana dispersa

La expansión de segundas residencias en zonas agrícolas tradicionales conlleva una mayor presencia humana, cambios en los tipos de cultivos que son sustituidos por ajardinamientos o gestionados de manera diferente y el aumento de depredadores domésticos como los gatos, tal y como se describe en el apartado siguiente. Antiguamente el alzacola era capaz de coexistir cerca de viviendas rurales, pero el tipo de urbanización actual, con una mayor intensidad de ocupación del territorio y densidad humana, lo hace prácticamente imposible.

Proliferación de depredadores oportunistas

El incremento de depredadores oportunistas de nidos, como algunos córvidos -urraca, rabilargo- y gatos asociados a pequeñas construcciones en zonas agrícolas puede impactar muy negativamente en el éxito reproductor del alzacola (Pérez Trincado y López-Iborra, 2009). El nido del alzacola es relativamente grande y suele estar situado a poca altura o muy accesible sobre ramas gruesas, por lo que los depredadores lo pueden localizar con facilidad. La proximidad de áreas con urbano disperso -segundas residencias, etc.- favorece también a estos depredadores. Las urracas utilizan el pienso para perros y gatos depositado en los jardines a la vez que depredan sobre nidos. Sería posible también que se diera un efecto negativo por parte de roedores, aunque no se ha documentado.

Proyectos de plantas fotovoltaicas

Recientemente han empezado a proyectarse o a instalarse ya grandes plantas fotovoltaicas en áreas con territorios de alzacola. Estas instalaciones conllevan una ocupación directa del hábitat, con arranque de la vegetación, y una pérdida de la calidad de hábitat en áreas próximas a las plantas, lo que inevitablemente conducirá a la desaparición de parejas. Este proceso ya ha comenzado en Badajoz y existen diversos proyectos que afectan a territorios de alzacola en Murcia.

Insuficiente protección de sus núcleos poblacionales

A partir de los resultados de la última estima poblacional (López-Iborra, 2021) se ha podido calcular el porcentaje del área de ocupación del alzacola rojizo que está incluido en alguna Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS		ESTATALES
Convenio de Berna: Anexo II.		Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011): VULNERABLE.
AUTONÓMICAS		
CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	VULNERABLE	Ninguno
Castilla-La Mancha	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Extremadura	VULNERABLE	Ninguno
Región de Murcia	No catalogada	Ninguno
Comunidad Valenciana	VULNERABLE	Ninguno

Este porcentaje es del 6 % para el conjunto de España, del 7,5 % en Extremadura y tan solo del 3,9 % en Andalucía, la comunidad autónoma que acoge a la mayoría de la población de la especie. Esto es consecuencia de que no se ha considerado la presencia de poblaciones de alzacola como un criterio en la definición de la Red Natura 2000 y lo que demuestra su elevada vulnerabilidad a la transformación de los usos del territorio.

● **Cambio de las condiciones en áreas e invernada**

Se ha propuesto que las condiciones ambientales en las áreas de invernada podrían haber afectado también negativamente al alzacola (López-Iborra, 2004), a través de una menor supervivencia en sus cuarteles de invernada en África, debido a sequías en el Sahel o cambios en el hábitat. Aunque no se puede descartar este tipo de efectos, en la actualidad parecen ser más importantes los cambios producidos en los hábitats de cría en España, dada su intensidad y amplitud.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

✔ Revisar la catalogación de la especie a escala estatal, actualmente catalogada como “Vulnerable”, y declararla “En Peligro de Extinción”. De igual modo revisar este aspecto normativo en las comunidades autónomas donde la especie está presente. Como consecuencia se deberían ejecutar los mecanismos establecidos en las leyes de protección de la biodiversidad, obligando a la elaboración y ejecución de planes autonómicos de recuperación, a la aprobación de una estrategia estatal para su conservación y a la liberación de fondos para su ejecución.

✔ Promover la inclusión del alzacola rojizo en el Anexo I de la Directiva Aves.

✔ Implementar programas de certificación de olivares y viñedos que mantengan o conserven poblaciones de la especie.

✔ Prohibición de la transformación de los usos agrícolas tradicionales en los principales núcleos poblacionales de la especie, evitando tanto la implantación de modos de explotación intensivos o de nuevos tipos de cultivos no aptos para la especie como pueden ser el establecimiento de instalaciones o infraestructuras incompatibles con la especie -plantas fotovoltaicas, urbanizaciones u otras-.

✔ Designación de zonas de conservación para la especie que mantengan y fomenten el uso tradicional de los cultivos leñosos y otros hábitats que ocupa la especie. Implementación de planes de gestión activa y conservación específicos para estos espacios.

✔ Establecimiento de medidas específicas respecto a los usos agrícolas: limitación del uso de fitosanitarios o mantenimiento de cubiertas vegetales espontáneas en cultivos leñosos y sus lindes.

✔ Seguimiento y monitorización de la población reproductora.

✔ Implementación de programas de investigación para conocer en profundidad aspectos claves para la conservación de la especie: causas de su declive, dinámica poblacional, problemática en las zonas de invernada, etc.

ÁNADE RABUDO NORTEÑO

EN PELIGRO
(Reproductora)
EN [B2ab(v)c(iv); D]

PREOCUPACIÓN MENOR
(invernante)
LC



Anas acuta

Ànec cuallarg; Pato rabilongo; Ahate buztanluzea; Arrabio-comum; Northern pintail; Canard pilet

Autores: **Antonio Martínez, José Luis Arroyo, José Luis del Valle y Rubén Rodríguez**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2019)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	**LC**	**VU**	**NA**	**VU**	**EN**

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

El ánade rabudo es una especie de distribución holártica durante la reproducción, invernando en latitudes más bajas del centro y norte de América, cuenca mediterránea, Sahel y sur de Asia (Cramp y Simmons, 1977; del Hoyo *et al*., 1992; Fox, 2005; Mischenco *et al*., 2010). La población reproductora en España es pequeña y testimonial en algunas zonas, siendo las marismas del Guadalquivir -fundamentalmente el Espacio Natural de Doñana- la única zona donde se reproduce con cierta regularidad. También se reproduce ocasionalmente en algunos humedales de Castilla-La Mancha y otras localidades del centro y norte peninsular (Molina, 2009; Máñez *et al*., 2021).

Se ha observado que la reproducción de esta especie se halla fuertemente ligada a finales de inviernos lluviosos que generan condiciones adecuadas de inundación de la marisma natural en Doñana y zonas someras y de encharcamientos temporales en otras zonas de España (García *et al*., 2000; Velasco, 2002). Es una especie que prefiere humedales de aguas poco profundas para

nidificar, aunque fuera del periodo reproductor suelen usar masas de agua abiertas de gran superficie en las marismas del Guadalquivir (Amat, 1980) y en el delta del Ebro (Ferrer, 1982), así como embalses cercanos a grandes zonas de arrozal y otros cultivos de regadío (Molina y Prieta, 2012; Parejo *et al*., 2019).

En las marismas del Guadalquivir suele criar en vetas -pequeñas elevaciones que no suelen estar inundadas durante el periodo reproductor y que presentan básicamente vegetación herbácea- y almajales, que son zonas inundadas sobre todo en invierno, donde predominan las quenopodiáceas arbustivas de escaso porte, siendo la más abundante el almajo salado (Arthrocnemum macrostachyum) (Molina *et al*., 2004; dat. prop., ESPN).

En otras localidades no marismeñas utiliza zonas con vegetación ligada a medios acuáticos, junqueras, prados o pastizales, utilizando incluso zonas de cultivo próximas al agua para ubicar el nido (Alberto *et al*.,1985; Regueras, 1985; Sampietro *et al*., 1998).

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

A nivel global, la especie mantiene una población de entre 5.245.000 y 7.645.000 individuos (Wetlands International, 2021), una extensión en su distribución mundial extremadamente grande y una tendencia decreciente inferior al 30 % en 10 años o tres generaciones, que la clasifica como de "Preocupación Menor" (BirdLife International, 2021). La inmensa mayoría de la población europea cría en Rusia (200.000-250.000 parejas) y en Finlandia (8.000-16.000 parejas; BirdLife International, 2015), y en ambos países la tendencia es decreciente (Laaksonen *et al*., 2019; Kalyakin y Voltzit, 2020). En cuanto a España, mantiene una población generalmente abundante durante la invernada, mientras que la nidificación es mucho más irregular y con cifras reducidas, aunque en ambos casos el número puede fluctuar de forma acusada (Martí y del Moral, 2003). La tendencia de esta especie para la población invernante en los últimos veinte años es positiva a nivel nacional (González y Pérez-Aranda, 2011; Molina y Prieta, 2012; Parejo, 2020) y especialmente en las marismas del Guadalquivir, la principal zona de invernada de la especie en España (Cmaot, 2014; Máñez y Arroyo, 2014; dat. prop., Equipo de Seguimiento de Procesos Naturales de la Estación Biológica de Doñana-ESPN-RBD-EBD-CSIC). Teniendo en cuenta los censos de aves acuáticas invernantes que se realizan en enero en toda España, la población invernante cuenta con una media de 33.329 ejemplares en el periodo correspondiente a tres generaciones (1991-2016). Los humedales de las marismas del Guadalquivir, embalse de Gargáligas, delta del Ebro y embalse de Sierra Brava mantienen su importancia acogiendo a más del 70 % del contingente invernante, cifras similares a anteriores análisis (González y Pérez-Aranda, 2011). La tendencia en este espacio temporal ha sido la de quintuplicar su población media en invernada, con 19.737 ejemplares en el periodo 1991-2000, 32.226 en 2001-2010 y 57.823 en 2011-2016, últimos años del periodo analizado. Por otro lado, de media, la especie se cita en aproximadamente un centenar de humedales (Molina, 2018).

En cuanto a la reproducción, la península Ibérica se encuentra en el límite meridional de su distribución (del Hoyo *et al*., 1992; BirdLife International, 2021), contribuyendo esta característica a que su población nidificante sea pequeña y esté sometida a continuas fluctuaciones. El Espacio Natural Doñana (END), y en general las marismas del Guadalquivir son el principal lugar de cría en España y no todos los años ocurre, por lo que la tendencia en este caso es incierta, aunque los números son claramente inferiores a los registrados a principios de este siglo y finales del siglo pasado (Máñez *et al*.,

2021). En el resto de los humedales de la Península la reproducción es esporádica u ocasional, siendo la tendencia claramente descendente con respecto al anterior *Libro Rojo* (Molina *et al*., 2004; Molina, 2009).

Las marismas del Guadalquivir constituyen la principal zona de cría e invernada del ánade rabudo en España. En lo que respecta al número de parejas reproductoras, es el único punto de donde cría con cierta regularidad, principalmente en el END. Las variaciones que presenta dicho número están relacionadas, en la mayoría de las ocasiones, con las condiciones óptimas del hábitat para la reproducción y con las precipitaciones. Es conocido que las lluvias abundantes en invierno favorecen la reproducción (García *et al*., 2000; Molina *et al*., 2004), pero estas condiciones no se han repetido con regularidad desde la publicación del anterior *Libro Rojo*. De los últimos 20 años hidrometeorológicos (desde septiembre de un año hasta agosto del siguiente), sólo cinco de ellos han superado claramente la media pluviométrica (540,3 mm), estando el resto de ellos en torno o por debajo de la misma (Máñez *et al*., 2021; dat. prop., ESPN). Esto supone, para estas dos décadas, un periodo no muy abundante en cuanto a precipitaciones. Es necesario añadir que no sólo la cantidad total de precipitación influye en que el humedal presente condiciones óptimas para las especies reproductoras, sino también cómo se distribuyen esas precipitaciones a lo largo del año hidrometeorológico. En general, las lluvias abundantes en otoño-invierno favorecen la reproducción (García *et al*., 2000; Garrido *et al*., 2004). Desde el año 2004, sólo se ha constatado la cría en siete ocasiones. En 2006, 2016 y 2018 sólo una pareja fue observada, dos en 2007, tres en 2013 y 2017, y nueve en 2010 (Máñez *et al*., 2020). Debido a la extensión de las marismas del Guadalquivir y a la escasez en los números de la población que se reproduce en la zona, lo más probable es que no se controlaran todas las parejas reproductoras, pero en todo caso el número real no debe ser superior a las 25-30 parejas. Estos números son claramente inferiores a los obtenidos en la década de los años 90 del siglo XX principios de siglo XXI, donde se observaron cifras de 40-45 parejas en 1996, y en 2001 se estimó que no se habían superado las 100 parejas (Molina *et al*., 2004). Así, con una caída superior al 50 % en el periodo que va desde la anterior edición del *Libro Rojo* (2004) se ha incrementado el grado de amenaza de la población reproductora de la especie. También se detectan la presencia de ejemplares aún en época potencialmente adecuada para la reproducción, que deben corresponder mayoritariamente a aves no reproductoras (Molina, 2009).

En La Mancha, después de los datos de reproducción de finales de los años noventa del anterior siglo en los que se registraron una pareja en 1996, 18-26 en 1997 y 9-16 en 1998 (de La Puente, 1997; Velasco, 1999; Velasco, 2002; Consejería de Medio Ambiente de Castilla la Mancha, dat. inéd.), no se ha vuelto a tener noticias de cría confirmada en esta zona. En el Atlas de las Aves en Época Reproductora en España 2014-2018 (SEO/BirdLife, 2021) aparece una cuadrícula con una cita en época reproductora, pero sin confirmación de cría, en la provincia de Ciudad Real. Estos datos representan la práctica desaparición del número de casos de cría y hace que La Mancha pase a ser una zona de reproducción esporádica para la especie, como ocurre con el resto de España si exceptuamos a las marismas del Guadalquivir.

En el resto de España, el ánade rabudo se reprodujo de forma ocasional en diferentes humedales a finales del siglo pasado y principios de este. El número de episodios de cría se ha visto reducido sustancialmente desde la publicación del anterior *Libro Rojo*. La especie se reprodujo en 2007 en Segovia en dos localidades distintas del Río Moros, Perocojo con entre una y tres parejas y Juarros de Riomoros con entre dos y tres parejas (Molina, 2009).

Según los datos del Atlas de las Aves en Época Reproductora en España 2014-2018 (SEO/BirdLife, 2021) hay una cuadrícula en Navarra con una cita en época reproductora, pero sin confirmación de cría segura.

Con respecto a la población invernante, en el conjunto de España el ánade rabudo es una especie abundante, que ha ido incrementando sus números durante la invernada desde finales del siglo pasado. Este aumento se debe fundamentalmente al incremento registrado en las marismas del Guadalquivir, sobre todo a partir de principios del presente siglo, siendo la principal zona de invernada en España y una de las más importantes de Europa (Parejo, 2020). La media de los valores máximos invernales para este humedal en el periodo 1977/1978-1999/2000 fue de 15.000 aves, pasando a las 41.000 del periodo 2000/2001-2012/2013 y posteriormente a las 58.000 del periodo 2013/2014-2020/2021. Las cifras máximas registradas de esta especie para las marismas del Guadalquivir han superado los 80.000 ejemplares en enero de 2007 y los 82.000 en enero de 2021 (Máñez y Arroyo, 2014; dat. prop., ESPN). Otras zonas húmedas de importancia para la invernada son por este orden, los embalses extremeños, el delta del Ebro, y en menor medida, los humedales de la Comunidad Valenciana (Molina y Prieta, 2012; Parejo, 2020).

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Calificó como "Vulnerable" en el último *Libro Rojo de las Aves de España* (2004) atendiendo fundamentalmente a su muy reducido tamaño poblacional (criterio D), de 50-100 parejas en los años más favorables (Molina *et al*., 2004).

Las categorías de amenaza de la UICN y sus criterios de evaluación se han aplicado para la población reproductora española de ánade rabudo. De acuerdo con la tendencia poblacional observada en el periodo 2004-2019, y siguiendo las recomendaciones que ya se observaban en 2009 (Molina, 2009), dicha población cumpliría con los criterios para ser elevada a la categoría de "En Peligro», de acuerdo con los criterios B2ab(v)c(iv) y D.

Criterio B2

El área de ocupación de la especie durante la época reproductora es claramente inferior a los 500 km2 que se marcan como límite superior en este criterio, ya que solo se reproduce con cierta regularidad en determinadas áreas de la marisma del Espacio Natural Doñana y esporádicamente en alguna otra localidad del resto de España.

(a) Desde la publicación del anterior *Libro Rojo* (2004) el número de localidades donde se ha reproducido la especie es inferior o igual a cinco, y la fracción reproductora de su población se encuentra severamente fragmentada. Así mismo, no se ha reproducido de forma regular en al menos cinco de estas localidades por lo que es aplicable este criterio para ser catalogada "En Peligro".

(b) De igual manera, se aprecia una disminución continua observada y estimada del número de individuos maduros (v) desde 2004 hasta la fecha, pasando de algo más de 250 individuos estimados a menos de un centenar y cumpliendo, por tanto, este criterio para ser catalogada "En Peligro".

(c) A su vez, presenta fluctuaciones extremas en el número de individuos maduros (iv), pasando de años en los que no es observada su presencia reproductora a otros con al menos 10 parejas registradas.



© Erni - Shutterstock

Criterio D

Con total seguridad se puede afirmar que el número de individuos maduros de la actual población reproductora de la especie en España es inferior a 250, por lo que, debido a su pequeño tamaño, la población reproductora catalogaría como "En Peligro" de acuerdo con este criterio.

La especie, por lo tanto, presenta actualmente una tendencia de declive acusado, con un número de parejas reproductoras muy reducido, centrando su cría prácticamente en un solo humedal y siendo enormemente dependiente de elevadas precipitaciones invernales.

AMENAZAS

● Depredación

La alta presencia de depredadores terrestres como el jabalí, el zorro o el meloncillo sigue siendo una de las principales amenazas para la cría de esta especie y muchas otras aves en las marismas del Guadalquivir. El aumento en los últimos años de estos depredadores generalistas ha sido especialmente destacado, resultando insuficientes las medidas adoptadas para su control. Dicho aumento, unido a las condiciones de escasa inundación de la marisma del Espacio Natural Doñana, ha propiciado un gran número de pérdidas de nidos de aves acuáticas, especialmente de aquellas que crían en zonas con un menor grado de inundación, como es el caso del ánade rabudo (Máñez *et al*., 2020).

● Alteración, transformación y destrucción de hábitats

La pérdida progresiva de lugares de cría óptimos es uno de los principales problemas para la conservación de la especie a nivel global. En los dos países que representan alrededor del 90 % de la población reproductora de Europa,

este declive es debido principalmente a la alteración y destrucción de los humedales en las zonas de cría en Rusia (Krivenko., 1984) y a la eutrofización de las zonas húmedas en Finlandia (Pöysä *et al*., 2013; Lehikoinen *et al*., 2016). En España se viene constatando este fenómeno desde hace años, muy marcado por ejemplo en Castilla-La Mancha. En esta comunidad, el continuo proceso de degradación de las zonas encharcadizas someras y temporales, producido por la explotación excesiva de las aguas subterráneas y los encauzamientos de los ríos (Coronado *et al*., 1974; Casado y Montes, 1995), han llevado a la práctica desaparición de la especie como reproductora en la zona (Molina, 2009; Parejo, 2020). En las marismas del Guadalquivir, una de las causas fundamentales del descenso en el número de parejas reproductoras es la escasez de precipitaciones de los últimos años (Máñez *et al*., 2020), unido al uso intensivo del acuífero (Cifuentes, 2020) y una parcial degradación del hábitat (Molina *et al*., 2004).

- **Pérdida de hábitat en las áreas de invernada y los lugares de migración**

La transformación y la gestión inadecuada de hábitats que son usados por la especie durante los meses de migración e invernada (marismas del Guadalquivir, Vegas Altas del Guadiana y delta del Ebro) suponen una amenaza para la conservación del ánade rabudo en España y Europa (Parejo *et al*., 2019). En Extremadura, alrededor de 6.000 ha de arrozal han sido transformadas en cultivos intensivos de frutales, almendros y olivos, afectando a zonas muy importantes utilizadas como áreas de forrajeo durante el periodo invernal (Mapama, 2017; Parejo *et al*., 2019). De igual manera, en las marismas del Guadalquivir las oscilaciones en las precipitaciones anuales no permiten asegurar todos los años el cultivo de la totalidad de la superficie de arrozal, por lo que algunas áreas están siendo sustituidas por plantaciones similares a las de la región extremeña, con el riesgo de pérdida de zonas de alimentación para la especie durante la migración y la invernada. Por otro lado, en el Espacio Natural Doñana hay años en que coinciden escasos niveles de inundación de la marisma durante el periodo migrador y la invernada, con la ausencia de agua en ciertas balsas de acuicultura extensiva muy querenciosas para la especie y que llegan a albergar a decenas de miles de individuos (dat. prop., ESPN).

- **Destrucción de nidos por parte del ganado**

En el caso de las marismas del Guadalquivir, el ánade rabudo comparte su hábitat de nidificación con ganado doméstico bovino y equino en régimen de semilibertad, que utiliza las vetas de la marisma -zonas elevadas que permanecen sin inundar durante el periodo de cría- para su descanso. En numerosas ocasiones los nidos de las aves acuáticas son pisados o aplastados por el ganado que se revuelca en el suelo para evitar picaduras de insectos (Máñez *et al*., 2021).

- **Caza**

Al ser una especie "No Catalogada" y objeto de caza en siete comunidades autónomas, se corre el riesgo de que parte de la fracción reproductora sea abatida junto con ejemplares de la población invernante, ya que ambos contingentes ocupan las mismas zonas durante el invierno. Así mismo, la confusión de hembras, machos en plumaje de eclipse y jóvenes, con hembras de otras especies más comunes como el ánade azulón (Anas platyrhynchos), posibilita que en comunidades donde no está autorizada su caza, finalmente sean abatidos ejemplares de esta especie (Parejo *et al*., 2019). Por otro lado, el ánade rabudo parece ser más sensible a las molestias originadas

por la caza que otras especies de ánades de superficie, encontrándose un aumento significativo de su número en humedales protegidos de Francia, frente a otros donde se practicaba la actividad cinegética y que tenían menor cifra de aves (Fouqué *et al*., 2009).

Contaminación por plomo

El hecho de que parte de los humedales, donde se constata la presencia de la especie y es objeto de caza, se encuentren fuera de la Red Natura 2000 o contemplados

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Bonn: Apéndice II(B2c). Convenio de Berna: Anexo III. Convención sobre Especies Migratorias (CMS): Apéndice II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexos II y III. Management Plan for Pintail (Anas acuta), 2007-2009 (JENSEN, 2007)	No Catalogada

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	No catalogada. Especie objeto de caza	Ninguno
Aragón	No catalogada. Especie objeto de caza	Ninguno
Asturias	No catalogada. Especie objeto de caza	Ninguno
Baleares	No catalogada. Especie objeto de caza	Ninguno
Canarias	No catalogada. Especie no cinegética	Ninguno
Cantabria	No catalogada. Especie no cinegética	Ninguno
Castilla-La Mancha	No catalogada. Especie no cinegética	Ninguno
Castilla y León	No catalogada. Especie no cinegética	Ninguno
Cataluña	No catalogada. Especie objeto de caza	Ninguno
Ceuta	No catalogada. Especie no cinegética	Ninguno
Comunidad Valenciana	No catalogada. Especie objeto de caza	Ninguno
Extremadura	No catalogada. Especie no cinegética	Ninguno
Galicia	No catalogada. Especie no cinegética	Ninguno
La Rioja	No catalogada. Especie no cinegética	Ninguno
Comunidad de Madrid	No catalogada. Especie no cinegética	Ninguno
Región de Murcia	No catalogada. Especie no cinegética	Ninguno
Navarra	No catalogada. Especie no cinegética	Ninguno
País Vasco	No catalogada. Especie objeto de caza	Ninguno

en el Convenio de Ramsar -zonas donde está prohibido el uso de munición de plomo-, puede propiciar que se den casos de intoxicación por ingesta de perdigones, como se ha constatado en numerosas aves acuáticas y en especial en las anátidas (Mateo *et al*., 2000). De igual manera, sería conveniente por parte de las Administraciones competentes vigilar que se cumple la prohibición del uso de munición de plomo en las zonas protegidas que suelen albergar la mayor parte de la población de ánade rabudo objeto de caza.

● **Inacción de las Administraciones públicas por no conservar y proteger adecuadamente la especie**

La no inclusión de la población reproductora de la especie en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y su no catalogación como "En Peligro" en el Catálogo Español de Especies Amenazadas podría suponer una amenaza importante al no tomarse las mismas de protección que si estuviera catalogada. Este hecho ya ha ocurrido con anterioridad, cuando las administraciones públicas no siguieron la recomendación de catalogar a la especie como "Vulnerable" como se proponía en el anterior del *Libro Rojo* (Molina *et al*., 2004).

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

✔ Aplicación del Plan de Acción Europeo dirigido a los Estados Miembros de la Unión Europea (UE) con poblaciones reproductoras, migrantes o invernantes de ánades rabudos, y así poder revertir la tendencia negativa de la especie en Europa (Jensen, 2007). Aunque el plan se redactó para el periodo 2007-2009, tenía la intención de proponer nuevas versiones con objetivos revisados que tuvieran en cuenta los resultados alcanzados durante esa primera fase. Actualmente este plan y el de otras seis especies de aves cinegéticas y en situación desfavorable aún están vigentes.

✔ Revisar la catalogación de protección legal de la población reproductora de la especie a escala estatal. La población reproductora debería estar incluida en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y debería ser catalogada como "En Peligro" en el Catálogo Español de Especies Amenazadas. Con esta revisión y recatalogación se promovería la elaboración de planes de conservación en las CCAA con presencia de la especie.

✔ Seguimiento y caracterización de los lugares de cría y de la población reproductora especialmente en aquellos lugares ya identificados como zonas de cría.

✔ Medidas para la conservación de los principales humedales donde es factible la reproducción de esta especie.

✔ Promover la restauración y protección de la gran cantidad de humedales alterados o desaparecidos en La Mancha que fueron un área muy importante de reproducción.

✔ Control efectivo de los depredadores generalistas en las marismas del Guadalquivir, principal lugar de reproducción en España.

✔ Aplicación de medidas de conservación y manejo sobre los principales humedales donde inverna que repercutan de forma positiva en la descendente población europea.

✔ Control y reducción de la presión cinegética sobre la especie.

AVUTARDA HUBARA CANARIA

EN PELIGRO
EN [A2ab; B1ab (i, ii, iii, iv, v); C1]



Chlamydotis undulata fuertaventurae

Hubara africana; Hubara común; Houbara basoiloa; Hubara; Houbara Bustard ; Outarde houbara

Autores: **Alberto Ucero, Inmaculada Abril-Colón, Carlos Palacín y Juan Carlos Alonso**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2016)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
VU	NT	VU	NE	EN	EN

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

Se trata de una subespecie endémica de Canarias, cuya distribución se limita a las islas orientales, Fuerteventura, Lanzarote y La Graciosa, siendo ocasional en Lobos (Martín y Lorenzo, 2001). En el pasado también estuvo presente en Gran Canaria (Meade-Waldo, 1893; Martín y Lorenzo, 2001) y Tenerife (Collar, 1983; Rando, 1995).

En Lanzarote su área de distribución se restringe a las llanuras arenosas, donde se encuentran el mayor número de efectivos -Famara-Soo-Muñique, El Cuchillo, Playa Quemada, Teguise y Zonzamas-, siendo menos frecuente en llanos pedregosos como Guatiza y Rubicón, y escasa en zonas fuertemente impactadas por los humanos -Periferia de Arrecife y Playa Honda, La Geria, Tiagua, Tías/Puerto del Carmen y Playa Blanca-, siendo muy esporádicas en zonas de malpaís y con elevada pendiente -Risco de Famara, Los Ajaches, Timanfaya, malpaís del Volcán de la Corona-. En La Graciosa ocupan en su mayor parte la mitad septentrional y un sector suroccidental de la isla.

En Fuerteventura es más común en los llanos pedregosos de la franja central de la isla (Fimapaire – Finimoy, Tindaya y Triquivijate, mientras que es muy escasa en los "jables" o arenas volcánicas -Corralejo, Lajares/La Oliva, Jandía y Morro Jable-, con excepción de los situados en la zona noroeste -Cotillo/Majanicho-.

En cuanto al hábitat, prefiere los ambientes esteparios donde ocupa jables arenosos y llanos terrosos o pedregosos, habiendo estudios que señalan que evita los terrenos con mayor cobertura de suelo rocoso (Carrascal *et al*., 2006, 2008). Estos hábitats se caracterizan por tener diferentes especies herbáceas -gramíneas, terófitos y herbáceas perennes- y matorrales (*Salsola vermiculata*, *Laugnaea arborescens, Lycium intricatum*, *Suaeda mollis* y *Euphorbia* spp.). Además, la avutarda hubara frecuenta ambientes marginales, como bordes de malpaíses -campos de lava- o zonas de cultivos (Martín y Lorenzo, 2001), mostrando especial preferencia por zonas no cultivadas y colonizadas por vegetación natural en mosaico con barbechos o parcelas cultivadas con batata en Lanzarote y gavias abandonadas en Fuerteventura.

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

La avutarda hubara (*Chlamydotis undulata fuertaventurae*) es una subespecie endémica de las islas Canarias orientales: Fuerteventura, Lanzarote y La Graciosa. A finales de los 70 y principios de los 80, tras las primeras expediciones a las islas Canarias, se estimaron 15-20 individuos en Lanzarote y 80-100 (Lack, 1983), 59-90 (Collins, 1984), 69-86 (Osborne, 1986) y 262-318 (Emmerson *et al*., 1989) en Fuerteventura. En 1993, la Universidad de La Laguna realizó un nuevo censo, estimando en 397 ejemplares la población de Lanzarote y en 62 la de La Graciosa (Martín et *al*., 1996), mientras que en 1994 se estimaron 268 individuos en Lanzarote, 18 en La Graciosa y 241 en Fuerteventura (Martín *et al*., 1997). En 2005 la estimación en Lanzarote fue de 679 individuos, 11 en La Graciosa y 431 en Fuerteventura, y en 2006 estas estimaciones ascendieron a 685-806 individuos en Lanzarote, 11-17 en La Graciosa y 384-421 en Fuerteventura (Lorenzo *et al*., 2007). Sin embargo, otros autores estimaron cantidades diferentes en 2005, con un promedio de 500 individuos en Lanzarote -intervalo de 249 a 848-, en La Graciosa seis ejemplares -de 3 a 10- y en Fuerteventura 177 ejemplares -de 98 a 274- (Carrascal *et al*., 2006, 2008), y solo siete años después estos mismos autores propusieron estimaciones de 926 individuos -intervalo de 579 a 1.336- en Lanzarote y de 193 individuos -entre 105 y 295- en Fuerteventura (Carrascal, 2012), si bien en 2011, tan solo un año antes, con esa misma metodología de censo se habían propuesto 447 -de 334 a 579- en Lanzarote, y 129 -de 84 a 186- en Fuerteventura (Schuster *et al*., 2012). A nuestro juicio, las cantidades de 2012 sobreestimaron notablemente la población, en especial la de Lanzarote, debido a la metodología empleada, basada en la realización de transectos lineales a pie con varios observadores y a la posterior extrapolación de las hubaras censadas a todo el hábitat potencial de la especie (Alonso *et al*., 2020). Esta impresión queda corroborada por la disparidad entre las estimaciones en 2011 y 2012 -respectivamente, 447 y 926 hubaras en Lanzarote, y 129 y 193 en Fuerteventura-, con solo un año de diferencia.

En 2018 se utilizó un método alternativo, consistente en el conteo directo de individuos desde vehículos por toda la superficie conocida con presencia de hubaras, realizando paradas de larga duración en observatorios elegidos por su elevado campo de visión, obteniéndose así un total de 370 individuos vistos y una estimación de 440-452 para la isla de Lanzarote (Alonso *et al*., 2020). El censo más reciente en La Graciosa, realizado en diciembre de 2020 mediante esta misma metodología, arrojó un total de 11 individuos y una estimación de 12-16 (datos propios). Para estimar la población de Fuerteventura se utilizaron los censos de Martín *et al*. (1997) y de Hellmich (1998), así como datos propios de censos realizados en enero de 2020 y 2021, obteniéndose 85-109 individuos estimados

en esta isla (datos propios). En conclusión, la población actual de avutarda hubara de Canarias se estima en 537-577 individuos.

En cuanto a la tendencia demográfica en las tres islas, la población de Lanzarote ha experimentado un aumento desde finales de los 70 del siglo pasado hasta el año 2005. De ser ciertas las estimas publicadas para el año 2005 por Lorenzo *et al*. (2007), la población de Lanzarote podría haber sufrido una disminución entre 2005 y 2018, aunque son necesarios nuevos censos para confirmar esta tendencia. La población de La Graciosa ha debido permanecer estable a lo largo de los últimos 25 años, y en Fuerteventura se ha debido alcanzar un máximo en torno al cambio de siglo, con una disminución posterior muy notable que podría conducir a la extinción local en la isla si no se adoptan las medidas adecuadas.

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

La categoría de amenaza resultante es "En Peligro" por los siguientes criterios:

Entre noviembre de 2004 y julio de 2005 se estimaron 1.117-1.207 ejemplares en las tres islas (Lorenzo *et al*., 2007; Alonso *et al*., 2020; datos propios). Esto supondría una disminución de un 50 % de la población en los últimos 15 años, especialmente marcada en Fuerteventura. Teniendo en cuenta que una generación de avutarda hubara se estima en 6,6 años (BirdLife International, 2016), se puede asignar la categoría "En Peligro". Criterios A2ab y C1.

Lanzarote es una isla de 846 km², Fuerteventura tiene 1.660 km² y La Graciosa 29 km². Se sabe que el área de distribución de la avutarda hubara ocupa menos de la mitad de la superficie de cada isla, por lo que en cuanto extensión de presencia se cumple el criterio "extensión de presencia < 5.000 km²", pudiéndose catalogar a la avutarda hubara como "En Peligro". Criterios B1ab (i, ii, iii, iv, v).

Resultado: A2ab; B1ab (i, ii, iii, iv, v); C1

Criterio A2

Reducción del tamaño de la población observada, estimada, inferida o sospechada en el pasado donde las causas de la reducción pudieron no haber cesado o no ser entendidas y conocidas o no ser reversibles.

a) Observación directa [excepto A3].

b) Un índice de abundancia apropiado para el taxón.

Criterio B1

Extensión de presencia:

a) Severamente fragmentado.

b) Disminución continua observada, estimada, inferida o proyectada en cualesquiera de: (i) extensión de presencia; (ii) área de ocupación; (iii) área, extensión y/o calidad del hábitat; (iv) número de localidades o subpoblaciones; (v) número de individuos maduros.

Criterio C

Número de individuos maduros < 2.500

C1: Una disminución continua observada, estimada o proyectada -hasta un máximo de 100 años en el futuro- de al menos: el 20 % en cinco años o dos generaciones -lo que fuese más largo-.

AMENAZAS

● Mortalidad por tendidos eléctricos y líneas telefónicas

El incremento en la demanda de energía ha provocado la instalación de numerosas líneas eléctricas de alta y media tensión en las islas orientales de Canarias. Varios estudios han señalado los tendidos eléctricos como causa de muerte de miles de aves de distintas especies cada año en las islas (Lorenzo y Ginovés, 2007; Carrascal, 2016; Gómez-Catasús *et al*., 2020).

Un estudio realizado en 2005 estimó que en Lanzarote morían 70 hubaras al año por colisión contra tendidos eléctricos mientras que la cifra anual para Fuerteventura era de 164 individuos (Lorenzo y Ginovés, 2007). Un informe más reciente sobre la muerte de hubaras por colisión contra tendidos eléctricos, estima que en Lanzarote mueren cada año 35 individuos por colisión con estas infraestructuras, lo que representaría el 2,5 % de la población estimada en dicho estudio, mientras que en Fuerteventura las muertes estimadas son de unos 40 individuos, un 13,8 % de la población estimada en esta isla (Carrascal, 2016), señalando que la presencia de "salvapájaros" de cualquier tipo no supuso una disminución de la mortalidad de las especies estudiadas. También se han constatado muertes por colisión contra tendidos telefónicos y cables de distribución (Carrascal, 2016; Grefa, 2016).

● Mortalidad por atropellos

Lanzarote y Fuerteventura han sufrido un notable incremento en el número de carreteras y vehículos en estos últimos años. Según el ISTAC (Instituto Canario de Estadística) en Canarias hay 821 vehículos por cada 1.000 habitantes, 130.258 vehículos en Lanzarote y 92.890 en Fuerteventura, sin contar con la flota de coches de alquiler.

Se estima que en Lanzarote mueren atropelladas más de 7.000 aves al año, y que el 1,2-2,1 % de la población de avutarda hubara muere al año atropellada en la isla de Lanzarote (Tejera *et al*., 2018), siendo esta una de las amenazas más importantes para su conservación.

En cuanto a los caminos y pistas abiertas en zonas rurales, también hacen que aumente la posibilidad de atropellar algún individuo, sobre todo si se circula a velocidades no permitidas. La apertura de nuevos caminos y la circulación de vehículos motorizados por caminos ya existentes causan importantes molestias a los machos durante su exhibición en invierno y primavera, así como a las hembras durante la nidificación o cría, además de ser una causa de la degradación y fragmentación del hábitat.

● Crecimiento demográfico, desarrollo de infraestructuras y construcción dispersa

En los últimos treinta años la población humana de las islas orientales de Canarias se ha multiplicado de forma notable, pasando de 65.503 habitantes en la isla de Lanzarote en 1988 a 155.812 en 2020, mientras que en Fuerteventura para ese mismo año había 34.617 habitantes, habiéndose producido un crecimiento del más del 70 % con 119.732 personas censadas en el año 2020 (ISTAC). Este crecimiento demográfico lleva asociada la construcción de edificios, carreteras, caminos, tendidos eléctricos, líneas telefónicas, canteras y otras infraestructuras, lo que afecta al hábitat de la avutarda hubara (Banos González *et al*., 2016), habiéndose comprobado que las hubaras evitan los terrenos con mayor presencia de suelo urbano y mayor densidad de carreteras asfaltadas (Carrascal *et al*., 2006, 2008).


© Frank Vassen

Destacan, mayoritariamente en Fuerteventura, las más de 500 construcciones dispersas y caravanas instaladas en espacios protegidos u ocupando suelo rústico protegido, contaminando el subsuelo con pozos filtrantes, favoreciendo la contaminación lumínica, o manteniendo gatos sueltos para que controlen la población de roedores; gatos que depredan, a su vez, sobre una gran cantidad de especies silvestres (Nogales y Medina, 2009; Medina y Nogales, 2009). Estas molestias derivadas de la construcción dispersa generan degradación y fragmentación del hábitat de la hubara.

Otro dato relevante es el arrojado tras la construcción de la autovía FV-1 en Fuerteventura en el año 2005, la cual se predijo que destruiría los sitios ocupados por 13 machos de hubara, cerca del 30 % de su población majorera (J. Hellmich, com. pers.).

Presión turística

En 2018 más de 5.300.000 turistas visitaron Lanzarote y Fuerteventura, lo que supone un aumento del 50 % en los últimos seis años, mientras que La Graciosa recibe 502.344 turistas al año en una isla de 29 km^2 que, además, es Parque Natural (ISTAC). Asociada al turismo que visita las islas está la construcción de hoteles, apartamentos y villas, así como la demanda de coches de alquiler, habiendo en torno a 80.000 vehículos de alquiler en todo Canarias, coches que se suman a los de los residentes. Este problema se agrava en La Graciosa, donde el parque móvil ha experimentado un incremento hasta llegar a los 300 vehículos, lo que ha provocado que el Ejecutivo regional redacte un proyecto de reglamento con la finalidad de regular por primera vez la movilidad en la octava isla, atendiendo a las singularidades y características del territorio.

Depredación

Dentro de los depredadores naturales de avutarda hubara se encuentra el cuervo (*Corvus corax canariensis*), posiblemente el halcón tagarote (*Falco pelegrinoides*) y el busardo ratonero (*Buteo buteo insularum*), especies capaces de depredar pollos o adultos en mala condición física. Los depredadores potenciales de huevos incluyen especies introducidas como la rata negra (*Rattus rattus*) y el erizo moruno (*Atelerix algirus*), y especies nativas como el guirre (*Neophron percnopterus majorensis*) y el cuervo (Heredia *et al.*, 1996). En el caso del cuervo, la población de Fuerteventura ha experimentado un notable aumento, pasando de 79-158 parejas (Lorenzo *et al.*, 2003) a 1.373 individuos (Siverio *et al.*, 2019) en apenas 15 años, mientras que en la isla de Lanzarote ha ocurrido lo contrario, pasándose de 36-65 parejas (Lorenzo *et al.*, 2003) a 25 parejas (Siverio *et al.*, 2018). En cuanto a la ardilla moruna (*Atlantoxerus getulus*), especie introducida, no parece tener ningún efecto sobre la avutarda hubara, aunque puede competir por algunas presas como los caracoles (Machado y Domínguez, 1982).

Por otro lado, el incontrolado aumento de gatos asilvestrados, de gatos que forman parte de las colonias y de gatos con propietario que salen y entran de los hogares, supone una amenaza para la población de las especies de aves de las islas Canarias (Nogales y Medina, 2009; Medina *et al.*, 2008; Medina y Nogales, 2009), pudiendo ser esta la mayor amenaza en La Graciosa (Piquet *et al.*, 2019).

● Afecciones debidas a la agricultura

Con la llegada del turismo a las islas orientales de Canarias el sector primario ha sido reemplazado, en su mayoría, por el sector servicios (ISTAC). En Lanzarote todavía queda parte del tejido agrícola con pequeñas empresas y agricultores. Sin embargo, en Fuerteventura el abandono de la agricultura -gavias- ha sido mucho más acusado, siendo casi todos los productos importados.

Todavía no se han estudiado los efectos de la agricultura sobre esta subespecie. Es cierto que la actividad agrícola modifica el hábitat de la avutarda hubara, además de ser una posible causa de la pérdida de puestas y pollos debido al empleo de maquinaria para ciertas tareas. Pero también es conocido que en épocas de poco alimento los individuos se desplazan a las zonas sembradas en busca de recursos tróficos (Lorenzo, 2004). Estos recursos se deben a la mayor cantidad de vegetación herbácea e invertebrados asociados en parcelas con regadío.

En cuanto a la aplicación de productos fitosanitarios en los cultivos, no es descartable que ciertos compuestos químicos afecten negativamente a la avutarda hubara, como ya se ha visto en otras aves (Ratcliffe, 1967; Jagannth *et al*., 2008).

● Minería y explotación de canteras

La creación de canteras para extraer materiales destinados a la construcción - jable- o la agricultura -picón, tierra vegetal- ha provocado la pérdida de hábitat de la avutarda hubara. Un claro ejemplo son las extracciones de arena llevadas a cabo durante años en el Jable de Soo y Muñique, zona donde se encuentra la mayor densidad de individuos de esta subespecie, siendo un área importante de reproducción y nidificación. Además, se ha comprobado que el tráfico de camiones o maquinaria y los movimientos de tierras han tenido efectos negativos sobre otras aves esteparias, causando la pérdida o fragmentación del hábitat (Sastre *et al*, 2009; Torres *et al*., 2011).

El Grupo de Investigación sobre Ecología y Conservación de Aves del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) realizó un informe donde se demostró cómo las extracciones mineras en el Jable de Soo y Muñique afectan negativamente a la avutarda hubara y a su hábitat.

● Falta de planificación en la instalación de energías renovables

El Plan Nacional Integrado de Energía y Clima (PNIEC) para 2021-2030 supone la ocupación de centenares de miles de hectáreas del territorio nacional español con instalaciones solares y eólicas. En los últimos años se han instalado en la isla de Fuerteventura diez parques eólicos, teniéndose proyectados otros veintitrés más. En Lanzarote hay instalados cinco, tres de ellos en zonas con hubaras, con expectativas de instalar seis más. A ello hay que sumarle la gran cantidad de parques fotovoltaicos que se encuentran en trámite, 54 en Fuerteventura y seis

en Lanzarote. La mayor parte de estas instalaciones se pretenden realizar en suelo rústico protegido, algunos de ellos muy próximos a ZEPA.

Los principales riesgos de estas infraestructuras para la hubara son la colisión directa, como es el caso de los parques eólicos, y la destrucción del hábitat.

- **Molestias antrópicas, degradación del hábitat, falta de señalización y vigilancia**

Uso sin control, con escasa o nula señalización, y sin vigilancia de los espacios naturales protegidos, provocando la degradación del hábitat. Entre estos usos cabe señalar las rutas de motos, quads, buggies y todoterrenos que circulan por pistas de tierra o campo a través a velocidades no permitidas y emitiendo ruidos. Otra de las molestias son las maniobras militares, los paseantes con perros sueltos, el vuelo de drones o los grandes grupos de ciclistas o corredores por el campo. También hay que destacar la coincidencia del periodo de recolecta del hongo "papacría" con la época de nidificación de la avutarda hubara.

En cuanto a la degradación del hábitat cabe mencionar la erosión del suelo debida a las actividades realizadas por vehículos motorizados, anteriormente mencionadas, así como la cantidad de vertidos de residuos incontrolados.

- **Pastoreo**

El pastoreo es una causa potencial de pérdida de puestas de avutarda hubara debido al pisoteo de los nidos. Además, los herbívoros como las cabras y las ovejas son especies introducidas que consumen una gran cantidad de flora silvestre, compitiendo por los mismos recursos tróficos que la avutarda hubara. A lo anterior hay que sumarle un porcentaje de cabras asilvestradas que pueden ser causantes de los problemas anteriormente mencionados.

- **Caza ilegal y expolio de huevos**

En el pasado, su caza y la búsqueda activa de huevos era una práctica habitual debido a la escasez de alimentos y a la costumbre de su consumo (Collar, 1983). No se puede descartar la caza de algún ejemplar de manera furtiva o accidentalmente a través del uso de perros, ni tampoco la recolecta de algún huevo para su consumo o colección.

- **Inacción de las Administraciones públicas, falta de educación y concienciación**

La falta de vigilancia en los espacios protegidos, especialmente en las ZEPA de la Red Natura 2000, la no aplicación de medidas específicas para su protección, como pueden ser la aprobación y ejecución de planes de recuperación o de conservación, y la falta de campañas de educación y concienciación de la población, son factores indirectos que evidentemente afectan a la viabilidad futura de las poblaciones de avutarda hubara.

- **Cambio climático**

El cambio climático es una grave amenaza para la avutarda hubara, ya que se trata de un ave muy dependiente de las lluvias para reproducirse y criar. Una concatenación de varios años de sequía podría causar un grave declive en la población debido a una baja productividad y, consecuentemente, una falta de reclutamiento de nuevos ejemplares en la población.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Continuar con los estudios mencionados para realizar un trabajo de conservación efectivo, buscando soluciones a las causas del declive poblacional.
- ✔ Localizar puntos peligrosos de mortalidad por colisión con tendidos eléctricos y líneas telefónicas, y proceder a su soterramiento.
- ✔ Implantación de medidas correctoras en tramos de carreteras con mayor probabilidad de atropellos.
- ✔ Designación de nuevas ZEPA o ampliación de las existentes para que alberguen un mayor porcentaje de las áreas reproductivas y posreproductivas.
- ✔ Mejorar los servicios públicos de protección ambiental y garantizar una correcta vigilancia del hábitat, especialmente en época de reproducción.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Bonn: Apéndice I. Convenio de Berna: Anexo II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I. ACTION PLAN FOR THE HOUBARA BUSTARD IN THE CANARY ISLANDS (Chlamydotis undulata fuertaventurae) (Heredia, 1995).	Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011): EN PELIGRO DE EXTINCIÓN.

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Canarias	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Ninguno

ESPACIOS DE INTERÉS

Red Natura 2000 (ZEPA): ES0000040 Islotes del Norte De Lanzarote y Famara, ES0000350 Llanos de la Corona y Tegala Grande, ES0000351 Llanos de la Mareta y Cantil del Rubicón, ES0000097 Betancuria, ES0000039 Jandía, ES0000310 Llanos y Cuchillos de Antigua, ES0000349 Vallebrón y Valles de Fimapaire y Fenimoy, ES0000101 Lajares, Esquinzo y Costa del Jarubio, ES0000042 Dunas de Corralejo e Isla de Lobos y ES0000348 Costa del Norte de Fuerteventura.

IBA: 335 Llanos de las Maretas - Hoya de la Yegua (el Rubicón), 332 Jable de Famara, 327 Archipiélago Chinijo (islotes al Norte de Lanzarote), 331 Llanos de la Corona - La Hondura - Tegala Grande, 350 Costa de Corralejo A Tostón , 349 Reserva de Lajares - Cotillo - Ezquinzo, 338 Vallebrón - Montaña Escanfraga - Llanos De Guisguey - Laderas Del Time, 340 Cuchillete de Buenavista - Barranco de la Torre - Los Alares, 347 Barranco de los Molinos - Llano de La Laguna - Alto De Matías, 392 Llano Grande - Malpaís Grande - Malpaís Chico, 344 Península de Jandía.

OTRAS MEDIDAS

- La Consejería de Transición Ecológica, Lucha Contra el Cambio Climático y Planificación Territorial del Gobierno de Canarias trabaja en la toma de datos para redactar el Plan de Recuperación de la Hubara (*Chlamydotis undulata fuertaventurae*).
- El Grupo de Investigación sobre Ecología y Conservación de Aves del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) desarrolla actualmente el proyecto titulado "Áreas de campeo y movimientos de la hubara canaria (*Chlamydotis undulata fuertaventurae*)", financiado por REE y promovido por la Consejería de Transición Ecológica, Lucha Contra el Cambio Climático y Planificación Territorial del Gobierno de Canarias.
- El Grupo de Investigación sobre Ecología y Conservación de Aves del Museo Nacional de Ciencias Naturales - Consejo Superior de Investigaciones Científicas (MNCN-CSIC) realiza una Asistencia Técnica a la Consejería de Transición Ecológica, Lucha Contra el Cambio Climático y Planificación Territorial del Gobierno de Canarias para la elaboración del mapa de riesgo para la avutarda hubara (*Chlamydotis undulata fuertaventurae*) en relación con la instalación de parques eólicos y fotovoltaicos.

- ✔ Elaborar un plan de control de las poblaciones de gatos, capturando los ejemplares de los espacios públicos, trasladándolos a albergues o protectoras de animales, o creando infraestructuras que aíslen las colonias. También se debe promover la realización de campañas de captura de gatos asilvestrados de zonas rurales y espacios protegidos. Identificación obligatoria de todos los ejemplares con chip y proceder a su esterilización. Realización y creación de una base de datos que recoja todos los gatos con dueño. En la isla de La Graciosa el problema de los gatos es mucho mayor, siendo la principal amenaza para la avutarda hubara. En esta isla se debe llevar a cabo un control riguroso de la población de gatos, así como una campaña intensiva de captura de los ejemplares abandonados y de concienciación ciudadana sobre los problemas que generan los gatos sin vigilancia, prohibiendo la entrada de nuevos gatos en la isla.

- ✔ Campañas de concienciación sobre perros sueltos y sus afectaciones a la biodiversidad.

- ✔ Evaluar los efectos de la creación de muladares sobre la población de hubaras.

- ✔ Elaborar un plan de vigilancia y control de residuos en zonas naturales. Eliminación por parte de las Administraciones de los puntos de vertidos ilegales de enseres y escombros distribuidos por todo el territorio insular y proceder a la restauración del hábitat.

- ✔ Regular la urbanización y el turismo de forma sostenible con la conservación de la biodiversidad.

- ✔ Controlar las modificaciones de los planes generales de ordenación del territorio por cada ayuntamiento, evitando la especulación.

- ✔ En épocas del año especialmente sensibles, tales como el periodo de exhibición de los machos, la nidificación y la cría, se debería regular el acceso de personas y vehículos a determinadas zonas con presencia de avutarda hubara. De la misma manera se deberían señalizar las pistas que sí son transitables y cerrar todas aquellas que no están recogidas en los planes de ordenación.

- ✔ Prohibir la extracción de áridos en zonas de la Red Natura 2000, áreas naturales y espacios naturales protegidos, así como en el hábitat de la especie.

- ✔ Prohibir la construcción de instalaciones de producción de energía -fotovoltaica o eólica- en las áreas de campeo de la hubara o de otras especies cuyo hábitat se encuentra estrictamente protegido.

- ✔ Señalizar zonas con presencia de avutarda hubara con objeto de informar sobre su presencia, las pautas de buena conducta que se deben adoptar al entrar en ellas y la importancia de su preservación.

- ✔ Vigilar la actividad cinegética, especialmente la caza furtiva.

- ✔ Disminuir el uso de envases plásticos y aumentar el reciclado de estos. Inversión en la mejora de las plantas de reciclado.

- ✔ Mejorar la educación ambiental en colegios e institutos.

- ✔ Cumplir eficazmente las sanciones referentes al derribo de construcciones ilegales o sin terminar, cumpliendo con la posterior recuperación del hábitat.

- ✔ Determinar las zonas permitidas de pastoreo en función de los periodos de reproducción y nidificación de la avutarda hubara. Realizar un control de las poblaciones de cabras asilvestradas.

EN PELIGRO
EN [A2ac]

CARRACA EUROPEA

Coracias garrulus



Gaig blau comú; Rolieiro europeo; Karraka; Rolieiro; European Roller; Rollier d'Europe

Autores: **Marcelino Cardalliaguet y Jesús Miguel Avilés**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2019)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	NE	VU	EN

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

El área distribución de la carraca europea en España comprende la meseta norte, Aragón, sur de Navarra, este de Cataluña, zonas dispersas del Levante, y el centro y sur peninsular. En estas áreas la especie aparece como reproductor estival migratorio, llegando el grueso de la población en abril y distribuyéndose por ambientes llanos y abiertos, fundamentalmente terrenos agrícolas de carácter agroestepario, dominados por cultivos de secano o pastizales extensivos con presencia de eriales, siempre que estos cuenten con adecuados lugares de nidificación como árboles maduros dispersos o construcciones agrarias tradicionales. También acepta de buen grado y coloniza los nidales artificiales. Permanece en estas zonas hasta finales de verano, cuando inicia su migración hacia el sur de África (Rodríguez-Ruiz *et al*., 2014).

Su distribución dentro de los hábitats favorables parece estar fuertemente influenciada por la disponibilidad de recursos tróficos, compuestos básicamente por invertebrados edáficos de mediano y gran tamaño (Avilés y Parejo, 2002). También se constata como factor limitante la disponibilidad de lugares apropiados de nidificación, habiendo desaparecido de zonas donde se eliminaron construcciones o árboles aislados y colonizado otras áreas donde se instalaron cajas nido apropiadas

para la especie. En el Levante, sin embargo, la especie aparece más ligada a cavidades en taludes de ramblas y terrenos baldíos con agricultura de baja intensidad, lo que podría haber favorecido la estabilidad de sus poblaciones en fuerte contraste con la situación en zonas agrícolas del oeste ibérico.

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

Se desconoce el número de parejas reproductoras de carraca europea en España. No existen hasta la fecha censos nacionales de la especie y los estudios locales en los que se hayan seguido poblaciones durante varios años son muy escasos. Se mencionan estimas poblacionales tentativas para España de un mínimo de 2.039 parejas reproductoras (Folch Albareda y Avilés, 2003). Estudios locales posteriores han evidenciado un fuerte proceso de declive y rarefacción de la especie en varias localidades de su área de distribución. En Madrid, un censo de la población reproductora en 2016 constató la presencia de la especie en una única cuadrícula UTM de 10x10 km, con un núcleo de población compuesto por sólo 12 parejas, y la desaparición en otras 26 cuadrículas en un periodo de 25 años (Salgado, 2018). En Extremadura, los datos de ocupación de cajas nido en La Serena y Llanos de Cáceres en los años 1990 y 1994 eran de 287 y 378 parejas respectivamente, con estimas de 500 parejas en 1990 y 700 parejas en 1994. En la primavera de 2019 en un censo exhaustivo donde se prospectaron 284 cuadrículas UTM 10x10 km de hábitat propicio (Calderón, 2020) se registró la presencia de la especie en sólo 36 cuadrículas, contabilizándose únicamente 173 parejas, 168 de ellas con reproducción segura (Calderón, 2020), evidenciando una clara tendencia negativa en el número de ejemplares reproductores en la región. Asimismo, el área de ocupación se ha reducido en torno a un 80-85 % en dos décadas, pasando de las 180 cuadrículas seguras y 36 posibles -total 216- a finales de los 90 a sólo 36 en 2019 (Sánchez *et al*, 2020). Por otro lado, en la Hoya de Guadix (Granada) un estudio a largo plazo con individuos marcados constató la desaparición de la especie como reproductora en tan sólo diez años (Rodríquez-Ruiz *et al*, 2020). Además, los resultados de otro estudio preliminar reciente de ciencia ciudadana sobre la distribución y abundancia de la carraca en Andalucía promovido por la Plataforma para la conservación de las aves esteparias y sus hábitats (PCAEH) sugieren un declive global acusado en la región durante los últimos 20 años. En un censo coordinado a nivel regional se detectaron 390 parejas -292 con reproducción segura- en la primavera de 2020, números muy por debajo de las 1.500 parejas reproductoras estimadas en 2001 (Franco y Rodríguez, 2001). En definitiva, el tamaño de la población de carraca europea en España es poco conocido, si bien se constata que sus poblaciones están sufriendo en los últimos años un acusado descenso en varias zonas, algunas muy importantes por el tamaño de las poblacionales que tradicionalmente sustentaban, como Extremadura y Andalucía. Por tanto, la tendencia general puede ser de importante declive, justificando así su catalogación dentro de las categorías de amenaza.

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se han aplicado las categorías de amenaza y sus criterios UICN para el conjunto de la población reproductora española analizándola como una única unidad regional.

Con base en los últimos censos regionales disponibles en Madrid (2016), Extremadura (2019) y Andalucía (2020), con declives superiores al 80 % de la población reproductora en un periodo de tres generaciones (16,8 años), y la desaparición en zonas donde antaño era abundante (Avilés y Folch, 2004); parece que la especie

puede estar cumpliendo el criterio A2 (a)(c) de la UICN con una magnitud suficiente como para ser considerada "En Peligro Crítico". No obstante, la falta de información a nivel nacional y las tendencias aparentemente estables en zonas como Cataluña, Aragón y el Levante pueden indicar que su estado se ajuste más a la categoría de "En Peligro", considerando que la tendencia de la población nacional en los últimos 17 años puede ajustarse más a un declive de ente el 50-80 % para ese periodo. El leve incremento poblacional que se reporta en el Programa SACRE para la especie no contradice esta justificación, puesto que el número de cuadrículas donde aparece es muy bajo y el método de censo empleado para las aves comunes no sería el más propicio para una especie críptica como la carraca.

Criterio A2

(a) La evolución del tamaño de la población española comparando la situación reflejada en el anterior *Libro Rojo* (2004), y teniendo en cuenta los censos regionales disponibles en Madrid (2016), Extremadura (2019) y Andalucía (2020), con declives superiores al 80% de la población en un periodo de tres generaciones (16,8 años), parece indicar un declive muy fuerte, aunque otras zonas como Cataluña y Aragón parecen mostrar tendencias más estables, mientras que falta información en el resto de su zona de distribución. Todo ello aconseja que el estado de la población española se ajuste más a un declive de ente el 50-80 % para ese periodo.

(c) En los estudios regionales disponibles en Madrid y Extremadura se reportan desapariciones en amplias zonas de distribución con respecto a estudios anteriores. Estas tendencias están asociadas a grandes transformaciones de hábitats agrarios, con amplias zonas reorientadas a cultivos intensivos de leñosas y de regadío, algo que se ha producido igualmente en muchas otras zonas de distribución de la especie en Castilla-La Mancha y Andalucía, por lo que se infiere que la situación podría ser similar a nivel nacional.

AMENAZAS

● Transformación del hábitat y gestión agraria

El principal factor de su declive es, probablemente, la pérdida o transformación del hábitat y la intensificación de determinadas técnicas de cultivo, así como la explotación de las tierras agrícolas y el condicionamiento de la Política Agraria Común (PAC): reducción de superficies de barbecho, abandono de cultivo de cereal de secano, incremento de las superficies de cultivos de regadío e intensificación de los mismos, o desaparición de linderos, eriales y barbechos no arados de media o larga duración –de 1 a 3 años-. También se ha observado que las transformaciones agrarias conllevan la pérdida de muchos edificios tradicionales o su transformación, eliminando sus características para acoger nidos de esta especie (Avilés, 2016).

● Uso de pesticidas y reducción de recursos tróficos

El incremento generalizado del uso de pesticidas tiene efectos negativos sobre las comunidades de invertebrados, principal recurso alimenticio de la especie (Avilés y Parejo, 2002). De hecho, se ha constatado en Extremadura un incremento de la mortalidad de los pollos en el nido en el entorno de regadíos con respecto a nidos en zonas de posío -tierras de cultivo de secano en descanso por más de un año- y uso extensivo, lo que sugiere que la contaminación con pesticidas podría estar afectando a sus poblaciones (Avilés y Parejo, 2004).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Bonn: Apéndice II. Convenio de Berna: Anexo II. Convención sobre Especies Migratorias (CMS): Apéndices I y II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I. International Species Action Plan for the European Roller Coracias garrulus garrulus (Kovacs *et al.*, 2008).	Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011): Incluida.

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	Listado Andaluz de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial	Ninguno
Aragón	No catalogada	Ninguno
Baleares	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Castilla-La Mancha	VULNERABLE	Ninguno
Castilla y León	No catalogada	Ninguno
Cataluña	No catalogada	Ninguno
Extremadura	VULNERABLE	Ninguno
Comunidad de Madrid	VULNERABLE	Ninguno
Región de Murcia	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Navarra	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Comunidad Valenciana	No catalogada	Ninguno

ESPACIOS DE INTERÉS

Red Natura 2000 (ZEPA/ZEC): ES0000071-Llanos entre Cáceres y Trujillo; ES0000068-La Serena; ES0000480-Embalse de Rosarito y Navalcán; ES0000479-Secans de Lleida; ES0000478-Campiña Alta de Córdoba; ES0000021-Tablas de Daimiel y embalses del Vicario y Gasset; ES0000367-Cogul -Alfés; ES0000019-Llanura cerealista de Écija y Osuna; ES0000069-Llanos de Olivenza–La Albuera; ES0000139-Hoya de Baza.

IBA: 295-Llanos entre Cáceres y Trujillo; 280-La Serena; 201-Embalse de Rosarito y Navalcán; 142-Secans de Lleida; 232-Campiña Alta de Córdoba; 197-Tablas de Daimiel y embalses del Vicario y Gasset; 144-Cogul -Alfés; 238-Llanura cerealista de Écija y Osuna; 276-Llanos de Olivenza – La Albuera; 213-Hoya de Baza; 463-Sasos del Cinca medio; 175-Saladares del Guadalentín; 284-Sierra de Pela–Embalse de Orellana; 237-Campiña de Carmona; 259-Marismas del Guadalquivir.



© Aaltair- Shutterstock

Infraestructuras lineales

Numerosos proyectos de grandes infraestructuras lineales -carreteras, autovías y ferrocarriles- están afectando a importantes áreas de reproducción en zonas agroesteparias, algunas incluidas en IBA e incluso en ZEPA. El aumento del número de kilómetros de autovías, carreteras y líneas ferroviarias que ha sufrido España en las últimas décadas puede provocar un significativo aumento del número de muertes de carracas por atropellos, especialmente cuando estas nuevas infraestructuras atraviesan zonas importantes para la especie y cuando, en muchos casos, sus nidos solo encuentran lugares adecuados en sus proximidades, es decir, en las cajas nido instaladas en líneas eléctricas junto a las carreteras.

● **Caza y capturas de la especie en sus viajes migratorios**

Se reportan importantes cantidades de ejemplares de carraca europea abatidos por caza legal o ilegal en numerosas zonas, entre ellas sus principales lugares de invernada en África. También parece existir costumbre de capturas para su venta como animal exótico (UICN, 2016). El efecto sobre las poblaciones ibéricas no es muy conocido, pero sin duda resulta importante.

● **Inacción de las Administraciones públicas**

La falta de designación de espacios protegidos, especialmente ZEPA de la Red Natura 2000, que den cobertura a una buena parte de la población de carraca y la no aplicación de medidas específicas para su protección, como pueden ser su adecuada catalogación en las diferentes comunidades autónomas, pasando a la categoría de "Vulnerable" -o incluso de "En Peligro" en muchas de ellas- ante la evolución claramente desfavorable de sus poblaciones -con la necesidad de la inmediata aprobación y ejecución de planes de recuperación o conservación-, son factores indirectos que evidentemente afectan a la viabilidad futura de las poblaciones de carraca.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

✔ Revisar la catalogación de la especie a escala estatal, actualmente catalogada como "Vulnerable", y autonómica, para declararla "En Peligro de Extinción". Con esta revisión se desencadenarían los mecanismos establecidos en las leyes de protección de la biodiversidad, obligando a la elaboración de planes autonómicos de recuperación, a la aprobación de una estrategia estatal para su conservación y a la liberación de fondos para su ejecución.

✔ Elaboración y aprobación de los preceptivos Planes de Recuperación o Conservación en las CCAA con presencia de la especie.

✔ Desarrollo de medidas específicas ligadas a los usos agrícolas: conservación de linderos, eriales y desarrollo de medidas que permitan la conservación de barbechos gestionados para fomentar la biodiversidad en, al menos, un 10 % de la superficie de cultivo.

✔ Prohibición de repoblaciones forestales o cultivos de regadío en hábitats actuales o potenciales de la especie.

✔ Seguimiento de la evolución de la población y estudio de las causas del declive, con especial atención a la evolución de las poblaciones de invertebrados como indicadores de la calidad de sus hábitats de reproducción.

✔ Designación de nuevas ZEPA o ampliación de las existentes para que alberguen un mayor porcentaje de la población reproductora.

✔ Activación de los mecanismos internacionales para controlar la caza abusiva de la especie en sus rutas migratorias.

EN PELIGRO
EN [D]

CARRICERÍN CEJUDO

Acrocephalus paludicola



Boscarla d'aigua; Folosa acuática; Ur-benarriza; Felosa-aquática; Aquatic Warbler; Phragmite aquatique

Autores: **David Miguélez y Carlos Zumalacárregui**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2017)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
VU	VU	VU	NE	VU	EN

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

El área distribución conocida del carricerín cejudo en España está limitada a poco más de 200 humedales, donde la especie ha sido localizada durante los pasos migratorios prenupcial y posnupcial. Estas zonas húmedas se distribuyen principalmente por cuatro grandes sectores del territorio peninsular: las marismas y estuarios de las costas cántabro-atlánticas, los humedales del valle del Duero, los humedales del valle del Ebro y los marjales del litoral mediterráneo. La representación es menor en la meseta Sur, el valle del Guadalquivir y los archipiélagos balear y canario.

La presencia y abundancia en los pasos es desigual debido a su migración diferencial (De By, 1990; Atienza *et al*., 2001). El paso prenupcial discurre a través de una ruta ligada principalmente a los humedales de la costa mediterránea y del suroeste peninsular, incluyendo en menor medida al archipiélago balear; transcurre principalmente en abril, aunque se extiende entre finales de febrero y primeros de mayo. Por el contrario, su distribución durante el paso posnupcial abarca un territorio peninsular mucho más amplio, pero evitando en general las provincias más orientales, y se desarrolla entre finales de julio y primeros de octubre. Los registros en

el archipiélago canario son escasos, pero indican su presencia en ambos pasos migratorios.

Esta especie de hábitos exclusivamente palustres está considerada una especialista de hábitat muy estricta y debe de disponer de una elevada productividad de presas potenciales y de zonas de refugio. Al igual que en sus zonas de cría e invernada, en España utiliza preferentemente zonas húmedas con amplias superficies de aguas someras y de vegetación palustre de porte medio y bajo, combinado con áreas de lámina de agua libre y vegetación helofítica de alto porte. La tipología de humedales que presentan estas características puede ser de origen natural como marismas, lagunas y estuarios costeros, lagunas de interior y humedales asociados a tramos fluviales; pero también de origen artificial como graveras, colas de embalses, e incluso se ha detectado a la especie en cultivos de regadío de arroz y alfalfa.

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

En España se considera al carricerín cejudo un migrante regular, pero no existe un programa de seguimientos periódicos que monitorice la evolución temporal y espacial de la población migratoria. Únicamente se cuenta con los recuentos de registros procedentes de observaciones y capturas para anillamiento. El primer estudio que analizó la situación de la especie en España cuantificó el número de aves registradas en 243 individuos hasta 1999 (Atienza *et al*., 2001) y un promedio de 13 individuos/año en el periodo 1980-1998. Sin embargo, desde 1999 se desarrollan campañas de seguimiento y de prospección específica, que junto con un mayor conocimiento de la especie por el colectivo de ornitólogos ha permitido aumentar los registros a un promedio de 130 individuos/año en el periodo 1999-2019, sin observarse grandes variaciones interanuales y sin superarse los 250 individuos (Miguélez, 2021a). Estos recuentos incluyen individuos de los dos pasos migratorios -11 individuos/año paso prenupcial y 119 individuos/año para el paso posnupcial que incluye ejemplares adultos y juveniles-. Los seguimientos específicos realizados en España no permiten establecer una tendencia de su tamaño poblacional ni una evolución de su área de distribución a nivel estatal, principalmente por su escasez y la dificultad de captura y observación. Además, los seguimientos y prospecciones o responden a proyectos de pocos años de duración, o bien no abarcan el total de la fenología conocida de la especie.

A nivel global, el número de machos cantores en las áreas de cría no superaba los 11.000 machos en la última estima de la población mundial en el periodo 2007-2017 y su área de distribución se encuentra muy fragmentada, 40-60 localidades en una superficie de 370 km² (Tanneberger y Kubacka, 2018). La reducción de la población mundial fue del 95 % en el siglo XX y del 45,3 % en el siglo XXI hasta 2017, y la reducción del área de ocupación ha sido del 70,2 % sólo en los últimos 10 años hasta 2017 (Briedis y Keišs, 2016; De las Heras-Martín y Miguéliez, 2021). En este sentido, si atendemos a que los últimos seguimientos y estudios con geolocalizadores muestran que gran parte de las poblaciones reproductoras de la especie utilizan los humedales españoles durante sus migraciones (Salewski *et al*., 2019; Jakubas y Lazarus, 2020), es esperable que la evolución del tamaño de la población migrante que atraviesa España siga la misma tendencia que la observada en el tamaño de la población mundial durante las últimas décadas.

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se han aplicado las categorías y criterios de amenaza de la UICN para el conjunto de la población migrante española de carricerín cejudo.

Teniendo en cuenta que es una especie exclusivamente migrante en España y que solamente se cuenta con los datos de recuentos anuales de individuos registrados, que es de 130 individuos/año en el periodo 1999-2019, se considera un valor inferior al umbral establecido por el criterio *D. Número de individuos maduros < 250* por lo que la población migrante de carricerín cejudo cumple con los requerimientos necesarios para ser catalogada como "En Peligro", de acuerdo con el criterio D.

Criterio D

Población muy pequeña o restringida comparando los recuentos anuales de individuos registrados en el periodo 1999-2019 con un promedio de 130 individuos/año -promedio de 11 para el paso prenupcial y 119 para el posnupcial- y sin superar los 250 individuos/año ningún año, por lo que no supera los umbrales de este criterio que establece el *número de individuos maduros en < 250*.

AMENAZAS

- **Transformación del hábitat y gestión agroganadera**

La pérdida o transformación del hábitat se señala como la principal amenaza que afecta a la población migrante de carricerín cejudo (Madroño *et al*., 2004): por un lado, la destrucción o alteración de zonas húmedas, con la pérdida en las últimas décadas de más del 60% de la superficie de los humedales en España; por otro, los cambios en el hábitat provocan una pérdida de la calidad del hábitat y una eliminación de pastizales y de la vegetación helofítica; y, por último, la intensificación de las prácticas agrícolas y el abandono de los usos agroganaderos tradicionales en el entorno de los humedales.

Amenazas específicas que suponen una grave alteración del hábitat para la especie son: la ocupación de los humedales por el desarrollo turístico, industrial y urbano, especialmente en zonas costeras; la contaminación de las aguas, especialmente si afecta a la disponibilidad de alimento; las concentraciones parcelarias, que incluyen canalizaciones de drenaje que afectan a cauces y márgenes; la roturación de pastizales húmedos; las quemas incontroladas; y la transformación de juncales en cultivos de chopos. En el caso de las prácticas relacionadas con la agricultura, en muchos casos son incentivadas por las Administraciones y financiadas por ayudas de la Política Agraria Común.

- **Expansión de grandes helófitos y arbustos**

En la actualidad, la dinámica de la sucesión natural de la vegetación en muchos humedales se acelera a favor de formaciones de grandes helófitos -como eneas y carrizo- y sauces arbustivos. Estos grupos poseen una alta capacidad colonizadora y están favorecidos por los altos niveles de eutrofización, los niveles de inundación constantes y el abandono de prácticas ganaderas tradicionales en los humedales. El resultado final es la matorralización o la formación de comunidades densas y homogéneas monoespecíficas de eneas o de carrizo, que proporcionan una menor calidad de hábitat y, por tanto, son menos apropiadas para el carricerín cejudo (Miguélez *et al*., 2015).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Bonn: Apéndices I y II. Convenio de Berna: Anexo II. Convención sobre Especies Migratorias (CMS): Apéndices I y II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I. Species Action Plan for the Aquatic Warbler Acrocephalus paludicola (Flade y Lachmann, 2008). Memorandum of Understanding Concerning Conservation Measures for the Aquatic Warbler – Aquatic Warbler MoU.	Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011): Incluido. Solicitado cambio de categoría a VULNERABLE

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	Listado Andaluz de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial	Ninguno
Aragón	No catalogada	Se incluye a la especie como elemento clave dentro de los Planes Básicos de Gestión y Conservación de los Valores Red Natura 2000, incluida con el código Aves - A294B (RESOLUCIÓN de 6 de mayo de 2021, del Director General de Medio Natural y Gestión Forestal, por la que se dispone la publicación de determinados Planes del anexo II del Decreto 13/2021, de 25 de enero, del Gobierno de Aragón, por el que se declaran las Zonas de Especial Conservación en Aragón, y se aprueban los Planes Básicos de Gestión y Conservación de las Zonas de Especial Conservación y de las Zonas de Especial Protección para las Aves de la Red Natura 2000 en Aragón).
Asturias	No catalogada	Se incluye a la especie en el Decreto 164/2014, de 29 de diciembre, por el que se declara la Zona Especial de Conservación Ría de Villaviciosa (ES1200006) y se aprueba el I Instrumento de Gestión Integrado de diversos espacios protegidos en la Ría de Villaviciosa.
Baleares	No catalogada	Ninguno
Canarias	No catalogada	Ninguno
Cantabria	No catalogada	Ninguno
Castilla-La Mancha	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Castilla y León	No catalogada	Se incluye a la especie como elemento clave dentro de los Planes Básicos de Gestión y Conservación de los Valores Red Natura 2000, incluida con el código Aves - A294 (Orden FYM/775/2015, de 15 de septiembre, por la que se aprueban los Planes Básicos de Gestión y Conservación de la Red Natura 2000 en la Comunidad de Castilla y León).
Cataluña	Solicitada catalogación como "VULNERABLE" (pendiente de aprobación)	Ninguno
Euskadi	DE INTERÉS ESPECIAL	Propuesta de plan de gestión del carricerín cejudo (Acrocephalus paludicola) en la comunidad autónoma del País Vasco (EKOS, 2002)

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Extremadura	No catalogada	Ninguno
Galicia	No catalogada	Ninguno
Comunidad de Madrid	No catalogada	Ninguno
Región de Murcia	No catalogada	Ninguno
Navarra	No catalogada	Se incluye a la especie en las Bases técnicas para el plan de gestión de la ZEC / ZEPA ES0000134 “Embalse de Las Cañas”
La Rioja	No catalogada	Ninguno
Comunidad Valenciana	No catalogada	Ninguno

ESPACIOS DE INTERÉS

Con base en el número de carricerines cejudos detectados y la superficie de hábitat potencial del humedal para la especie, los principales espacios de interés son: en Andalucía, Espacio Natural Doñana; en Aragón, laguna de Gallocanta; en Asturias, ría de Villaviciosa; en Castilla y León, laguna de La Nava; en Cataluña, Aiguamolls de l’Empordà y delta del Ebro; en la Comunidad Valenciana, Prat de Cabanes-Torreblanca, la Albufera y marjal del Moro; en Galicia, estuario del Miño y Ría de Arousa; en Euskadi: marismas de Txingudi y estuario de Urdaibai (Miguélez, 2021b).

Para la conservación de la especie es importante también adoptar medidas de conservación específicas en las principales ZEPA e IBA con presencia de la especie: ES0000017 Cuenca de Galloanta, ES0000138 Galachos de la Alfranca de Pastriz, la Cartuja y el Planerën, ES0000289 Lagunas y carrizales de Cinco Villas IBA-399 Páramo bajo de Léon, IBA-038 Tierra de Campos, IBA-043 Carrión - Fromista, IBA-004 Costa da Morte Norte, IBA-396 Salburua, IBA-397 Ría de Villaviciosa, IBA-398 Esteiro do Miño.

OTRAS MEDIDAS

En España se han desarrollado dos proyectos LIFE Naturaleza en los que se han publicado varios documentos con propuestas de gestión y manejo del hábitat específicamente destinados a la conservación del carricerín cejudo. El primero, el LIFE 2002 NAT/E/8616, desarrollado en la laguna de La Nava (Castilla y León); el segundo, LIFE PALUDICOLA LIFE 16 NAT/ES/000168, que gracias a la experiencia adquirida en la laguna de La Nava se extendió a otros ocho humedales de tres CCAA (Castilla y León, Comunidad Valenciana y Castilla-La Mancha).

- Reunión de expertos en manejo de vegetación helofítica. Su aplicación en la conservación del carricerín cejudo (FGN, 2003).
- El carricerín cejudo: manual para el manejo de vegetación helofítica y monitorización de poblaciones. (Jubete el al., 2006)
- Bases científico-técnicas para la conservación del carricerín cejudo (Acrocephalus paludicola) en España y en sus comunidades autónomas (Miguélez, 2021a).
- Borrador de estrategia para la conservación del carricerín cejudo Acrocephalus paludicola en España (Miguélez, 2021b).

Cambio climático

Las predicciones de una disminución de las precipitaciones limitarían tanto la calidad como la cantidad de agua disponible en los humedales utilizados durante los pasos migratorios, que determinarán la mayor o menor disponibilidad de una superficie de hábitat encharcado adecuado. Este hecho hace que los humedales en clima mediterráneo, con un régimen pluviométrico irregular y con un intenso manejo actual de los recursos hídricos, podrían verse afectados más intensamente, especialmente los del interior ibérico y en mayor medida los de la Meseta Sur.

La inundación de las marismas y lagunas litorales ya se ha señalado como una grave amenaza en los humedales costeros (Musseau *et al.*, 2018). Por tanto, es esperable que la superficie de los lugares de parada o sedimentación disponibles a lo largo de las rutas migratorias de las costas españolas, tanto mediterráneas como cantábricas y atlánticas, puedan disminuir considerablemente debido a un futuro aumento del nivel del mar. Las predicciones de temporales y borrascas cada vez con mayor frecuencia y virulencia también podrían alterar las características de los humedales costeros, por ejemplo, aumentando su salinidad.

Especies exóticas invasoras

Las especies exóticas invasoras de flora y fauna pueden forzar cambios radicales en el hábitat y tener un efecto directo en las estrategias de parada y sedimentación de las aves migratorias. La vegetación autóctona es sustituida por otra alóctona y se pueden crear hábitats con una menor capacidad de acogida para el carricerín cejudo como lo analizado con el bácaris (*Baccharis halimifolia*) (Arizaga *et al*., 2013). La fauna invasora también podría afectar a las condiciones naturales de los hábitats palustres que provoquen la modificación: de la cobertura y diversidad vegetal, de la presencia de depredadores, y de la composición y abundancia de la comunidad de invertebrados, algunos potenciales grupos presa de la especie. Como consecuencia, el carricerín cejudo vería modificado su hábitat de forrajeo y refugio, y podría sufrir una disminución de la disponibilidad de alimento.

Pérdida de recursos tróficos

El declive de la biomasa y diversidad de insectos o de otros invertebrados que está afectando a nivel global a muchos ecosistemas, también puede estar afectando negativamente al carricerín cejudo, que es una especie estrictamente insectívora y que necesita esta fuente de alimentación para el reabastecimiento de energía en sus lugares de sedimentación, imprescindible para poder completar con éxito sus vuelos migratorios (Hallmann *et al*., 2017; Bowler *et al.*, 2019; Raven y Wagner, 2020).

Contaminación por metales pesados

Al ser una especie migratoria de larga distancia puede estar expuesta a metales pesados y otros contaminantes en una gran área geográfica. Recientes estudios han puesto de manifiesto elevadas concentraciones de mercurio presentes en la especie, lo que supone una nueva amenaza para su conservación, previamente subestimada (Pacyna *et al*., 2017).

Mortalidad no natural

La mortalidad no natural por atropello, electrocución y colisión son tres factores de amenaza escasamente citados para el carricerín cejudo, aunque de gran impacto sobre muchas poblaciones de aves silvestres. Cuando

estas infraestructuras atraviesan o están situadas muy cerca de humedales podrían ser un motivo de bajas, pero está infravalorada por la dificultad de detectar aves muertas de pequeño tamaño, especialmente en masas de agua o carrizales densos.

● **Inacción de las Administraciones públicas**

Las zonas húmedas son medios muy vulnerables a las perturbaciones, especialmente cuando se evidencia la ausencia de protección o de medidas efectivas de gestión (Muñoz-Adalia *et al*., 2015). Este hecho se reproduce en muchos humedales con presencia constatada de la especie que, con figuras de protección y medidas de manejo adecuadas podrían constituir importantes lugares de sedimentación para la especie o mejorarlos, incluso humedales de origen artificial como graveras y campos de arroz abandonados que presenten adecuados planes de restauración.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

✔ Adecuar su catalogación estatal y autonómica a su estatus de conservación a nivel mundial, actualmente en el Listado, e incluirla en el Catálogo como



© Bruno Durán

"Vulnerable" o "En Peligro de Extinción". Con esta revisión se dotaría de los mecanismos establecidos en las leyes de protección de la biodiversidad, obligando a la elaboración de planes autonómicos de conservación o recuperación, a la aprobación de una estrategia estatal para su conservación y a la liberación de fondos para su ejecución.

- ✔ Designación de humedales con presencia regular de la especie como nuevas ZEPA o ampliación de las existentes, y su inclusión en el Inventario Español de Zonas Húmedas y en los diferentes catálogos autonómicos de humedales.

- ✔ Incorporación a los planes de ordenación y otros instrumentos de gestión de los humedales incluidos en la Red Natura 2000, y en otros criterios de gestión en espacios naturales que consideren los requerimientos ecológicos de la especie, especialmente el control de la vegetación y el régimen hídrico.

- ✔ Desarrollo de medidas específicas ligadas a los usos agroganaderos tradicionales en el entorno de los humedales: fomento del pastoreo y la agricultura extensiva, mantenimiento de pastizales húmedos y promoción de la paludicultura: siega tradicional de vegetación palustre y acuerdos para la gestión de los subproductos -pellets, camas para ganado, compost, etc.

- ✔ Prohibición de plantaciones de árboles y arbustos en humedales o pastizales húmedos con presencia regular o potencial para la especie.

- ✔ Control de las quemas incontroladas y de las especies exóticas invasoras en los humedales que provocan cambios en la composición, densidad y diversidad de las especies vegetales o animales, entre ellos la comunidad de invertebrados, base de la alimentación de las aves insectívoras.

- ✔ Reducción de las causas potenciales de mortalidad no natural por atropello, electrocución y colisión con tendidos eléctricos y vallados en el entorno de los humedales.

- ✔ Seguimiento de la evolución de la población de la especie en los principales humedales de paso regular y promoción para la identificación de nuevos enclaves mediante prospecciones.

- ✔ Potenciar la investigación aplicada a la gestión y conservación de la especie a nivel autonómico y nacional, dando prioridad a la determinación de los factores críticos que condicionan la parada y sedimentación del carricerín cejudo en los humedales españoles.

- ✔ Fomento de la recuperación y restauración de humedales naturales o artificiales -graveras-, que puedan presentar condiciones potenciales para la presencia de la especie.

- ✔ Anticipación a los efectos del cambio climático que prevé una reducción del nivel hídrico en los humedales mediterráneos y una pérdida en la superficie de las zonas húmedas costeras por la subida del nivel del mar.

EN PELIGRO
EN [A2b]

CERNÍCALO VULGAR

Falco tinnunculus



Xoriguer comú; Lagarteiro común; Belatz gorria; Peneireiro-de-dorso-malhado; Common Kestrel; Faucon crécerelle

Autores: **Jesús Martínez-Padilla, Juan A. Fargallo, José Carrillo-Hidalgo, Nicolás López-Jiménez y David López-Idiáquez**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2016)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	NA	VU*/NE	EN

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

El cernícalo vulgar está ampliamente distribuido en España, ocupando prácticamente la totalidad de la península ibérica, islas Baleares e islas Canarias (Martínez-Padilla, 2013, 2016). Podrían destacarse tres grandes grupos de mayor densidad en España: (1) Castilla-León, excluyendo su parte más oriental; (2) la zona colindante entre Navarra y País Vasco; y finalmente (3) el centro-oeste de Andalucía. Una menor abundancia se podría destacar en Galicia y Asturias, el eje comprendido entre Guadalajara, Cuenca, Albacete y Murcia, la parte occidental de Extremadura y por último su baja densidad en el corredor comprendido entre Ávila, Toledo, Ciudad Real y Córdoba. En las islas Canarias está ampliamente distribuido, llegando a alcanzar elevadas densidades según las islas, siendo inferior en las orientales (Martín y Lorenzo 2001; Carrillo, 2007).

La distribución invernal es irregular, con una más alta y continua ocupación en la meseta norte y la depresión del Guadalquivir, seguido de la meseta sur y la depresión del Ebro. En tercer lugar, destacan varias comarcas de Badajoz y del litoral mediterráneo. Es muy escaso en

Galicia, la cornisa Cantábrica y en todos los sistemas montañosos (Palomino, 2012), aunque su presencia puede detectarse hasta a una altitud de 2.400 m en Pirineos y Canarias.

Especie generalista en el uso de hábitats abiertos. Puede encontrarse en acantilados, ecosistemas agroesteparios, semidesiertos, zonas agrícolas, ganaderas, bosques poco densos y zonas antrópicas. Presenta una gran variedad de hábitats de cría, incluyendo costas marinas, cortados fluviales, campos de cultivo, pastizales, bosques abiertos y ambientes urbanos, con todos los gradientes posibles entre ellos, siendo el hábitat óptimo las áreas agrícolas y pastizales tradicionales (Village, 1990). En general, evita las masas arbóreas densas y necesita de espacios abiertos para cazar, especialmente herbazales y terrenos baldíos. En Canarias se reproduce en todo tipo de hábitats -conos volcánicos, acantilados interiores y costeros, barrancos, islotes, zonas agrícolas, pinares abiertos, y pueblos o ciudades-; evita la laurisilva, el fayal-brezal, las grandes superficies arenosas y las cumbres por encima de 2.500 m de altitud (Carrillo, 2007). Las peculiaridades insulares de El Hierro y la densidad de la especie en esta isla favorecen la reproducción en bosques cerrados de pino canario (*Pinus canariensis)* (Carrillo *et al*., 1988). Especie con hábitos de migración parcial, con individuos que invernan en África, los cuales se desplazan a territorios más cálidos en la península ibérica durante el invierno y con individuos que se mantienen todo el año en sus poblaciones de origen. Durante el invierno manifiesta una marcada preferencia por áreas agrícolas, especialmente por eriales, cultivos de secano y mosaicos de cultivos (del Moral *et al*., 2002), sobre todo los cultivos extensivos de porte herbáceo (Palomino, 2012). En las islas Canarias, no se tienen pruebas fehacientes de desplazamientos interinsulares. Los individuos de poblaciones septentrionales -por ejemplo, Bélgica, Holanda, Gran Bretaña, Suecia, Finlandia- hacen escala en su ruta migratoria o invernan en este archipiélago (Martín y Lorenzo, 2001).

En la Baixa Limia-Serra do Xures -Galicia-, el cernícalo vulgar no muestra ningún patrón de selección de hábitat de caza durante la primavera-verano. Durante el otoño-invierno su abundancia se correlaciona negativamente con la pendiente media (Tapia *et al*., 2008). En Tenerife -islas Canarias- está ampliamente extendido tanto a lo largo del gradiente altitudinal como de diferentes tipos de paisajes, aunque es más abundante al sur de la isla, por debajo de los 800 m de altitud, evitando los bosques densos de laurisilva y brezales (Carrascal y Palomino, 2005; Palomino, 2011).

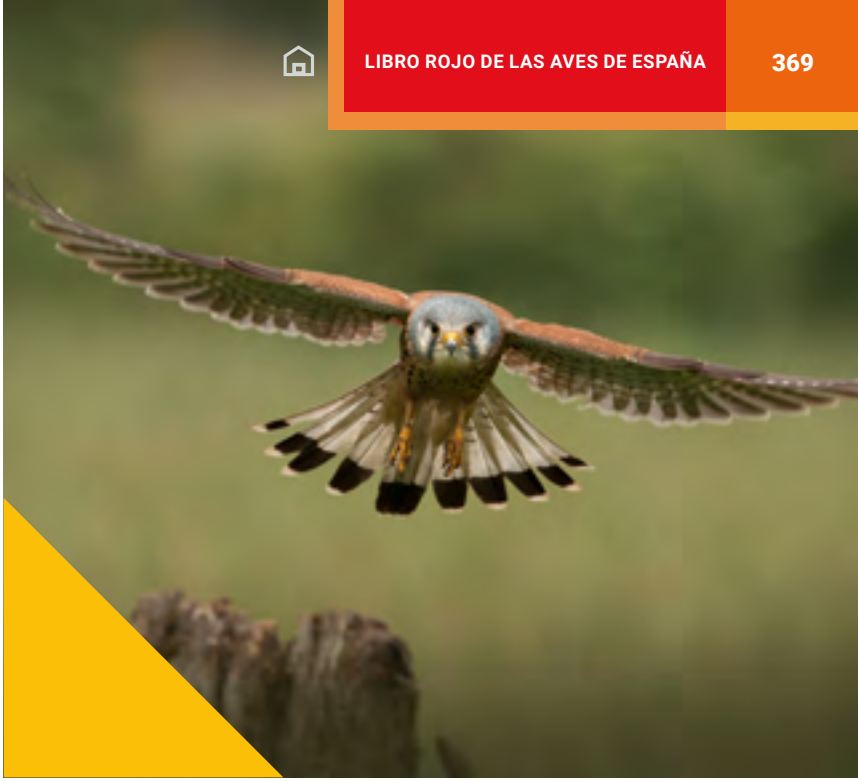
Utiliza una amplia gama de lugares de nidificación, como son nidos de córvidos abandonados, huecos en árboles, cavidades en cortados, estructuras humanas e incluso en el suelo (Village, 1990; Fargallo *et al*., 2001). Es destacable la afinidad del cernícalo vulgar por la cría en nidales artificiales (Avilés *et a*l., 2001; Fargallo *et al*., 2001; Paz *et al*., 2013; Montoya *et al*., en prensa). Respecto a la alimentación en la península ibérica, es una especie generalista con un amplio abanico de presas, incluyendo variedad de micromamíferos, pequeñas aves, reptiles, anfibios e insectos, aunque la preferencia por el topillo campesino (*Microtus arvalis)* es muy marcada frente a otras especies (Fargallo, 1999; Fargallo *et al*. 2009, 2020). En las islas Canarias el cernícalo vulgar es un predador generalista capturando insectos -especialmente ortópteros y coleópteros-, reptiles, mamíferos y aves. Atendiendo al número de presas capturadas es insectívoro. Sin embargo, la aportación en biomasa de lagartos endémicos del género *Gallotia*, roedores o insectos varía según los hábitats y

las islas. La diversidad trófica en los adultos muestra un gran solapamiento no solo interinsular sino con las poblaciones ibéricas comparadas (Carrillo *et al*., 2017; Carrillo-Hidalgo *et al*., 2020).

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

El cernícalo vulgar, como el resto de las aves rapaces en España, está protegido por las leyes estatales y autonómicas. No parece que la distribución de sus efectivos reproductivos haya cambiado en los últimos años. Sin embargo, las tendencias poblacionales han sufrido un decrecimiento generalizado en Europa en el periodo de 2000 a 2016, con caídas muy pronunciadas de más del 20 % en la República Checa, Dinamarca, Francia, Holanda, Suiza, Reino Unido y España (BirdLife International, 2017). En España se estima una población de 22.500 a 34.000 individuos y una magnitud de decrecimiento del 39 % (BirdLife International, 2017). El programa Sacre estima un decrecimiento poblacional del 53 % en 20 años desde 1998 en sus efectivos reproductores en todas las regiones geográficas que ocupa -eurosiberiana, norte y sur mediterráneo- (Escandell y Escudero, 2019), tanto en la tendencia considerada a largo plazo –de 1998 a 2018- como en la de corto plazo -de 2008-2018- (Escandell, 2018), lo que indica un declive moderado pero mantenido durante un largo periodo de tiempo. A pesar de que el decrecimiento es negativo en todas las regiones biogeográficas consideradas, la intensidad varía entre áreas. Es especialmente relevante el decrecimiento de más de un 85 % de la población reproductora en la zona eurosiberiana y casi del 75 % en la región mediterránea norte en los últimos 20 años, de acuerdo con los datos recogidos en el programa Sacre (SEO/BirdLife, 2019, 2021). Es de especial relevancia el decrecimiento en el área mediterránea norte porque además esta es una zona, concretamente la meseta Norte, de gran importancia para los individuos en el período invernal (SEO/BirdLife, 2021). Los datos del programa Sacin indican un decrecimiento poblacional de un 30 % de la población en invierno desde 2008 (SEO/BirdLife, 2019). Este decrecimiento poblacional confirma las tendencias observadas (Tucker y Heath, 1994) sobre la disminución de la población especialmente en el este y en la cuenca mediterránea de Europa, o la tendencia descendente en España (Martínez-Padilla, 2013). Todas las estimas de población del cernícalo vulgar en la actualidad están realizadas con métodos indirectos y extrapolaciones, y no existe aún ninguna estima poblacional realizada expresamente para conocer su tamaño en España.

La distribución de las subespecies residentes en las islas Canarias, *F. t. canariensis* y *F. t. dacotiae*, tampoco parece haber cambiado en la última década. Sin embargo, los estudios llevados a cabo en la vertiente sur de Tenerife con la subespecie *canariensis* podrían alertarnos de una disminución en la densidad de parejas reproductoras -disminución del 50 al 65 % según el año en la última década, especialmente los últimos cinco años- (Carrillo-Hidalgo, dat. ined.). Este dato puede estar avalado por el incremento de individuos admitidos en el Centro de Recuperación de Fauna de Tenerife -el 48,03 % de 2.611 rapaces, en el periodo de 1998 a 2007- (Rodríguez *et al*., 2010) y el 60,43 % de 4.673 rapaces en el periodo de 2008 a 2020 (Carrillo-Hidalgo, *dat. ined.*). Por lo tanto, aun careciendo de estudios poblacionales recientes, la densidad de parejas reproductoras de la subespecie *canariensis*, al menos en las islas con más superficie, podría estar sufriendo una tendencia descendente. Es probable que las estimas previas de 7.110 a 8.820 parejas en el periodo 1997-2003 (Carrillo, 2007) se tengan que revisar a la baja.


© Andrew Astbury_Shutterstock

La subespecie *dacotiae* parece mantener una estabilidad poblacional, que se ve favorecida por un cierto incremento en la superficie agrícola en Lanzarote (Istac, 2020; Tejera, com. pers.), isla en la que suele concentrarse en áreas agrícolas y con un cierto grado de pendiente (Carrillo y Delgado, 1996). Esta subespecie podría seguir manteniendo una densidad media relativa de 11 a 15 parejas/100 km^2 y una cifra de parejas no superior a 400, con datos similares al periodo de 1997 a 2003 (Carrillo, 2007).

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se han aplicado las categorías de amenaza y sus criterios UICN para el conjunto de la población reproductora española, analizándola como una unidad regional única. Para esta especie, se entiende que las causas que pudieran ser determinantes del declive poblacional no han cesado, pero no se conocen todos los posibles factores que pudieran explicar el declive poblacional de la especie -Criterio A2 de la UICN-.

A pesar de que el área de distribución parece estable en el período comprendido entre 1998 y 2018, es alarmante la disminución de sus efectivos reproductores e invernantes. Teniendo en cuenta las tendencias poblacionales del cernícalo vulgar observadas en los últimos 20 años, periodo de seguimiento del programa Sacre, el cual es superior a 10 años o al tiempo necesario para el transcurso de tres generaciones de la especie, la población española cumple con los criterios para ser catalogada como “En Peligro”, de acuerdo con el Criterio A2b.

Criterio A2

(b) La evolución del tamaño estimado de la población española por el programa Sacre en un período de 20 años (1998-2018) es de un decrecimiento acumulado del 52,6 %, con un declive medio interanual del 2,5 %, por lo que supera los umbrales del criterio que establecen una reducción del tamaño de la población igual o superior al 50 % durante los últimos diez años.

En relación a las subespecies *canariensis* y *dacotiae*, se describen los criterios a continuación:

· *Falco tinnunculus canariensis:*

Considerando la distribución de la subespecie y sus efectivos poblacionales, cumple los criterios para ser catalogada como “En Peligro”.

Criterio A2

A2(c) y A2(e). La subespecie podría considerarse “En Peligro” por un decrecimiento poblacional del más del

50 % en los últimos 20 años y como consecuencia de contaminantes; o "Vulnerable" –mayor al 50 %- / "Vulnerable" –mayor al 30 %-.

Criterio B1

Debido a que el área de distribución de esta especie es menor que a 5.000 km². Concretamente, la superficie en la que se distribuye esta subespecie es de 4.941 km² -Gran Canaria, Tenerife, La Gomera, La Palma y El Hierro-.

· *Falco tinnunculus dacotiae:*

Considerando la distribución de la subespecie, esta cumple los criterios para ser catalogada como "En Peligro" y atendiendo a los efectivos poblacionales como "Vulnerable". No obstante, desde un punto de vista de la correcta conservación y protección de las poblaciones canarias de esta subespecie, debe ser considerada como "En Peligro".

Criterio B1

La superficie en la que se distribuye esta subespecie es de 2.549 km² -Fuerteventura, Lanzarote, La Graciosa, Lobos, Montaña Clara y Alegranza-, con lo que la extensión de presencia de la especie es inferior a 5.000 km².

Criterio D1

En la actualidad, el número de efectivos poblacionales de esta subespecie es menor de 1.000 pero superior a 250, por lo que no podría incluirse en la categoría de "En peligro" de acuerdo a este criterio.

AMENAZAS

Gestión agrícola

El cernícalo vulgar, por su vinculación con los ecosistemas agrícolas, padece la disminución generalizada del resto de aves que habitan estos medios (Donald *et al*., 2006). Por un lado, sufre la drástica reducción de alimento por la pérdida de biodiversidad en estos sistemas debido a la extensión de monocultivos y el uso de agroquímicos (Dudley y Alexander, 2017; Traba y Morales, 2019). Además, se trata de una especie particularmente sensible al envenenamiento por agroquímicos y plaguicidas, como son los rodenticidas (Costantini y Dell'omo, 2020; Ross *et al*., 2021). Deben destacarse los efectos derivados de la agricultura intensiva en relación con el uso de biocidas, organoclorados y otros plaguicidas que son causas del declive ya mencionado en otros países, aunque de menor relevancia respecto a otras rapaces (del Hoyo *et al*., 1994). Entre los compuestos relacionados con la agricultura, que pueden influir negativamente en las tendencias poblacionales del cernícalo vulgar, destacan:

- **Organoclorados y otros plaguicidas** Se han detectado cernícalos afectados por plaguicidas en Canarias (Mateo *et al*., 2000; Carrillo-Hidalgo, 2005) y contaminantes organoclorados en León (Sierra *et al*., 1987), así como organoclorados, bifenilos policlorados e hidrocarburos aromáticos policíclicos en Tenerife y Gran Canaria (Luzardo *et al*., 2014).

- **Bromadiolona.** Diferentes compuestos derivados de la gestión agrícola para el control de especies que afectan a la producción de los cultivos, fundamentalmente cerealistas, pueden ser la causa del declive de las poblaciones de cernícalo vulgar en España. Entre

ellos se puede destacar el uso de la bromadiolona, un rodenticida anticoagulante de segunda generación (SGAR), que se ha empleado ampliamente para el control de las explosiones demográficas de topillo campesino (*Microtus arvalis*) con objeto de minimizar los daños provocados por estos roedores en los cultivos cerealistas de Castilla y León. En Reino Unido, la abundancia anual de cernícalos vulgares está correlacionada negativamente con la concentración de SGAR, particularmente bromadiolona, encontrada en los individuos enviados para los análisis toxicológicos (Roos *et al*., 2021). En España, la bromadiolona aplicada para estos roedores se ha detectado en la sangre de pollos de cernícalo en la zona agrícolas de Castilla y León, muy probablemente alimentados por adultos que capturan topillos contaminados por este biocida (Martínez-Padilla *et al*., 2017). La contaminación de cernícalos vulgares con bromadiolona y otros SGAR también ocurre como consecuencia de la gestión ganadera, tal y como se ha mostrado en cernícalos vulgares en las islas Canarias (Rial-Berriel, 2021). Los niveles de bromadiolona en sangre están asociados a una menor condición física de los volantones, comprometiendo su supervivencia y, por tanto, la persistencia poblacional (Martínez-Padilla *et al*., 2017). La influencia de este rodenticida en las áreas agrícolas cerealistas y de alfalfa de la meseta norte para el control de los picos de abundancia del topillo campesino, puede tener consecuencias además de en los efectivos reproductores en los individuos que habitan esta área en invierno, ya que es una zona de especial importancia para los cernícalos en el período invernal.

- **DDT.** El cernícalo vulgar es una de las especies de rapaces más contaminadas en las islas Canarias por plaguicidas como DDT y dieldrina (Mateo *et al*., 2000; Luzardo *et al*., 2014). Un estudio reciente muestra un descenso del 36,4 % de parejas en la vertiente sur de Tenerife al compararlo con el periodo 1988-1994. Los niveles de este metabolito del DDT guardan relación con la superficie cultivada y abandonada en un radio de 200 m alrededor de los nidos, así como con la proximidad de áreas urbanizadas (Buck *et al*., 2020).

- **Organofosforados y carbamatos.** Se han detectado entre 2001 y 2006 bajos niveles de envenenamiento por estos plaguicidas en poblaciones de cernícalos de zonas agrícolas -Madrigal de las Altas Torres, Perales del Río, Fuente de Santa Cruz y Los Monegros- así como en zonas de pasto -Colmenar Viejo, Campo Azálvaro, Los Llanos de Cáceres- (Vergara *et al*., 2008).

- **Metales pesados.** Se ha detectado contaminación por plomo en cernícalos vulgares de Murcia (García-Fernández *et al*., 1997; 2005) y por diversos metales pesados en Tenerife (Rodríguez-Álvarez, 2015). Se han encontrado elevadas concentraciones de plomo en una muestra de cernícalos vulgares de Galicia (Pérez-López *et al*., 2008). Finalmente, un reciente estudio ha mostrado una tendencia positiva en la presencia de diversos metales pesados entre los años 1966 y 2016 en cernícalos vulgares de Doñana, algunos de ellos -como el plomo o el manganeso- de carácter tóxico (Manzano, 2021).

Transformación del hábitat

La homogenización de los cultivos extensivos es un factor determinante en la presencia de cernícalo vulgar. Hábitats heterogéneos, con setos y vegetación arbustiva y leñosa entre parcelas, son fundamentales para la presencia de la especie, debido a que favorecen la diversidad y abundancia de especies-presa (Village, 1990). En este sentido, el despoblamiento de las zonas

rurales y la reducción de la ganadería extensiva en zonas de montaña ha homogeneizado los hábitats, disminuyendo la diversidad ecológica asociada a la agricultura y la ganadería extensiva a pequeña escala.

Mortalidad por disparos

Un estudio realizado en un centro de rehabilitación de Cataluña durante el periodo 1995-2007 mostró que el 7 % de los cernícalos vulgares ingresó por disparo (Molina-López *et al*., 2011). En Castilla-La Mancha durante el periodo 2006-2008 se registraron nueve casos de mortalidad por disparo (Castaño López, 2010). Más recientemente, en la Comunidad Valenciana se ha descrito que entre 1991 y 2015 el 23 % -483 de 2. 076- de las aves ingresadas con heridas de disparo fueron cernícalos vulgares (Crespo, 2020). En Tenerife, el 1,4 % de los cernícalos ingresados en el Centro de Rehabilitación de Fauna durante el periodo 1998-2007 fueron abatidos por disparos (Rodríguez *et al*., 2010).

Muerte en tendidos eléctricos

La electrocución en tendidos eléctricos es otra causa de mortalidad (Jans y Ferrer, 1999). Un estudio realizado en un centro de rehabilitación de Cataluña durante el periodo 1995-2007 mostró que el 7 % de los cernícalos vulgares ingresó por electrocución (Molina-López., 2011). En Castilla-La Mancha durante el periodo 2006-2008 ingresaron en centros de recuperación 100 cernícalos vulgares por electrocución (Castaño López, 2010).

Muerte por colisión con aerogeneradores

Se trata de una especie muy sensible a sucumbir al impacto de los aerogeneradores, siendo la segunda especie de ave (Wang *et al*., 2015) o la segunda especie de rapaz (Gallego *et al*., 2011) con mayor mortalidad después del buitre leonado (*Gyps fulvus*). Se ha estimado la mortalidad de cernícalos en dos parques eólicos de Cádiz en 0,19 individuos por aerogenerador y año (Barrios y Rodríguez, 2004). Por otro lado, Atienza *et al*. (2011) registraron 138 cernícalos vulgares muertos por colisión en parques eólicos de España, de ellos 53 en Cádiz.

Mortalidad por atropello en carreteras

Un estudio realizado en un centro de rehabilitación de Cataluña durante el periodo 1995-2007 mostró que el 4 % de los cernícalos vulgares ingresó por atropello en carreteras (Molina-López *et al.,* 2011). López Redondo y López Redondo (1992) registraron 24 cernícalos vulgares entre un total de 10.288 aves muertas por atropello en carreteras de España y en el Pmvc (2003) registraron 49 entre un total de 16.036 ejemplares. Por ejemplo, también fuera de España, en Portalegre -Portugal-, se registraron dos cernícalos vulgares muertos por atropello entre un total de 562 aves (Carvahlo y Mira, 2011). Además, en un tramo de 17 km de la carretera N-120 se registró en 1989 un cernícalo vulgar muerto por atropello entre un total de 379 aves (González-Prieto *et al*., 1993).

Expolio de nidos

Aunque es una práctica en desuso, con una mayor repercusión hasta finales del siglo XX (Carrillo y Delgado, 1991; Carrillo-Hidalgo, dat. ined.), el expolio de nidos en las islas Canarias sigue llevándose a cabo esporádicamente, al menos en Tenerife. Quizás, esta práctica explique la cría en cautividad por particulares o el hallazgo de individuos de la subespecie *canariensis* a la venta en el zoco de Marrakech (Carrillo-Hidalgo, dat. ined.).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Bonn: Apéndice II. Convenio de Berna: Anexo II.	Listado de Especies en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011): Incluido.

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES Y PROGRAMAS
Andalucía	Listado Andaluz de Especies en Régimen de Protección Especial	Ninguno
Aragón	No catalogada	Ninguno
Asturias	No catalogada	Ninguno
Baleares	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Canarias	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Cantabria	No catalogada	Ninguno
Castilla-La Mancha	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Castilla y León	No catalogada	Ninguno
Cataluña	No catalogada	Ninguno
Euskadi	No catalogada	Ninguno
Extremadura	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Galicia	No catalogada	Ninguno
Comunidad de Madrid	No catalogada	Ninguno
Región de Murcia	No catalogada	Ninguno
Navarra	No catalogada	Ninguno
La Rioja	No catalogada	Ninguno
Comunidad Valenciana	No catalogada	Ninguno

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Elaboración de una estima poblacional de la especie a escala nacional.
- ✔ Revisar la catalogación de la especie a escala estatal, no evaluada en el anterior *Libro Rojo de las Aves de España*, aunque catalogada como "Vulnerable" para la subespecie *dacotiae*, y declarar la especie *Falco tinnunculus* "En Peligro". Con esta revisión se desencadenarían los mecanismos establecidos en las leyes de protección de la biodiversidad, obligando a la elaboración de planes autonómicos de recuperación, a la aprobación de una estrategia estatal para su conservación y a la liberación de fondos para su ejecución.
- ✔ Elaboración y aprobación de los preceptivos planes de recuperación o conservación en las CCAA con presencia de la especie.
- ✔ Desarrollo de medidas específicas ligadas a los usos agrícolas: conservación de linderos, eriales y desarrollo de medidas que permitan la existencia de barbechos gestionados para fomentar la biodiversidad en al menos un 10 % de la superficie de cultivo.
- ✔ Erradicación del uso de biocidas de cualquier tipología en los campos de cultivo, en cualquier época del año, ya que son un impedimento para el mantenimiento de poblaciones reproductoras e invernantes estables.
- ✔ Seguimiento de la evolución de la población y estudio de las causas del declive.
- ✔ En Canarias, el sobrepastoreo y el abandono de la agricultura, el incremento desmesurado de centrales eólicas o actividades deportivas al aire libre -como la escalada- en época reproductiva también pueden afectar a su conservación.
- ✔ Prohibición del desarrollo de infraestructuras en las zonas más sensibles para la especie.
- ✔ Corrección y aislamiento de los tendidos eléctricos peligrosos ya instalados para evitar la mortalidad por electrocución.
- ✔ La instalación de nidales artificiales se considera una medida eficiente para el incremento de las poblaciones de cernícalo vulgar en lugares con abundancia de alimento y falta de lugares de nidificación (Fargallo *et al.*, 2001). Sin embargo, en la actualidad esta medida debería realizarse en zonas de pastizal o zonas agrícolas en donde con seguridad el uso de agroquímicos y biocidas sea reducido (Grefa, 2020). El establecimiento de estos nidales artificiales en lugares donde agroquímicos y biocidas se sigan empleando podrían ser trampas ecológicas, es decir, localidades que atraigan a los cernícalos por los lugares de nidificación, pero donde el uso de rodenticidas y otros venenos perjudique finalmente a las poblaciones.
- ✔ Designación de nuevas ZEPA o ampliación de las existentes para que alberguen un mayor porcentaje de la población reproductora.

CHORLITEJO PATINEGRO

EN PELIGRO
EN [A2abc; A3abc]

Charadrius alexandrinus



Corriol camanegre, Píllara das dunas; Txirritxo hankabeltza; Rolinha-da-praia; Kentish Plover; Pluvier à collier interrompu

Autores: **Miguel Ángel Gómez-Serrano, Esperanza Macarena Castrp, Jesús Domínguez, Alejandro Pérez-Hurtado, Gustavo Tejera y María Vidal**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2019)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	NE	VU	EN

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

El área distribución del chorlitejo patinegro se concentra en las costas de la península ibérica, Baleares y Canarias, estando prácticamente ausente de la costa cantábrica. En este ámbito la especie aparece fundamentalmente vinculada a ecosistemas dunares de playas y zonas húmedas costeras. No obstante, existen poblaciones interiores asociadas a saladares y lagunas de ambientes salobres o, marginalmente, en otras masas de agua dulce, incluidos embalses y otro tipo de balsas artificiales en las regiones de Castilla-La Mancha, Andalucía, Aragón y Extremadura, fundamentalmente.

Durante el periodo reproductor la especie utiliza para nidificar hábitats muy abiertos, caracterizados por una cobertura vegetal de entre el 0-20 %, de acuerdo con su estrategia de detección temprana de los depredadores (Amat y Masero, 2004a; Gómez-Serrano y López-López, 2014). Esta circunstancia condiciona de forma estricta la posibilidad del establecimiento de la especie como reproductora. En zonas de playas selecciona fundamentalmente los hábitats de dunas embrionarias y restos mareales (Gómez-Serrano y López-López, 2014), mientras que en zonas húmedas se asocia a saladares con plantas anuales o de baja cobertura, orillas de lagunas

y caminos, y a motas de arrozales y salinas. Fuera del periodo reproductor se encuentra disperso por zonas húmedas, arrozales y algunos tramos costeros.

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

La población reproductora española fue estimada en 5.000-6.000 parejas en los años 90 (Amat, 1993; Purroy, 1997) y poco después en un mínimo de 2.565 parejas en 2003 en el *Atlas de las Aves Reproductoras* (Martí y del Moral, 2003). La cifra global más reciente es de 2007, cuando se registró una población reproductora de 4.322-4.645 parejas a partir de censos realizados en el marco del Censo de aves acuáticas reproductoras, si bien se reconoce cierto sesgo por la omisión de pequeñas poblaciones dispersas por tramos costeros que habitualmente carecen de seguimiento.

Continúan existiendo vacíos acerca del conocimiento de los contingentes reproductores de algunas localidades con respecto a anteriores estimaciones poblacionales (Figuerola *et al*., 2004). Si bien existen estimaciones para la mayoría de las localidades importantes, con frecuencia estos datos se refieren a censos puntuales y relativamente poco actuales. Las estimaciones de las poblaciones nidificantes del interior peninsular permanecen prácticamente sin actualizar desde que fueron estimadas en 2007, a excepción de las zonas húmedas de Andalucía. Por comunidades autónomas son:

Cataluña: alberga el 35,2% de la población nacional reproductora (2007), básicamente por el delta del Ebro, principal localidad española -1.575 pp. en 2007, el 33,6 % del total del país-. Ha desaparecido como reproductor en la mayor parte del litoral, aunque en algunas localidades nidifica ocasionalmente (Montalvo y Figuerola, 2004). Existen poblaciones relevantes en aumento en el Parque Natural Aiguamolls de l'Empordà donde ha pasado de 25 pp. en 1989 a 66 en 2020 (Torner et *al*., 2009; Guinar *el al*., 2020) y en el Parque Natural del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter de 3 pp. en 2000 a 18 en 2020 (Guinar *el al* ., 2020). En cambio, la población del delta del Llobregat ha descendido de 105 pp. en 1989 a solo 7 en 2014 (Larruy *et al*., 2018).

Comunidad Valenciana: se conoce su evolución de forma interanual desde 1989 en el conjunto de las zonas húmedas -con 955 pp., en 2021-. Desde 2013 se realiza un seguimiento completo de la población, que incluye todas las playas de la región. La primera estima global es de 1993, con cerca de 1.200 pp. –con 760 en Alicante, 185 en Valencia y 344 en Castellón- (Oltra y Gómez-Serrano, 1993). En 2020 la población había descendido a 259 pp. (Servicio de Vida Silvestre y RN 2000, 2020), con las principales poblaciones en las playas del Parque Natural de la Albufera de Valencia -63 pp.- y en el Parque Natural de las Salinas de Santa Pola -53 pp. asociadas a las salinas en explotación y a los saladares de la localidad-. La población del Parque Natural de El Hondo, que ha pasado de 145 pp. en 2005 a solo 6 pp. en 2020, o la de la provincia de Castellón, con 344 pp. en 1993 y 19 en 2020, representan algunos ejemplos del colapso de la especie en la región en menos de 20 años.

Región de Murcia: población reproductora estimada en más de 250 pp. en 1993 (Robledano, 1993) y posteriormente en cerca de 300 pp. (Robledano *et al*., 2006), mostrando un descenso considerable en el censo de 2007, con solo 149 pp. (Palomino *et al*., 2009). La población parece estar concentrada en Mar Menor -con 35 pp. en 2007-, salinas de Marchamalo -con 26 pp.- y salinas de San Pedro de Pinatar -con 41 pp.-. Andalucía: segunda autonomía en importancia de efectivos reproductores

en España. En 2007 se estimaron 1.261-1.290 parejas, la mayoría en las provincias de Cádiz, Huelva, Sevilla, Málaga y Almería (Palomino *et al*., 2009). El censo de 2020 -con 374 pp.- muestra un fuerte descenso de los efectivos en la mayoría de todas las provincias (Junta de Andalucía, 2020), y es especialmente acusado en Doñana -con 224 pp. en 2007 y 15 en 2020-. Excluyendo esta localidad de las cifras provinciales, el descenso fue muy importante en Huelva -con 234 pp. en 2007 y 80 en 2020-, Sevilla -con 60 pp. en 2007 y 2 en 2020-, Almería -con 143 pp. en 2007 y 58 en 2020- y Málaga -con 56 pp. en 2007 y 15 en 2020-.

Galicia: la mayor parte de la población se asienta en las costas de A Coruña y Pontevedra. Las cifras globales no han sufrido modificaciones importantes desde finales de los años 90 -con 67 pp. en 1999-. El contingente creció hasta las 108 pp. en 2012, oscilando posteriormente en torno a las 80 parejas nidificantes. La cifra más actual es de 84 pp. en 2020.

Aragón: se estimó un máximo de 27 parejas en 2007, la mayoría de ellas en la provincia de Zaragoza, concretamente en la laguna de Gallocanta -de 5 a 15 pp.-, y solo 1 en la de Teruel (Palomino *et al*., 2009).

Castilla-La Mancha: se censaron 158-198 pp. en 2007 en las provincias de Albacete, Ciudad Real -de 65 a 80 pp.-, Toledo -de 82-90 pp.- y Cuenca (Palomino., 2009), frente a las 130-140 parejas que se estimaron en 2004 (Figuerola *et al*., 2004).

Extremadura: las primeras referencias de nidificación corresponden a 2005. En 2007 se estimaron 5-25 pp. (Palomino *et al*., 2009) y 25-100 pp. en 2014 (Mayordomo *et al*., 2015). La principal localidad ha sido el embalse de Valdecañas (Cáceres), donde se descubrió como reproductor en 2011 con 47 pp., cifra que ha descendido a solo 4 pp. en 2018 (J. Prieta, en línea).

Baleares: la población fue estimada en 227-250 pp. en 2004 (Figuerola *et al*., 2004) y 236-291 pp. en 2007 (Palomino *et al*., 2009). En 2018 se censaron 286-410 pp., indicando que la población está en aumento. La mayor parte de la población se concentra en Mallorca -de 197 a 294 pp.-, con cerca del 50 % de la población balear en solo dos localidades, el PN de s'Albufera y el Salobrar de Campos en el PN Es Trenc-Salobrar (Méndez *et al*., 2019). También existen poblaciones destacadas en las salinas de Ibiza -de 46 a 60 pp.- y Formentera -de 33 a 46 pp.-.

Canarias: población estimada en los años 90 en 304 parejas (Lorenzo y Emerson, 1995). En 2007 se estimaron 250-400 pp. con base en datos parciales (Palomino *et al*., 2009). En 2018 se realiza un censo de la población, contándose 380 aves y estimándose un mínimo de 135 pp. (SEO/BirdLife, 2018). La especie está presente en Fuerteventura -124 pp.-, Lanzarote -9 pp.-, La Graciosa y Lobos. Se ha extinguido recientemente como reproductora en algunas islas. A principios de los años 2000 se estimaron 7-9 pp. en una sola playa de Tenerife (El Médano) y cerca de 40 pp. en Gran Canaria en cuatro localidades (Martín y Lorenzo, 2001), pero en 2018 solo había 2 y 6 individuos no reproductores en estas dos islas, respectivamente.

Tendencia poblacional. Solo cinco autonomías disponen de datos globales posteriores a 2007 y relativamente actualizados (2018-2020), que presentan los siguientes porcentajes de cambio para el periodo 2007-2020: Andalucía (-71,8 %), Canarias (-66,5 %), Comunidad Valenciana (-51,9 %), Galicia (6,3 %) y Baleares (40,9 %). En conjunto, estas cinco regiones -que albergaban el 56,2 % de la población total de 2007- han sufrido un

declive del -52,2 % en los últimos 13 años. Por tanto, la población actual -basada en las cifras más actuales para cada autonomía, datos de 2007 o de 2018-2020- sería de unas 3.312 parejas reproductoras.

Los únicos territorios que disponen de una amplia serie de censos interanuales son Galicia, Andalucía y la Comunidad Valenciana. Adicionalmente, se dispone de este tipo de datos para algunas localidades de Cataluña -delta del Llobregat, PN Aiguamolls de l'Empordà y PN del Montgrí, les Illes Medes i el Baix Ter-. Utilizando todas estas series temporales de datos -aunque incompletas para algunos años o periodos-, se ha estimado la tendencia poblacional con el programa *TRIM* v3.54 a largo (1989-2020) y corto plazo (2007-2020). A largo plazo la especie muestra una categoría de tendencia de moderado declive ($p < 0,01$), con un porcentaje de cambio del -80.8 % en 2020 respecto a 1989 y una tasa de reducción anual del -4,6 %. A corto plazo, la tasa de reducción aumenta de magnitud, con un descenso anual del -6,3% de la población y un porcentaje de cambio del -63,5 % entre 2007 y 2020, clasificándose la tendencia en la categoría de "Fuerte Declive" ($p < 0,01$).

La población invernante también se encuentra en moderado declive ($p < 0,01$). Entre 2000 y 2016 se registró una reducción de la población nacional del -54,3 %, con una tasa de declive anual del -2,8 %. Esta reducción es patente en algunas localidades clave como el Parque Natural de la Bahía de Cádiz, que en 2010-2011 albergaba más de 2.000 individuos y en 2018-2019 apenas 700 (declive del -65,2 %). Otras localidades, en cambio, se mantienen estables o en ligero incremento, como es el caso del delta del Ebro -con 509 individuos en 2020, frente a los cerca de 300 entre 1999 y 2001 (Gutiérrez, 1999; Gutiérrez y Guinart, 2001)-.

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se han aplicado las categorías de amenaza y sus criterios UICN para el conjunto de la población reproductora española, analizándola como una única unidad regional. Teniendo en cuenta las tendencias poblacionales del chorlitejo patinegro observadas durante los últimos censos en el periodo 2007-2020, inferior al necesario para el transcurso de tres generaciones de la especie -15 años- o durante diez años, la especie cumple con los criterios para ser catalogada como "En Peligro", de acuerdo al criterio A2 (A2a, A2b y A2c). Además, la proyección del tamaño poblacional de la especie para el periodo 2021-2035 -próximos 15 años- en España, de acuerdo con las tasas de reducción observadas, estima una reducción del -63,3 % con respecto a la población de 2007, cumpliendo también con el criterio A3b para incluir a la especie en la categoría de "En Peligro".

Criterio A2

(a) La evolución del tamaño de la población española desde 2007 -único censo disponible para el conjunto nacional- debe ser inferida a partir de solo cinco autonomías (Galicia, Comunidad Valenciana, Andalucía, Baleares y Canarias) que disponen de datos globales recientes -periodo 2018-2020-. En conjunto, estas regiones albergaban un mínimo de 2.636 parejas reproductoras en 2007 -el 56,2 % de la población nacional- y sólo 1.261 en 2018-2020, lo que equivale a un declive del -52,2 %. A pesar de que la especie nidifica de forma regular en otras cinco comunidades autónomas (Cataluña, Murcia, Aragón, Castilla-la Mancha y Extremadura), únicamente Cataluña tiene un peso importante en el contingente total nacional (35,2 %), con el delta del Ebro como principal localidad española en 2007,

es decir, 1.575 parejas, el 33,6 % del total nacional. Sin embargo, se carece de datos sobre la evolución de la población del Delta para ajustar el porcentaje de cambio. En cualquier caso, las tres siguientes regiones en importancia presentaron tasas de declive compatibles con la categoría de "En Peligro": Andalucía (-71,8 %), Canarias (-66,5 %) y Comunidad Valenciana (-51,9 %).

(b) Utilizando las series temporales disponibles de datos poblacionales entre 2007 y 2020 -datos de Galicia, Andalucía, Comunidad Valenciana y algunas localidades de Cataluña-, la tendencia poblacional a largo (1989-2020) y corto plazo (2007-2020) muestra un cambio de categoría de "Moderado Declive" ($p < 0,01$) a "Fuerte Declive" ($p < 0,01$), un incremento de la tasa de reducción anual del -4,6% al -6,3 % y un porcentaje de cambio del -63,5 % entre 2007 y 2020, compatibles con la categoría de "En Peligro" para el periodo de tres generaciones utilizado como criterio de clasificación, ya que si se contemplara un periodo a largo plazo el valor de cambio correspondería una categoría de "En Peligro Crítico" -declive del -80,8 % respecto a 1989-.

(c) No existe buena información para evaluar la evolución de la extensión de ocupación, ya que el cómputo de cuadrículas UTM de 10 km entre los dos *Atlas de Aves Reproductoras* no parece adecuado para esta especie, que concentra buena parte de su población en playas dispersas en las que se han producido numerosas extinciones locales. Si se considera un mayor nivel de detalle -localidades o cuadrículas de 1 km-, parece bastante probable que varias de las regiones que disponen de mejor información puedan cumplir con el criterio de superar una reducción del 50 % en los últimos 15 años. Por ejemplo, la comparación de la distribución en Canarias entre los dos Atlas de Aves reproductoras no es equivalente al grado de declive observado cuando se considera el área de ocupación en cuadrículas de 1 km, que fue de 1.325 km² en 2007 (Lorenzo, 2007) y de 775 km² en 2018 (SEO/BirdLife, 2018), correspondiente a un declive del -41,5 %. En cualquier caso, parece factible que este criterio se cumpla de manera generalizada si se considera el subcriterio de la reducción de la calidad hábitat, un fenómeno que afecta a gran parte de las playas españolas y a algunas de las zonas húmedas que utiliza la especie para reproducirse.

Criterio A3

(b) De mantenerse la tasa de declive actual -de -6,3 % anual observada a partir de los modelos de tendencia poblacional en el periodo 2007-2020-, la proyección futura para los próximos 15 años es que la población nacional se reduzca a 1.272 parejas, lo que supondría una reducción del -73,5 % con respecto a la población censada en 2007 y del 53,7 % con relación a la población actual (2020), cifras dentro de los criterios establecidos para la categoría de "En Peligro".

AMENAZAS

● Destrucción del hábitat

Este es uno de los aspectos clave del declive del chorlitejo patinegro, que ha producido una reducción progresiva del área de ocupación de la especie en el litoral, especialmente en las costas mediterráneas. Gran parte de los ecosistemas dunares fueron arrasados para ganar espacio para su urbanización y para la instalación de infraestructuras de acceso y ocio, como carreteras, parkings y paseos marítimos. El relieve dunar y su vegetación asociada fue eliminada para crear playas urbanas,



© Razvan Zinica - Shutterstock

circunstancia que requiere un mantenimiento periódico mediante el uso de maquinaria pesada. La presión sobre otro tipo de hábitats de nidificación -asociados a zonas húmedas litorales e interiores- es menor que el en caso de las playas, si bien ha contribuido a la reducción de algunas poblaciones. En el caso de salinas costeras, la principal amenaza es el abandono de las explotaciones, que conlleva una pérdida de superficie disponible para la reproducción. En la provincia de Cádiz el 80 % de la población de la especie se concentra en cinco salinas activas, albergando una sola de ellas -La Esperanza- más del 50 % de la población gaditana.

En zonas húmedas interiores y litorales, los principales problemas de destrucción del hábitat se asocian a la usurpación para usos agrícolas de los hábitats de cría y alimentación. La sobreexplotación de acuíferos y las elevadas fluctuaciones de los niveles de agua para fines agrícolas afectan directamente a la vegetación perilagunar y con ello a la oferta de hábitats adecuados para la reproducción.

Actividades recreativas en playas

La mayoría de las playas que mantienen ecosistemas dunares en mayor o menor grado de conservación, o aquellas que se han beneficiado de una regeneración -natural o asistida- están sometidas a un intenso uso recreativo que condiciona su potencial para albergar parejas reproductoras. La intensidad de uso determina, en gran medida, la densidad de parejas nidificantes en la mayoría de las localidades y explica buena parte de las extinciones locales acontecidas en las últimas décadas.

Se ha demostrado que la especie puede convivir con una frecuencia relativamente elevada de personas -paseando o radicadas en la orilla- mediante mecanismos de habituación al estímulo de la perturbación. Este fenómeno se ve favorecido cuando existe suficiente espacio -mayor amplitud de la playa seca- para una separación física entre las áreas de cría y aquellas de uso humano más intenso (Gómez-Serrano y López-López, 2014, 2016). El paseo de perros es una de las actividades humanas más impactantes sobre las aves, que responden de manera totalmente desproporcionada ante la presencia de perros sueltos, desencadenando todo tipo de comportamientos antidepredatorios (Gómez-Serrano, 2021). La frecuencia de perros sueltos por las playas ha ido en incremento en los últimos años y se ha convertido en una auténtica amenaza para la conservación de la especie en playas de toda la geografía española.

Gestión de restos mareales en playas

La abundancia de la especie como reproductora en playas está relacionada con la existencia de hábitat adecuado para la nidificación y de suficiente oferta de recursos tróficos. Los restos mareales -algas, maderas y otras fracciones orgánicas depositadas por el mar- satisfacen ambos aspectos, ya que además de representar el hábitat de nidificación más seleccionado por los chorlitejos patinegros (Gómez-Serrano y López-López, 2014), contribuyen a mantener una elevada densidad de invertebrados que forman parte de la dieta de la especie. La retirada sistemática de estos restos orgánicos de las playas, fundamentada exclusivamente en motivaciones estéticas, afecta a gran parte de las poblaciones, condicionando la presencia y densidad de la especie en estos lugares. Adicionalmente, el uso de maquinaria pesada para las tareas de limpieza desencadena otros procesos negativos, como la eliminación de las dunas embrionarias y su vegetación asociada, lo que afecta en el mismo sentido a la disponibilidad de hábitat adecuado para la nidificación.

Pérdida de calidad del hábitat

La ausencia de perturbaciones periódicas -como por ejemplo los periodos de inundación y desecación en lagunas- y el cese de actividades tradicionales -abandono de explotaciones salineras, pastoreo de orillas de lagunas, etc.- han fomentado un progresivo incremento de la cobertura vegetal en algunos hábitats, motivando la pérdida progresiva de su capacidad para albergar poblaciones reproductoras.

En el caso de las playas, además de uso recreativo y del modelo de limpieza o gestión de restos mareales, los hábitats de cría sufren numerosas alteraciones que reducen su calidad para la reproducción. La gran mayoría de proyectos de regeneración de playas han afectado de forma severa las poblaciones nidificantes, produciendo extinciones locales poco tiempo después de las actuaciones. Estos fenómenos se ven acrecentados cuando llevan asociados una modificación de la topografía -creación de dunas móviles muy elevadas en desequilibrio con las condiciones locales-, repoblaciones con plantas de ambientes dunares -que suelen plantarse en coberturas muy elevadas-, estructuras para retener la arena -captadores- o infraestructuras para favorecer el acceso -parkings, pasarelas, etc.- y ocio -zonas de juego, duchas, etc.- de los usuarios, que incrementan el nivel de uso humano de las playas.

Incremento de la depredación

La proximidad de las construcciones humanas a las áreas de cría -especialmente en el caso de las playas)- incrementa la actividad de las mascotas en estos lugares -sobre todo, gatos domésticos o asilvestrados-, produciendo un incremento en las causas de fracaso reproductor por la depredación de las puestas y pollos. El establecimiento de colonias felinas descontroladas en torno a los hábitats litorales supone un problema importante en algunas localidades.

Por otra parte, el progresivo incremento de la actividad de los mesodepredadores en los hábitats de cría del chorlitejo patinegro se ha convertido en uno de los principales problemas de conservación en muchas localidades, donde las posibilidades de éxito reproductor dependen del empleo de técnicas de protección de nidos. Claros ejemplos de esta situación son la proliferación de la urraca en las últimas dos décadas en ambientes mediterráneos costeros, de la corneja negra en las playas atlánticas gallegas (Domínguez y Vidal, 2003) o del zorro, que ha colonizado recientemente playas levantinas y ocasiona elevadas tasas de depredación en estas localidades.

Cambio climático

Se trata de una de las especies que pueden verse más afectadas a corto plazo por fenómenos derivados del cambio climático. Las sequías extremas y prolongadas producen extinciones locales, que afectan especialmente a zonas húmedas interiores. La subida del nivel del mar y el incremento de la tasa o severidad de los temporales marítimos está estrechando la franja útil de las playas a niveles insostenibles para el uso de la especie. Esta circunstancia incide de forma más directa sobre las playas mediterráneas, que presentan de forma natural una menor amplitud que las atlánticas. Esta menor capacidad de resiliencia se ve acrecentada por la usurpación histórica de las superficies colindantes para fines agrícolas y urbanísticos, que no deja espacio para

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Bonn: Apéndice II. Convenio de Berna: Anexo II. Convención sobre Especies Migratorias (CMS): Apéndice II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I.	Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011): Incluida.

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	Listado Andaluz de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial	Programa de Conservación de Larolimícolas (2008-2012)
Aragón	No catalogada	Ninguno
Asturias	No catalogada	Ninguno
Baleares	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Canarias	VULNERABLE	Ninguno
Castilla-La Mancha	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Cataluña	No catalogada	Ninguno
Euskadi	RARA	Ninguno
Extremadura	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Galicia	VULNERABLE	Decreto 9/2014, de 23 de enero, por el que se aprueba el Plan de Conservación del Chorlitejo patinegro en Galicia
Región de Murcia	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Comunidad Valenciana	VULNERABLE	Ninguno

ESPACIOS DE INTERÉS

ZEPA: Galicia: ES0000087-Complexo intermareal Umia - O Grove, A Lanzada, punta Carreirón e lagoa Bodeira; ES0000313-Complexo litoral de Corrubedo; ES0000258-Costa de Ferrolterra – Valdoviño; ES0000375-Esteiro do Miño; ES0000001-Illas Cíes; ES0000373-Ría de Foz. Cataluña: ES0000020-Delta de l'Ebre; ES0000146-Delta del Llobregat; ES5120016-El Montgrí- Les Medes - El Baix Ter; ES0000019-Aiguamolls de l'Alt Empordà. Comunidad Valenciana: ES0000467-Prat de Cabanes i Torreblanca; ES0000470-Marjal dels Moros; ES0000471-l'Albufera; ES0000484-el Fondo d'Elx-Crevillent; ES0000485-Lagunas de la Mata y Torrevieja; ES0000486-Salines de Santa Pola. Región de Murcia: ES0000175-Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar; ES0000260-Mar Menor. Andalucía: ES0000024- Doñana; ES0000140- Bahía de Cádiz; ES6120008- la Breña y Marismas del Barbate; ES0000025-Marismas del Odiel; ES0000033- Laguna de Fuente de Piedra; ES0000046- Cabo de Gata-Níjar. Extremadura: ES0000329-Embalse de Valdecañas. Aragón: ES0000017- Cuenca de Gallocanta. Castilla-La Mancha: ES0000161-Laguna de El Hito. Baleares: ES0000038-S'Albufera de Mallorca; ES0000084-Ses Salines d'Eivissa i Formentera; ES0000234-S'Albufera des Grau; ES0000226-L'Albufereta. Canarias: ES0000039-Jandía (Fuerteventura); ES0000040-Islotes del norte de Lanzarote y Famara (Lanzarote); ES0000042-Dunas de Corralejo e Isla de Lobos; ES0000098-Salinas de Janubio (Lanzarote); ES0000112-Juncalillo del Sur (Gran Canaria); ES0000141-Parque Nacional de Timanfaya (Lanzarote); ES0000348-Costa del norte de Fuerteventura (Fuerteventura); ES7020049-Montaña Roja (Tenerife).

LIC/ZEC (que no coinciden con ZEPA de elevado interés para la especie): Comunidad Valenciana: ES5233038-Dunes de la Safor; ES5213025-Dunes de Guardamar. Canarias: ES7010045-Archipiélago Chinijo (Lanzarote); ES7011002-Cagafrecho (Lanzarote); ES7010033 Jandía (Fuerteventura); ES7010035-Playa de Sotavento de Jandía (Fuerteventura); ESZZ15002-Espacio marino del oriente y sur de Lanzarote-Fuerteventura; ES7010007-Las Dunas de Maspalomas (Gran Canaria); ES0000112-Juncalillo del Sur (Gran Canaria); ES7020049-Montaña Roja (Tenerife).

OTRAS MEDIDAS

Actuaciones de divulgación, conservación del hábitat y protección de nidos en varias playas que han sido puestas en marcha por diversas ONG.

la movilidad del ecosistema dunar, condenando a las playas a desaparecer a medio plazo.

El incremento de las temperaturas es otro de los aspectos que puede suponer un impacto sobre las poblaciones reproductoras. Los nidos están sometidos a un estrés térmico importante, especialmente en días calurosos y soleados, y los huevos alcanzan fácilmente temperaturas letales en poco tiempo de exposición al sol (Amat y Masero, 2004b; Gómez *et al*., 2018). Este problema afecta especialmente a los lugares más cálidos del área de distribución de la especie, como las zonas húmedas interiores y las playas mediterráneas. En este último caso, la combinación de las molestias humanas (que obligan a dejar los huevos desatendidos) y el incremento de la temperatura suponen un factor de riesgo añadido para el fracaso reproductor.

● **Inacción de las Administraciones públicas**

La falta de designación de espacios protegidos, especialmente ZEPA de la Red Natura 2000, y la no aplicación de medidas específicas para su protección, como pueden ser la aprobación y ejecución de planes de recuperación o de conservación, el establecimiento de medidas de protección de las áreas de cría frente a las actividades recreativas son factores que afectan a la viabilidad futura de las poblaciones de chorlitejo patinegro

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

✔ Revisar la catalogación de la especie a escala estatal, actualmente catalogada como “Vulnerable” solamente en Canarias, y declararla “En Peligro de Extinción” en el conjunto del territorio nacional.

✔ Elaboración y aprobación de los preceptivos planes de recuperación o conservación en las CCAA con presencia de la especie.

✔ Seguimiento de la evolución de la población nacional y estudio de las causas del declive. Persiste la falta de información de la principal localidad de reproducción en España, el delta del Ebro, que debería de tener una atención prioritaria en lo que respecta a su seguimiento y actuaciones de conservación.

✔ Designación de nuevas ZEPA o ampliación de las existentes para que alberguen un mayor porcentaje de la población reproductora.

✔ Fomentar prácticas de gestión más sostenibles de los restos mareales en las playas, como el mantenimiento de la fracción orgánica desde el otoño hasta la finalización de la estación reproductora y el uso de técnicas de limpieza manual sin el apoyo de maquinaria pesada.

- ✔ Las localidades más frecuentadas para actividades recreativas deben beneficiarse de medidas de conservación para reducir las molestias, como el fomento de los vallados perimetrales de las áreas de nidificación mediante postes de madera y cuerda, prestando especial atención a que incluyan la franja donde se encuentran sus principales hábitats de cría: las dunas embrionarias y la playa seca donde se depositan los restos mareales.

- ✔ Control estricto del acceso de perros a las playas naturales utilizadas por las aves, y muy especialmente cuando el paseo de perros se efectúa sin el uso de correa y durante la temporada de cría.

- ✔ Realizar un seguimiento de las causas de mortalidad de nidos para valorar la necesidad de promover actuaciones de protección de los mismos frente a la depredación.

- ✔ Promover acciones de custodia de las poblaciones reproductoras de la especie en playas con problemas de sobrefrecuentación humana.

- ✔ Recuperación de las actividades de explotación tradicional en salinas abandonadas.

- ✔ Control del incremento de la cobertura vegetal en hábitats sometidos a sucesión natural que han perdido su capacidad de albergar poblaciones reproductoras.

- ✔ Los proyectos de regeneración de playas deben respetar el periodo de reproducción de la especie, evitar el deterioro de la vegetación dunar y no fomentar un uso público más intenso de las playas, que suele producirse cuando se crean nuevas infraestructuras de acceso -parkings, pasarelas, etc.- y ocio -zonas de juego, duchas, etc.-.

- ✔ Se han de evitar las técnicas de revegetación de los ecosistemas dunares basadas en crear una elevada cobertura vegetal, especialmente en dunas móviles y embrionarias, donde las plantaciones no deberían permitir una cobertura final mayor del 10-20 %, clave para que la especie pueda ubicar sus nidos.

- ✔ Control de especies vegetales invasoras de carácter tapizante o que alcancen coberturas vegetales elevadas en hábitats característicos de la especie, especialmente en el caso de saladares y dunas embrionarias, por ejemplo *Carpobrotus edulis* o *Cortaderia selloana*-.

- ✔ Regulación estricta de las actividades recreativas de temporada en playas con poblaciones reproductoras. Se debe evitar la instalación de infraestructuras temporales -chiringuitos, kioscos, pasarelas de madera, actividades náuticas, etc.- entre el 1 de marzo y el 15 de julio en la península ibérica y Baleares, y entre el 1 de enero y el 1 de julio en Canarias.

- ✔ Control de la sobreexplotación de los acuíferos y un manejo adecuado de los niveles de agua en época reproductora en poblaciones ligadas a zonas húmedas.

EN PELIGRO
EN [A2bcde]

CODORNIZ COMÚN

Coturnix coturnix



Guatlla comuna; Paspallás común; Galeperra; Codorniz; Common Quail; Caille des blés

Autor: **Nicolás López-Jiménez**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2018)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	NT	NA	DD	EN

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

La codorniz común es una de las especies migratorias más representativas de la avifauna propia de las mesetas ibéricas de clima mediterráneo-continental, en medios pseudoesteparios, donde habita mayoritariamente en agrosistemas abiertos con cultivos cerealistas y forrajeros, así como en ecosistemas con buena cobertura herbácea y relieve más o menos llano. Ocupa la práctica totalidad de la península ibérica, encontrándose ausente del área central de la cordillera Cantábrica y de las zonas más secas del litoral sur levantino -Murcia y Almería- y parte de Huelva. Está presente en todas las islas de Baleares y Canarias. Los ecosistemas agroesteparios cerealistas y los pastizales mediterráneos extensivos de la península ibérica albergan las mayores poblaciones europeas de la especie.

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

Considerado los datos disponibles durante tres años consecutivos de 2004, 2005 y 2006, Carrascal y Palomino (2008) estimaron que el tamaño poblacional medio -excluidas las poblaciones insulares- de la codorniz común en España era de unos 866.000 individuos -de 570.000 a 1.280.000-. También indicaban que la evolución de la población a largo plazo había sido marcadamente negativa y que presentaba una tendencia poblacional (1998-2006) muy decreciente.

Según estos autores, las comunidades autónomas que acogen la mayor parte de la población española -el 76 %- eran para 2004-2006 Castilla y León (47%; 409.000 codornices), Castilla-La Mancha (15%; 127.000) y Aragón (14%; 120.000).

Recientemente, Molina y Escandell (2020) para estimar el tamaño de la población de la codorniz y la evolución de su población reproductora, además de contar con más de dos décadas de datos, dispusieron de los datos de muestreos en más de 30.000 puntos repartidos por gran parte de España. En casi 20.000 puntos de censo se detectó la presencia de esta especie con unas abundancias que han permitido establecer la tendencia de su población. Esta tendencia en España, establecida a través del programa de seguimiento SACRE a largo plazo, para el periodo 1998-2018, fue de un declive del 73,9 % (SEO/BirdLife, 2019), lo que suponía además una estima poblacional para España de apenas 225.000 ejemplares. Realizando un análisis específico con el mismo índice a corto plazo, para un periodo correspondiente a 10 años, se estima un declive poblacional del 56,2 % entre 2008-2018.

Para 2019, Molina y Escandelll (2020) establecen que a escala estatal la codorniz común presentó una ligera recuperación con respecto a 2018, pero que continuaba teniendo una tendencia poblacional muy negativa, superior a un declive del 60 %. El tamaño de población es grande, con varios cientos de miles de ejemplares aún en nuestro territorio en época reproductora, pero la disminución del número de individuos detectados en esta época es muy preocupante. En algunas regiones peninsulares, como la mediterránea sur, el declive supera el 65 %, mientras que en la región eurosiberiana parece que la población está estable, con una ligera tendencia positiva. Y este declive generalizado también se ha producido en otros países cercanos como Francia y Portugal (Rodríguez-Teijeiro *et al*., 2010).

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

La falta de series temporales largas de datos sobre esta particular especie, no permitió mostrar con claridad la tendencia poblacional de la misma, debido a lo cual, y a pesar de ya mostrar un estatus desfavorable en Europa con un fuerte declive generalizado, Puigcerver *et al*., (2004) tuvieron que calificar a la codorniz común con la categoría DD (“Datos Insuficientes”) en el anterior *Libro Rojo de las Aves de España*. Posteriormente, Puigcerver *et al*. (2012) indican las dificultades para determinar el estado de conservación de la especie por no contar con estimaciones poblacionales fiables y con datos procedentes de metodologías de censo estandarizadas, pero valoran que la población atlántica muestra una tendencia estable, que no es fruto de las prácticas de repoblación con codornices de granja.

En la actualidad, después de más de 20 años de trabajo, los datos aportados por el programa SACRE han podido resolver este problema y han podido facilitar información sobre la evolución de la especie que hasta ahora se desconocían (Molina y Escandell, 2020).

Analizando el conjunto de la población reproductora española como una unidad regional única, y teniendo en cuenta la drástica reducción del tamaño de la población, estimada en más del 50 % en 10 años o tres generaciones, con base en un índice de abundancia, la reducción de su área de ocupación, a que en la actualidad los niveles de explotación cinegética son

muy elevados, y a que sufre una notable erosión genética y procesos de hibridación a consecuencia de las sueltas de ejemplares de granja, la especie cumple los criterios UICN como para ser catalogada "En Peligro".

Como ya se ha documentado, la tendencia actual de la codorniz común es de un grave declive y nada hace pensar que pueda cambiar, ya que no se están adoptando las medidas de conservación adecuadas para revertir esta situación, y aunque hay causas de mortalidad directa que se conocen bien y están cuantificadas, no se conocen con exactitud todos los factores que están produciendo este declive. Uno de los factores que está contribuyendo a ese descenso, como es la excesiva presión cinegética, si está más o menos cuantificado y continúa afectando de manera muy negativa cada año, con la muerte de al menos 1.150.000 codornices (MAPA, 2020).

Criterio A2

(b) Teniendo en cuenta las tendencias poblacionales de la codorniz común observadas a corto y largo plazo, durante los periodos 1998-2018 y 2008-2018 (SEO/BirdLife, 2019), con declives del 73,8 % y 56,2 % respectivamente, superando el rango del 50 % de declive para diez años o tres generaciones, la especie cumpliría el criterio A2b como para ser catalogada "En Peligro".

(c) A su vez, la codorniz ha sufrido una reducción del área de ocupación del 14 % entre 2002 y 2018 -diferencia entre las cuadrículas ocupadas en ambos *Atlas de Aves Reproductoras*-, y la calidad y extensión de sus hábitats idóneos se ha reducido notablemente, por lo que también cumpliría el criterio A2c como para ser catalogada "En Peligro".

(d) La especie sufre unos niveles de explotación cinegética muy elevados e insostenibles, que suponen, en promedio, que se cacen en España más de un millón de codornices anualmente según las estadísticas oficiales (MAPA, 2020), con lo que la especie cumpliría el criterio A2d como para ser catalogada "En Peligro".

(e) La suelta de codornices de granja y su hibridación con ejemplares autóctonos, y la contaminación genética que supone el riesgo de hibridación con ejemplares de codornices japonesas criadas en granjas para su posterior suelta, hace que como consecuencia de los taxones introducidos y de la hibridación la especie también cumpla el criterio A2e para ser catalogada "En Peligro".

AMENAZAS

● Alteración y pérdida de hábitats

La principal amenaza que sufre parece estar ligada a la alteración o pérdida de los hábitats de los que depende para su alimentación y reproducción, derivados de las intensas modificaciones que se han llevado a cabo en los hábitats agrarios donde vive mayoritariamente. Y aunque no está del todo claro como afectarán estos cambios masivos en el territorio (Rodríguez-Teijeiro *et al*., 2009), en la viabilidad futura de la población, la intensificación de ciertas prácticas agrícolas que desde hace décadas se ha venido desarrollado y una gestión de los agrosistemas poco favorable para la biodiversidad, podrían constituir la principal amenaza para la codorniz común. La pérdida de elementos naturales en el paisaje agrario y de prácticas clave como el mantenimiento del barbecho (Traba y Morales, 2019), la simplifica-

ción de los cultivos, el adelanto de las cosechas o el uso generalizado de plaguicidas y herbicidas han ido reduciendo el valor de los hábitats agrarios. Esta transformación ha sido en gran medida inducida en España, como en el resto de los países europeos, por la implantación de una Política Agraria Común (PAC) que ha fomentado principalmente la intensificación y la productividad sin prestar atención a los efectos negativos sobre los recursos naturales y la biodiversidad (Donald *et al.*, 2006; Emmerson *et al.*, 2016). El grado de intensificación de los cultivos de secano ibéricos se refleja principalmente en el aumento de las superficies en regadío y la reducción del barbecho, así como la rarefacción de los barbechos no arados de media o larga duración -de 1 a 3 años-. Las consecuencias de estos cambios del barbecho ibérico, además de la pérdida directa de hábitats favorables, se traduce en una desaparición de la cobertura vegetal para nidificar y en una escasez de insectos durante la época de cría, lo que constituye la principal causa de mortalidad juvenil de la codorniz.

Aunque se desconoce con exactitud el efecto realdel uso de herbicidas, insecticidas y fungicidas en la especie, el uso de este tipo de plaguicidas tiene efectos negativos sobre la biodiversidad de los agrosistemas (Geiger *et al.*, 2010). Además, el uso habitual en la actualidad de semillas de cereales con un ciclo biológico más corto implica un adelanto en el periodo de siega y, por tanto, una reducción en el tiempo que tiene la codorniz común para poder reproducirse y criar a los pollos. Asimismo, las modernas máquinas cosechadoras son cada vez más veloces y tienen un peine más ancho, por lo que se incrementa la mortalidad debida a esta causa, especialmente sobre nidos y sobre hembras con pollos. Por último, la celeridad con la que se empaca la paja una vez ha finalizado la siega y, en muchas ocasiones, se rotura la tierra, evitan que queden refugios -hileras de paja, rastrojos- para que pueda esconderse de sus depredadores. Por lo tanto, la progresiva disminución de las poblaciones de codorniz, podría estar causada en buena medida por una intensificación agrícola con pérdidas de superficie de barbecho, extremada mecanización del campo y de las labores de siega y, posiblemente, al empleo creciente de productos agroquímicos o pesticidas.

Una nueva transformación del hábitat a la que debe enfrentarse la codorniz en los últimos tiempos es la debida a la masiva implantación de centrales energéticas, especialmente fotovoltaicas. Estas infraestructuras producen la destrucción del hábitat donde son instaladas, eliminando no solo las comunidades vegetales donde habita esta especie, sino también sus zonas de alimentación, de reproducción y cortejo.

Por último, se ha citado una pérdida de su hábitat de reproducción o una reducción de la extensión debida al desarrollo urbano, así como a cambios en la agricultura que comportan la sustitución de cultivos cerealistas por otros leñosos -viñas, olivos, etc.- que no constituyen un hábitat favorable para la especie (Madroño *et al.*, 2004).

● Actividades cinegéticas

Las amenazas derivadas de las actividades cinegéticas ejercidas sobre esta especie se deben principalmente a dos factores: la excesiva presión de la caza y la época en la que se efectúan las capturas, la media veda, que en muchas ocasiones coincide con el final del periodo reproductor.

En cuanto a la presión cinegética a la que se está sometiendo a la especie, hay que tener en cuenta que en promedio se cazan cada año en España más de 1.128.000 codornices comunes (MAPA, 2020), aunque parece evidente que muchos de los ejemplares cazados deberían provenir de la suelta de ejemplares de granja o de otros territorios.

Si se estima que la población reproductora es actualmente en España de apenas 225.000 ejemplares, y que ha sufrido un declive poblacional en los últimos 20 años del 74 % (SEO/BirdLife, 2019), por lo que una parte de las codornices cazadas provienen de granjas de producción intensiva para la suelta de ejemplares con fines cinegéticos, pero la mayor parte de los ejemplares que se están cazando son individuos que se reproducen en otros territorios y que son abatidos durante el paso migratorio, se considera que se podría estar causando un grave perjuicio también a las poblaciones de otros países.

Con respecto a la caza, en el periodo de la media veda, no hay que descartar que resulta una época muy delicada para la codorniz, por situarse en fechas muy próximas a la finalización de la nidificación de la especie, y además, coincidente en muchos casos con el paso migratorio de las aves pertenecientes a la fracción migratoria de la población que provienen de latitudes más norteñas y que viajan hacia África para invernar. Debido, entre otras cosas, a que la fenología reproductora de la codorniz común está muy ligada a las condiciones meteorológicas del área de cría y del año meteorológico, en muchos casos las fechas de apertura de la caza en media veda se autorizan cuando aún existe una actividad reproductora significativa en esta especie, lo que podría estar vulnerando la legislación europea, estatal y regional. Además, el periodo de caza durante la media veda coincide por otra parte con el periodo de migración posnupcial de la especie, justo cuando las aves inician el principal flujo migratorio otoñal.

No obstante, debido a las fechas en que se realiza la caza de esta especie, se estaría afectando en mucho mayor grado a la fracción reproductora de la población que a la fracción migrante, lo que repercute muy negativamente en la recuperación de la población reproductora, constituyendo uno de los factores más importantes del declive de la codorniz.

● Hibridación y contaminación genética

Debido a la facilidad de hibridación de la codorniz autóctona con otras especies o razas alóctonas o con híbridos de granja, este es uno de los grandes problemas a los que se enfrenta la especie, derivado también de las prácticas cinegéticas en torno a ella. La codorniz común puede hibridarse con la codorniz japonesa (*Coturnix japonica*) o con híbridos de ambas producidos en granjas, habiéndose constatado que, en el campo, las hembras de codorniz japonesa atraen a machos de codorniz común (Puigcerver *et al*., 2013). La descendencia de estos cruzamientos es fértil. Aunque se ha argumentado que estas sueltas se producen inmediatamente antes de que se abra la media veda -salvo en el caso de los cotos de caza intensivos- y que las posibilidades de supervivencia de estos individuos son prácticamente nulas, se han capturado ejemplares de codorniz japonesa y también híbridos en primavera, durante la época de reproducción. Además, el problema está más extendido de lo que pueda pensarse, ya que la aplicación de técnicas de ADN

mitocondrial ha puesto de manifiesto que individuos fenotípicamente idénticos a los de la codorniz común, presentan ADN mitocondrial de codorniz japonesa, lo que indica la existencia de híbridos virtualmente indistinguibles de la codorniz común.

Esta contaminación genética puede comportar un grave riesgo para la conservación de la especie (Pérez, 2009; Puigcerver *et al*., 2013), ya que el declive de las poblaciones migratorias en Europa puede ser la consecuencia de procesos microevolutivos que favorecen los fenotipos sedentarios, que permanecerían en el norte de África. Dado que la ausencia de impulso migrador en las codornices japonesas domésticas y en los ejemplares híbridos es un fenómeno bien conocido, la hibridación podría acelerar este proceso de sedentarización en curso, al debilitar la tendencia migratoria de las poblaciones autóctonas.

Según las estadísticas oficiales se siguen soltando miles de ejemplares procedentes de granjas cinegéticas (MAPA, 2020).

Cambio climático

El calentamiento global está afectando significativamente a las fechas de las primeras llegadas de codornices para su reproducción en España (Rodríguez Teijeiro *et al*., 2005). A consecuencia de estos cambios, también las áreas de invernada podrían estar cambiando significativamente.

Los efectos sobre el régimen de precipitaciones igualmente resultan un factor clave en el ciclo biológico de la especie, puesto que la abundancia de lluvias tiene un efecto indirecto sobre su productividad y sobre la tasa de mortalidad, especialmente de los pollos, influyendo también en sus movimientos dispersivos y migratorios (Puigcerver *et al*., 1999; de Juana y García, 2005). De manera que las profundas modificaciones que se están produciendo en el régimen y cantidad de precipitaciones o en la temperatura, a consecuencia del calentamiento global, podría afectar muy negativamente a esta especie, modificando su fenología (Nadal *et al*., 2018).

Inacción de las Administraciones públicas

La falta de designación de espacios protegidos, especialmente ZEPA de la Red Natura 2000, y de la aplicación de medidas específicas para su protección -como pueden ser la prohibición de su caza en determinados espacios protegidos importantes para la reproducción o migración de la especie- son factores indirectos que evidentemente afectan a la viabilidad futura de las poblaciones de codorniz. Por otra parte, su protección y la posible aprobación o ejecución de planes de actuación serviría para regular determinados usos y actividades que están impactando sobre la especie, así como para la designación de áreas críticas o sensibles con una regulación de usos especial que impidiera el desarrollo de determinados proyectos o actividades que pudieran contribuir al declive de la codorniz.

La red de ZEPA no cubre suficientemente su área de distribución principal y las actuales medidas agroambientales de la PAC no consiguen contrarrestar la degradación general de la matriz agraria, como tampoco permiten un diseño más eficiente para asegurar el buen estado de salud de la especie y el buen desarrollo de la actividad de los agricultores.



© Victor Tyakht- Shutterstock

En este sentido y ante el panorama desalentador para el futuro de la codorniz, también es importante contemplar la catalogación de esta a escala estatal, y la declaración como especie protegida. Con esta catalogación se desencadenarían los mecanismos establecidos en las leyes de protección de la biodiversidad, obligando a la prohibición de su caza, a la designación de espacios para su conservación y a la elaboración de los correspondientes planes de gestión a nivel autonómico, así como a la liberación de fondos para su ejecución.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Catalogación de la especie a escala estatal, ya que actualmente está considerada como especie cinegética. Con esta catalogación se desencadenarían los mecanismos establecidos en las leyes de protección de la biodiversidad, obligando a la elaboración de planes autonómicos de recuperación, a la aprobación de una estrategia estatal para su conservación y a la liberación de fondos para su ejecución.

- ✔ Elaboración y aprobación de los preceptivos planes de recuperación en las CCAA con presencia de la especie si se aprueba su catalogación.

- ✔ Desarrollo de medidas específicas ligadas a los usos agrícolas, como la conservación y el mantenimiento de barbechos, linderos o setos en las tierras agrarias, y el desarrollo de medidas que permitan la conservación de barbechos gestionados para fomentar la biodiversidad en al menos un 10 % de la superficie de cultivo. Sería conveniente retrasar al máximo la siega de los cereales, así como la recogida de la paja y la roturación de

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Bonn: Apéndice II. Convenio de Berna: Anexo III. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo II. European Union Management Plan, 2009-2011. Common Quail, Coturnix coturnix (Perennou, 2009)	NINGUNA Solicitada inclusión en el Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011): En Peligro de Extinción (pendiente de valoración).

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	Cinegética	Ninguno
Aragón	Cinegética	Ninguno
Asturias	Cinegética (vedada parcialmente)	Ninguno
Baleares	Cinegética	Ninguno
Canarias	Cinegética (vedada parcialmente)	Ninguno
Cantabria	Cinegética	Ninguno
Castilla-La Mancha	Cinegética	Ninguno
Castilla y León	Cinegética	Ninguno
Cataluña	Cinegética	Ninguno
Euskadi	Cinegética	Ninguno
Extremadura	Cinegética	Ninguno
Galicia	Cinegética	Ninguno
Comunidad de Madrid	Cinegética	Ninguno
Región de Murcia	Cinegética	Ninguno
Navarra	Cinegética	Ninguno
La Rioja	Cinegética	Ninguno
Comunidad Valenciana	Cinegética	Ninguno

los campos, evitando la destrucción de los nidos o la muerte de los pollos. El mantenimiento de los márgenes herbáceos, linderos y setos también es altamente recomendable. Así mismo, sería deseable realizar estudios para ensayar rutinas de siega alternativas que logren minimizar la pérdida de nidos y polladas.

- ✔ Declarar una moratoria en la caza de la especie de manera urgente, hasta que se resuelva el proceso de tramitación para la declaración en su caso de la codorniz como especie protegida e incluirla dentro del Catálogo Español de Especies Amenazadas.

- ✔ Prohibición urgente de las sueltas de codornices de granja y que en caso de autorizarse se establezcan los mecanismos que garanticen su origen genético, para evitar que se produzca una contaminación genética sobre las poblaciones autóctonas -con todos los riesgos que ello entraña- y velar por su estricto cumplimiento.

- ✔ Aumento de las labores de inspección y sanción en aquellas granjas donde se detecte que se estén criando y soltando codornices japonesas, así como extracción del medio natural de los individuos de esta especie exótica o de sus híbridos.

- ✔ Seguimiento de la evolución de la población y estudio de las causas del declive. Desarrollar estudios que permitan conocer la evolución de la especie a nivel estatal y regional, así como establecer cuáles son las causas más graves de mortalidad y de su actual declive, tanto en España como en otros territorios limítrofes.

- ✔ Prohibición del desarrollo de infraestructuras en las zonas más sensibles para la especie.

- ✔ Designación de nuevas ZEPA o ampliación de las existentes para que alberguen un mayor porcentaje de la población reproductora. Para esto es necesario evaluar la posibilidad de declarar espacios protegidos cuyo objetivo de conservación sean las poblaciones de codorniz común o establecer medidas en espacios ya existentes para garantizar la recuperación de la especie. Por ejemplo, en las zonas de mayor altitud el periodo de estancia de la codorniz común es más largo, por lo que aumenta la probabilidad de ocurrencia de segundas puestas y, por consiguiente, su productividad. Las zonas de elevada altitud, por tanto, deberían ser tratadas con especial cuidado en términos de conservación.

- ✔ Promover acciones de coordinación entre comunidades autónomas y a nivel supranacional para gestionar su conservación. Dada la extrema movilidad de la codorniz común, resulta imprescindible que se tomen medidas de gestión que trasciendan un determinado territorio. En el caso de España, es necesario que las medidas de gestión y conservación que se puedan proponer se lleven a cabo en todas las comunidades autónomas, por lo que es muy importante la protección de la especie a nivel estatal. Una vez conseguido esto, se debe luchar por conseguir que esa gestión y protección sea supranacional, y al menos a nivel europeo. La falta de acuerdos entre comunidades y estados europeos es, pues, otra amenaza para la especie.

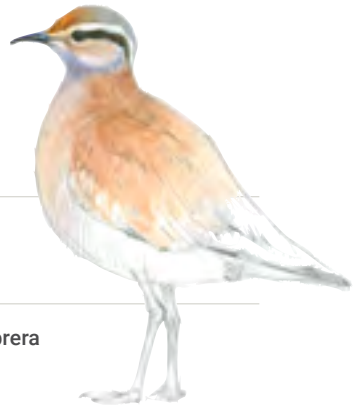
- ✔ Investigación del estado de conservación de la codorniz común en sus zonas de invernada, así como de sus posibles causas de mortalidad y declive.

CORREDOR SAHARIANO

EN PELIGRO
EN [C1]
LIBRO ROJO

Cursorius cursor

Corredor cremós; Corredor sahariano; Hankarina; Corredeira;
Cream-coloured courser; Courvite isabelle



Autor: **Marcelo Cabrera**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2019)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	NT	NT	NE	EN	EN

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

El grueso de citas, recopiladas en España continental, se reparten en las cotas más bajas de Andalucía, con avistamientos en Málaga, Cádiz, Sevilla y Granada, así como Almería, donde llegó a reproducirse en el año 2001 (Gelling y Kuiten, 2003; González *et al*., 2003). Más al norte, la especie también ha sido citada en Galicia, Extremadura y Castilla-La Mancha, con registros en las provincias de Pontevedra, Badajoz y Albacete, donde llegó a criar en el año 2012 (Cañizares *et al*., 2018).

En Canarias, el grueso de la población reproductora se encuentra en la isla de Fuerteventura (Martín y Lorenzo, 2001), con el 77 % de los ejemplares censados en 2012, mientras que el 23 % restante se reparten entre Lanzarote y el islote de La Graciosa (Carrascal, 2012). En este rango de distribución, un estudio realizado por (Palomino *et al*., 2008), concluyó que la especie prefería los hábitats esteparios de grano fino y escasa pedregosidad, así como con escasa cobertura y altura del matorral. En el islote de Alegranza se hallaron restos de un ave en 1997 (Quis y Nogales, 1998) y en La Gomera se recogió un ejemplar juvenil en julio de 2002 (Emmerson y Lorenzo, 2007). En Gran Canaria y Tenerife se consideran visitantes estivales que se reproducen irregularmente (Lorenzo y Herrando, 2020).

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

La única población asentada es la de Canarias, mientras que en España continental se considera una especie accidental, conociéndose una treintena de citas entre los años 1870 y 2017 (de Juana, 2006; Gil-Velasco *et al*., 2018; 2019). Estas citas se distribuyen entre marzo y mayo -un total de 17-, y junio y octubre -12 citas-, y entre ellas destacan dos registros relativamente recientes de reproducción en el sur de la Península en los años 2001 y 2012 (Gutiérrez, 2001; Gelling y Kuiten, 2003; González *et al*., 2003; de Juana, 2006; Cañizares *et al*., 2018), así como el aumento paulatino de citas ocurrido desde el año 2016 (Gil-Velasco *et al*., 2019).

La principal población residente a escala nacional se encuentra en las islas más orientales del archipiélago canario: La Graciosa, Lanzarote y Fuerteventura (Martín y Lorenzo, 2001; Emmerson y Lorenzo, 2004; 2007). En estas islas, los únicos censos sistemáticos realizados hasta ahora están muy alejados de la temporada reproductora de 2021. Así, los tamaños poblacionales obtenidos entonces fueron de 1.994 aves -entre 960 y 3.315- en 2005-2006 (Carrascal *et al*., 2007) y de 1.109 aves -entre 625 y 1.675- en el año 2012 (Carrascal, 2012). Acorde a estos resultados, la población se redujo un 35-50 % en siete años. De seguir esta tendencia, en 2021 podría existir una población total para el archipiélago canario inferior a los mil ejemplares.

De forma irregular, unos pocos efectivos nidifican también en Gran Canaria y Tenerife, y de forma accidental el corredor sahariano ha alcanzado otras islas e islotes, como La Gomera o Alegranza. A la hora de valorar los contingentes, los escasos efectivos que irrumpen en primavera tanto en Tenerife como en Gran Canaria son más bien escasos, y no todos los años consiguen nidificar con éxito, por lo que no se han tenido en cuenta en el análisis de la tendencia poblacional. Si bien en Tenerife no sobrepasan las 2-3 parejas (Lorenzo, 2007, obs. pers), en el caso de Gran Canaria han llegado a contabilizarse hasta 31 individuos en 2017 (Herrera y Díaz, 2019). En cualquier caso, estas aves abandonan las islas tras la nidificación, y sus efectivos varían sustancialmente con los años, lo que podría reflejar su relación con el patrón de movimientos señalado en parte de la población de Lanzarote (D. Concepción, in Martín y Lorenzo, 2001), o incluso con la población del noroeste de África (Bergier *et al*., 2017).

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se han aplicado las categorías de amenaza y criterios UICN para el conjunto de la población reproductora en Canarias, analizándola como una única unidad regional. Teniendo en cuenta la tendencia poblacional observada durante los últimos censos realizados en 2005-2006 y 2012 referidos a los contingentes de La Graciosa, Lanzarote y Fuerteventura -superior al necesario para el transcurso de cinco años y dos generaciones de la especie- la población canaria de corredor sahariano cumpliría con los requisitos para ser catalogada como “En Peligro” según el criterio C1.

Criterio C

(1) En los últimos censos realizados en Canarias no se superaron los 2.500 ejemplares maduros (Carrascal, 2012) y la tendencia de la población muestra un descenso superior al 20 % en cinco años o dos gene-

raciones, requisitos para considerar la especie en la categoría “En Peligro”.

AMENAZAS

● Pérdida del hábitat

Se considera la principal amenaza para esta especie en Canarias (Emmerson y Lorenzo, 2003). La expansión urbanística en Lanzarote y Fuerteventura ha sido muy significativa desde la década de los noventa y no solo en la industria turística. Paralelamente al crecimiento del turismo, también se han expandido las poblaciones humanas locales (Alonso *et al*., 2020). A pesar de que no se encontraron diferencias en la ocurrencia de la especie en función de la distancia a zonas urbanas, la edificación preferente en suelos de zonas bajas coincide con las preferencias de hábitat de la especie (Palomino *et al*., 2008; Palomino *et* Carrascal, 2005).

Acorde a la expansión urbanística, también se han multiplicado la red de vías, pistas y caminos presentes en ambas islas. A pesar de que los bordes de carreteras pueden atraer a las aves en espacios abiertos debido al mejor desarrollo de la vegetación (Meunier *et al*., 1999), los resultados obtenidos por (Palomino *et al*., 2008) indican que las carreteras tienen un claro



© Martin Pelanek- Shutterstock

efecto negativo sobre la presencia del corredor sahariano en Canarias.

● Pérdida de recursos tróficos

La progresiva desertificación, el uso de pesticidas y el abandono de los cultivos tradicionales pueden estar afectando a las poblaciones de insectos y otros invertebrados terrestres, un recurso trófico muy importante para el corredor sahariano en el archipiélago canario (Martín y Lorenzo, 2001).

● Molestias antrópicas

Estas amenazas ya habían sido identificadas por (Emmerson *et* Lorenzo 2004) y su incidencia ha aumentado considerablemente desde entonces. En los últimos años se han registrado numerosas actividades al aire libre en áreas de cría conocidas de Lanzarote y Fuerteventura, cuyo impacto no ha sido estudiado detalladamente. Estas actividades están favorecidas por el aumento de la poblacional local (Alonso *et al*., 2020) y la extensa red de senderos y carreteras que facilitan el acceso a espacios no perturbados. Entre ellas se cuentan la práctica de deportes tanto dentro como fuera de pistas -correr, senderismo, bicicleta, etc.-, incluyendo aquellas modalidades que implican el uso de vehículos motorizados -quads, motos, todoterrenos, parapente, etc.-. Asimismo, el trasiego de paseantes, bien solos o acompañados de perros sueltos, se ha convertido en una práctica habitual a lo largo del año en los estratos ambientales que forman parte de su distribución en ambas islas.

● Caza ilegal y expolio de nidos

Estas amenazas fueron muy importantes en el pasado -véase Martín y Lorenzo, 2001 y referencias allí dadas-, pero se consideran prácticamente inexistentes en la actualidad (Emmerson y Lorenzo, 2007; obs. pers.).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Berna: Anexo II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I. Species Action Plan for the Cream-Coloured Courser Cursorius cursor in Europe (González, 1999)	Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011): VULNERABLE (Canarias). Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011): Incluida (Península).

AUTONÓMICAS		
CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	Listado Andaluz de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial	Ninguno
Canarias	VULNERABLE	Ninguno

● Mortalidad por colisión con vehículos

Hay pocos datos, pero con base en el aumento de la red viaria de las islas, las probabilidades de atropellos son cada vez más elevadas. En Lanzarote hay constancia de, al menos, un ave en el Jable de Famara en 2006, mientras que en vías de Fuerteventura en los años 2009 y 2016 se hallaron sendas aves muertas (obs. pers.).

● Mortalidad por infraestructuras aéreas

En los tendidos eléctricos o telefónicos de Lanzarote y Fuerteventura se recogieron hasta 19 ejemplares de corredor sahariano entre los años 2005 y 2013 (Lorenzo y Ginovés, 2007; Ramos y Padrón, 2008; Lorenzo y Cabrera, 2009; García del Rey y Rodríguez-Lorenzo, 2010; Lorenzo *et al*., 2012; Lorenzo *et al*., 2013; Lorenzo, 2017). Si bien entonces se estimó la colisión de siete aves por año (Lorenzo y Ginovés, 2007), estudios posteriores indican otros factores de sesgo que no se tuvieron en cuenta, por lo que podría estar subestimándose la tasa de colisión anual (Gómez-Catasús *et al*., 2020). Con respecto a los parques eólicos, se conoce el hallazgo de, al menos, dos aves muertas bajo las aspas de sendos parques en Corralejo y Jandía, en Fuerteventura (SEO/BirdLife, 2014).

● Depredación

La depredación por especies, tanto exóticas como autóctonas, ha sido mencionada por (Emmerson y Lorenzo, 2003; 2004 y 2007), pero no hay estudios concretos valorando su impacto. A este último respecto, se desconoce el tamaño y distribución poblacional de algunos depredadores exóticos presentes en estas islas, como el gato asilvestrado, la ardilla moruna o el erizo moruno.

● Información escasa

La biología y ecología del corredor sahariano es prácticamente desconocida y faltan estudios específicos aplicables en su conservación (Emmerson y Lorenzo, 2003 y 2004; Palomino *et al*., 2008), lo que se traduce en una amenaza a tener en cuenta.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Fomentar la investigación específica que amplíe notablemente los conocimientos sobre su ecología, reproducción, alimentación y desplazamientos.
- ✔ Realizar de forma inmediata un censo poblacional específico que permita evaluar la tendencia y tamaño poblacional actual.
- ✔ Elaborar y publicar el respectivo plan de conservación del hábitat para la especie.
- ✔ Aumentar la vigilancia ambiental en todo su rango de distribución, especialmente durante la época de cría. Dicha vigilancia debe contemplar también las localidades de cría irregular en Gran Canaria y Tenerife.
- ✔ Restringir y controlar el tránsito de personas o vehículos en las áreas críticas.
- ✔ Restauración y conservación del hábitat.

CURRUCA RABILARGA

EN PELIGRO
(Reproductora)
EN [A2bc]
LIBRO ROJO



Sylvia undata

Tallareta cuallarga; Papuxa do mato; Etze-txinboa; Felosa-do-mato; Dartford Warbler; Fauvette pitchou

Autor: **Nicolás López-Jiménez**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2019)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
NT	NT	NT	NE	NE	EN

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

La curruca rabilarga es una especie típica de las áreas de clima más benigno de Europa occidental y noroeste de África. Se reconocen tres subspecies, todas presentes en España: *S. u. undata* -de la costa mediterránea francesa, Córcega, Cerdeña, Sicilia, islas Baleares e Italia-, *S. u. toni* -de la península ibérica y las costas de Marruecos, Argelia y Túnez-, y la subespecie S. u. dartfordiensis -del sur de Inglaterra, oeste de Francia, noroeste de España y norte de Portugal- (Aymí y Gargallo, 2021).

Presente prácticamente por toda la península Ibérica, Baleares y Ceuta es más abundante en las áreas propias de la región mediterránea y en las zonas de la región eurosiberiana con un clima más térmico, especialmente en Galicia y en la mitad occidental y costa oriental de Asturias. Ausente en Canarias, resulta más rara en zonas montañosas peninsulares, en las zonas del interior con una mayor influencia de un clima más continentalizado -como en zonas altas de ambas mesetas-, en el sur de Extremadura o en amplias zonas del norte del valle del Guadalquivir.

El mayor contingente de la población reproductora española estaría, por este orden, en las comunidades autónomas de Castilla-La Mancha, Andalucía, Castilla y León, Aragón y Galicia (Carrascal y Palomino, 2008).

Habita principalmente en enclaves donde domina una vegetación arbustiva densa y homogénea, con matorrales de medio metro a 1,5 m de altura, en tojales, brezales, retamares, carrascales bajos y coscojares, sabinares ralos o jarales altimontanos, aunque las mayores densidades se dan en brezales y jarales del piso supramediterráneo (Potti y Tellería, 1986; Ramos Encalado y Vázquez Pumariño, 2003; Carrascal y Palomino, 2008). En el norte de su área de distribución habita generalmente a escasa altitud, muchas veces cerca del litoral, en los matorrales costeros; mientras que en amplias zonas del interior peninsular y Pirineos puede llegar hasta los 1.800-2.000 m de altitud (Ramos Encalado y Vázquez Pumariño, 2003; Aymí y Gargallo, 2020).

Se trata de una especie mayoritariamente sedentaria, pero debido a que su dieta es principalmente entomófaga y ante la menor disponibilidad invernal de este tipo de alimento, la especie hace ciertos desplazamientos dispersivos altitudinales o latitudinales, normalmente de corta distancia en busca de alimento, aunque también puede aumentar su consumo de frutos silvestres durante el otoño-invierno. Durante estos desplazamientos o migraciones de corta distancia, los ejemplares de la franja más septentrional de su área de distribución mundial pueden llegar a España o al norte de África para pasar allí el invierno (Aymí y Gargallo, 2021).

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

Según los últimos estudios genéticos y taxonómicos, tanto esta especie como muchas de las que se han incluido tradicionalmente dentro del género Sylvia, deberían integrarse dentro del género Curruca, ya que se ha demostrado que las especies adscritas a este género, como sería el caso de Curruca undata, presentan profundas divergencias con los verdaderos integrantes del género Sylvia (Voelker y Light, 2011; Dickinson y Christidis, 2014; Cai *et al*., 2019; Gill *et al*., 2021). No obstante, por el momento en esta obra se ha seguido usando el nombre de Sylvia undata, tal y como se recoge en el Listado de las Aves de España (Rouco *et al*., 2019), que es la publicación de referencia para el presente *Libro Rojo*.

La primera estimación de la población española de currucas rabilargas, realizada a finales de los 90, cifraba el tamaño poblacional entre 1.700.000-3.000.000 parejas (Purroy, 1997; Ramos Encalado y Vázquez Pumariño, 2003). Por su parte Carrascal y Palomino (2008) realizan una nueva estimación, indicando que la población podría estar formada por unas 1.320.000 currucas –en un margen de 983.000 a 1.750.000- , poniendo ya de manifiesto que su tendencia poblacional a largo plazo estaba siendo negativa. De acuerdo con los datos de esta estimación del tamaño poblacional realizada entre 2004 y 2006 (Carrascal y Palomino, 2008) y teniendo en cuenta que la tendencia en España establecida a través del programa de seguimiento Sacre a largo plazo para el periodo de 1998 a 2018 fue de un declive del 59,8 % (SEO/BirdLife, 2019a), con una evolución media interanual de -3 -de -4 a -2-, se podría estimar que la población española en 2018 estaría formada por unos 531.792 individuos, por lo que, en balance, desde 1998 se podrían haber perdido 791.073 ejemplares.

Este desplome de la población estimado mediante el índice del Programa Sacre aparece también corroborado por los datos del Programa Sacin, para el seguimiento de las aves en invierno, que indica a su vez un declive del 40 % para el periodo de 2008 a 2018.

El declive poblacional de la especia parece ser generalizado, ya que tanto a nivel mundial (BirdLife International, 2017, 2021) como a nivel europeo (BirdLife International,

2015) ya se ha incluido a la especie en la categoría de "Casi Amenazada", debido al continuo declive de su población. En Europa, donde se reproduce el 85 % de la población mundial, se estima que la especie ha sufrido un declive del 42 % entre 1998 y 2016 (Pons *et al*., 2020).

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

En el anterior *Libro Rojo de las Aves de España* (2004) este taxón no fue evaluado y no pudieron aplicarse los criterios para encuadrar a la curruca rabilarga en su categoría UICN correspondiente.

En la actualidad, la posibilidad de contar con largas series temporales de datos sobre la tendencia de la especie, gracias a más de 20 años de datos proporcionados por el programa Sacre (SEO/BirdLife, 2019a), nos permite contar con información sobre la evolución de la especie como para poder evaluar su situación. Analizando el conjunto de la población reproductora española como una unidad regional única, y teniendo en cuenta que la especie ha sufrido un declive poblacional de más del 60 % en tres generaciones, basado en el índice de abundancia proporcionado por los datos del Programa Sacre, la especie cumple los criterios UICN como para ser catalogada dentro de la categoría de "En Peligro".

Criterio A2

(b) Teniendo en cuenta las tendencias poblacionales de la curruca rabilarga para el periodo de 1998 a 2018 (SEO/BirdLife, 2019), en el que se observó un grave declive del 59,8 %, y que, para el periodo de tres generaciones –una generación es de 4,1 años-, la especie sufrió un declive de su población del 60,7 %, por lo que este taxón cumpliría el Criterio A2b como para ser evaluada dentro de la categoría de "En Peligro", puesto que supera el umbral de haber sufrido una reducción del tamaño poblacional en tres generaciones de más del 50 %.

(c) A su vez, la especie ha sufrido una ligera reducción de su área de distribución entre 2002 y 2018 -diferencia entre las cuadrículas ocupadas en ambos Atlas de Aves Reproductoras (SEO/BirdLife, 2021)-, por lo que la calidad y extensión de sus hábitats óptimos podría haberse reducido notablemente, pudiendo también cumplir el Criterio A2c como para ser catalogada "En Peligro".

La especie, por lo tanto, presenta una tendencia de declive actualmente y nada hace pensar que pueda cambiar, ya que por el momento no se están adoptando las medidas de conservación adecuadas para revertir esta situación, y además, no se conocen con exactitud todos los factores que están produciendo dicho declive.

AMENAZAS

- **Fragmentación y pérdida de hábitat**

Es debida principalmente a los desbroces y herbicidas usados para determinadas prácticas ganaderas en el norte de España (obs. pers.), a la intensificación de las actividades agrícolas, al desarrollo urbanístico, a los incendios y a las repoblaciones forestales con especies alóctonas (Aymí y Gargallo, 2006, 2020, 2021).

En el caso de los incendios, aunque aparentemente la matorralización post-incendio podría favorecer el establecimiento de una cubierta arbustiva que constituyera un hábitat óptimo para la especie, cuando no hay un manejo forestal adecuado posterior al incendio (Herrando *et al*., 2009), o cuando los incendios se

producen con gran severidad y de manera muy reiterada -especialmente en zonas del norte de España y en zonas altas del interior- desaparecen extensas zonas de matorral favorables para la especie (Ramos Encalado y Vázquez Pumariño, 2003; Aymí y Gargallo, 2006).

Las repoblaciones forestales para silvicultura intensiva con especies alóctonas también provocan la pérdida de hábitats favorables, especialmente en la cordillera Cantábrica y Galicia, donde amplias zonas de matorral formado por brezales y tojales son eliminadas para establecer monocultivos de eucaliptos y pinos foráneos (Ramos Encalado y Vázquez Pumariño, 2003; obs. pers.). En general, las reforestaciones han reducido la cantidad de hábitat disponible para la especie en amplias zonas de la península Ibérica y de Francia (Shirihai *et al*., 2001).



© Erni - Shutterstock

Cambio climático

Los datos de algunos estudios realizados con distintas especies de currucas (Doswald *et al*., 2009) advierten que las variaciones drásticas en la temperatura y precipitaciones, o los eventos climatológicos adversos provocados por el cambio climático, podrían afectar de una manera más intensa a las especies de currucas que realizan migraciones a larga distancia -migratorias transaharianas-, que a las especies sedentarias o que realizan movimientos dispersivos o bien migraciones a corta distancia, debido a que los migrantes transaharianos se enfrentarán a mayores aumentos potenciales en las distancias de migración, mientras que las especies

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Berna: Anexo II. Convenio de Bonn: Apéndice II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I.	Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011): Incluida.

AUTONÓMICAS		
CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	Listado Andaluz de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial	Ninguno
Aragón	No catalogada	Ninguno
Asturias	No catalogada	Ninguno
Baleares	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Cantabria	No catalogada	Ninguno
Castilla-La Mancha	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Castilla y León	No catalogada	Ninguno
Cataluña	No catalogada	Ninguno
Euskadi	No catalogada	Ninguno
Extremadura	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Galicia	No catalogada	Ninguno
La Rioja	No catalogada	Ninguno
Comunidad de Madrid	No catalogada	Ninguno
Región de Murcia	No catalogada	Ninguno
Navarra	No catalogada	Ninguno
Comunidad Valenciana	No catalogada	Ninguno

de movimientos más restringidos podrían experimentar graves declives poblacionales a causa de los desfases entre la disponibilidad de presas y la fenología reproductora (Grossman, 2004), así como por la limitada superposición entre sus hábitats actuales y los potenciales en un futuro (Doswald *et al*., 2009). Además, se trata de una especie muy vulnerable a los inviernos severos que pueden causar grandes mortalidades, especialmente en las zonas más norteñas de su área de distribución (Aymí y Gargallo, 2006, 2020).

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Revisar la catalogación de la especie a escala estatal, y valorar su inclusión en el Catálogo Español de Especies Amenazadas con la categoría de "En Peligro de Extinción". Con esta revisión se desencadenarían los mecanismos establecidos en las leyes de protección de la biodiversidad, obligando a la elaboración de preceptivos planes de recuperación en las respectivas comunidades autónomas. Además, sería necesario que las comunidades autónomas correspondientes incluyeran a esta especie dentro de sus catálogos de protección de fauna.

- ✔ Designación de nuevas ZEPA o ampliación de las existentes para que alberguen el mayor porcentaje posible de territorios reproductores y se apliquen las medidas específicas para mejorar el estado de conservación de la especie en los instrumentos de gestión de los espacios Red Natura 2000.

- ✔ Evitar el desbroce del matorral en aquellas zonas que son de importancia para la especie, y en especial en las zonas importantes para su reproducción.

- ✔ Restricción del uso de plaguicidas y prohibición del uso de los insecticidas de amplio espectro más perjudiciales, desarrollando iniciativas que fomenten el control biológico de plagas.

- ✔ No autorizar el uso del fuego ni las quemas prescritas en las áreas que son de importancia para la especie, y en especial en las zonas importantes para su reproducción. En el caso de paisajes propensos a incendios, establecer métodos de manejo post-incendio que preserven zonas de matorral sin retirar, para preservar hábitats idóneos para la especie o realizar actuaciones de restauración que propicien el establecimiento temprano de una cubierta vegetal arbustiva.

- ✔ Evitar las repoblaciones forestales en zonas de matorral que forman parte importante del área de distribución y reproducción de la especie -hábitats actuales o potenciales-, así como prohibir el desarrollo de monocultivos con especies leñosas alóctonas en dichas zonas. En las áreas autorizadas actualmente para el desarrollo de actividades madereras extractivas, debería promoverse una gestión forestal que evite la destrucción y el empobrecimiento de la cubierta arbustiva.

- ✔ Seguimiento específico de la evolución de la población y estudio de las causas del declive, con especial énfasis en el desarrollo de estudios sobre su alimentación, para conocer cómo le está afectando la pérdida o fragmentación del hábitat y el cambio climático.

- ✔ Desarrollo de estudios sobre la relación del declive en España con las tendencias poblacionales que están teniendo lugar en otros puntos de su área de distribución, especialmente en Francia y en norte de África.

EN PELIGRO
EN [A2bc]

ESCRIBANO CERILLO

Emberiza citrinella

Verderola; Escribenta amarela; Berdantza horia; Escrevedeira-amarela; Yellow hammer; Bruant jaune



Autor: **Jesús Martínez Padilla**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2016)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	NA	NE	EN

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

Especie típicamente eurosiberiana que ocupa una franja continua por todo el tercio norte peninsular, desde Galicia hasta Cataluña, con introgresiones hacia el sur, siempre ligadas a la presencia de áreas montañosas a partir de 500 m y hasta los 2.000 m sobre el nivel del mar en algunos lugares del Pirineo (Jubete, 1997). La mayor parte de la población española se concentra en Castilla y León (Carrascal y Palomino, 2008), que cuenta con la mayor parte de la población peninsular -77 %-. Se tiene constancia de su presencia como reproductora en Aragón, Asturias, Cantabria, Castilla y León, Galicia, Euskadi, La Rioja, Cataluña y Navarra, siempre ligada a los sistemas montañosos o zonas de media montaña. En el Pirineo occidental se encuentra en altitudes que oscilan entre los 800 m y los 1.900 m de altitud, alcanzado aquellas áreas bajo la influencia de la isoterma para el mes de julio de 21°C (Sampietro *et al.*, 1998). Las máximas densidades

reproductoras se suelen alcanzar en zonas de montaña de prados de siega y pastizales de montaña con vegetación arbustiva, como tojares (*Ulex sp.*), brezales (*Erica sp.*) o enebrales (*Juniperus sp.*). Específicamente, las mayores densidades se encuentran en formaciones arbustivas, herbáceas y arboladas abiertas respectivamente (Arratíbel, 2003). Los ambientes donde la especie alcanza las mayores densidades se localizan en el piso cantábrico, principalmente en pastos arbolados y matorrales situados por encima de los 500 m de altitud –entre 33 y 22 ejemplares/km2, respectivamente-, en pueblos -28 ejemplares/km2- y en riberas arboladas -10 ejemplares/km2-. La alimentación de los adultos es fundamentalmente de semillas durante todo el año. La alimentación de los pollos es principalmente insectívora, destacando los lepidópteros y coleópteros (Hart *et al*., 2006).

Durante el invierno, la distribución de la especie se extiende hacia el sur, especialmente desde los cuarteles de cría en el Pirineo hacia latitudes más septentrionales, evitando el valle del Ebro. Es notable la incursión de los individuos en invierno en el sistema Ibérico y Central, con presencia dispersa en las inmediaciones del macizo de Sierra Nevada.

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

En Europa la especie muestra un declive en términos globales (BirdLife International, 2015). Considerando estimas tanto a largo como a corto plazo, sus efectivos reproductores se han reducido en Francia, Reino Unido, Alemania, Dinamarca, Suecia, Países Bajos, Austria, República Checa, Polonia y Croacia (BirdLife International, 2015), manteniéndose estable en el resto de los países o incrementando sus poblaciones en Rusia (BirdLife International, 2015).

Existe una enorme disparidad en las estimas de tamaño poblacional a nivel estatal, probablemente por el escaso seguimiento de la especie. Las estimaciones a nivel estatal oscilan entre las 140.000 y las 170.000 parejas (Purroy, 1997), 634.000 individuos (Carrascal y Palomino, 2008) o la última estimación del programa Sacre que calcula unos 332.000 individuos -con un rango entre 276.000 y 389.000-. En 2008, Carrascal y Palomino, califican a esta especie como una de las 10 más escasas de las 95 aves comunes tratadas, indicando que la especie ha experimentado sucesivas variaciones en su tendencia poblacional a lo largo del tiempo, presentando una tendencia incierta.

Considerando la estima poblacional más reciente, se calculaba un tamaño poblacional medio de 634.000 escribanos cerillos en toda España, con un rango entre 488.000 y 796.000 aves (Carrascal y Palomino, 2018), con una tendencia poblacional a largo plazo negativa. Cerca de la totalidad de la población española –el 77 %- se concentra en la comunidad autónoma de Castilla y León –con 488.000 escribanos cerillos, con un rango entre 358.000 y 627.000 individuos- y una densidad poblacional de hasta 33 aves/km2 en pastos arbolados de Cantabria. Carrascal y Palomino (2018) no cuantificaron los efectivos poblacionales reproductores para el resto de comunidades autónomas donde dicha especie está presente. Algunas estimas previas estimaron unas 50.000 parejas en País Vasco, 10.000 en Burgos, y entre 5.000 y 10.000 en Palencia (Arratíbel, 2003).

La tendencia poblacional detectada por el programa Sacre es decreciente, con una tasa interanual de decrecimiento del 4,9 % -rango de 2,4 a 9,4-. Durante los últimos 20 años, se ha producido un decrecimiento del 61 % según el programa Sacre, con lo

que la reducción de los efectivos poblacionales es notable. El área de distribución de la especie también se ha reducido, un 9 %, pero la magnitud del cambio ha sido menor que la de la tendencia poblacional en el mismo período de tiempo.

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Esta especie no fue evaluada en el anterior *Libro Rojo de las Aves de España*, pero en la actualidad, gracias a la posibilidad de contar con largas series temporales de datos sobre la tendencia de la especie, proporcionados durante más de 20 años del programa Sacre, es posible contar con información sobre la evolución de sus poblaciones como para poder evaluar su situación. Analizando el conjunto de la población reproductora española como una unidad regional única, y teniendo en cuenta que la especie ha sufrido un declive de su población de más del 70 % en tres generaciones –una generación es de 3,7 años-, basado en el índice de abundancia proporcionado por los datos del Programa Sacre, la especie cumple los criterios UICN como para ser catalogada como "En Peligro".

Criterio A2

(b) Teniendo en cuenta las tendencias poblacionales del escribano cerillo observadas durante el periodo 1998-2018 (SEO/BirdLife, 2019), que presenta un declive de más del 60 % -del 61,3 %-, y que para el periodo de tres generaciones la especie ha sufrido un declive de su población superior al 70 %, el escribano cerillo cumpliría el Criterio A2b como para ser catalogada "En Peligro", puesto que supera el umbral de reducción del tamaño poblacional en tres generaciones de más del 50 %.

(c) A su vez, aunque la especie ha sufrido una ligera reducción del área de ocupación entre 2002 y 2018 -diferencia entre las cuadrículas ocupadas en ambos Atlas de Aves Reproductoras-, y la calidad o extensión de sus hábitats óptimos parece haberse reducido notablemente, podría también cumplir el Criterio A2c para ser catalogada como "En Peligro".

La especie, por lo tanto, presenta una acusada tendencia de declive en la actualidad, y nada hace pensar que pueda cambiar, ya que por el momento no se están adoptando las medidas de conservación adecuadas para revertir esta situación y, además, no se conocen con exactitud los factores que están produciendo el declive poblacional.

AMENAZAS

Las causas concretas de la regresión poblacional y de distribución de la especie en España son desconocidas. Sin embargo, conociendo las causas del declive en otras áreas de Europa y alguna información puntual, se pueden enumerar algunas amenazas.

- **Pérdida de hábitat y gestión agraria**

En Europa se juzga la intensificación agrícola como una de las causas del declive de la especie, ya que dicha práctica provoca una considerable escasez de semillas en invierno (Baille, 2001). Probablemente las poblaciones ibéricas no sean ajenas a estos procesos, si bien no existen estudios específicos. Los cambios en el uso de la tierra y las prácticas agrícolas intensivas podrían estar afectando a las poblaciones en algunas zonas de su área de distribución (Copete, 2020), tanto en verano como en invierno. A falta de estudios específicos en España, la intensificación en el manejo de praderas

y pastizales asociados a las explotaciones de vacuno de leche -Galicia-, o el abandono de las mismas que favorezca la introgresión de la masa forestal, podrían amenazar la viabilidad poblacional (Arratíbel, 2003). Además, el abandono, inexistencia o destrucción de setos y estratos arbustivos por prácticas agrícolas intensivas podrían ser otras causas del declive (Bradbury *et al*., 2000). Por tanto, el abandono de prácticas ganaderas y agrarias extensivas en áreas de montaña podrían ser importantes amenazas para la especie.

El uso de insecticidas en áreas agrícolas se ha demostrado que tiene una importancia vital en la productividad de la especie, por lo que en las zonas de reproducción puede limitar la abundancia de artrópodos (Hart, 2006).

Cambio climático

Potenciales efectos de un aumento de temperaturas podrían hacer disminuir la viabilidad de los pollos, especialmente a través de una disminución en la abundancia de artrópodos disponibles para su alimentación, un recurso fundamental para su crecimiento (Hart, 2006). Se trata de un hecho que ya se ha demostrado en otras especies de requerimientos insectívoros, especialmente durante el crecimiento de los pollos.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Berna: Anexo II.	Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011): Incluido.

AUTONÓMICAS		
CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Aragón	No catalogada	Ninguno
Asturias	No catalogada	Ninguno
Cantabria	No catalogada	Ninguno
Castilla-La Mancha	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Castilla y León	No catalogada	Ninguno
Cataluña	No catalogada	Ninguno
Euskadi	No catalogada	Ninguno
Extremadura	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Galicia	No catalogada	Ninguno
La Rioja	No catalogada	Ninguno
Comunidad de Madrid	No catalogada	Ninguno
Navarra	No catalogada	Ninguno

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Revisar la catalogación de la especie a escala estatal, y valorar su inclusión en el Catálogo Español de Especies Amenazadas. Con esta revisión se desencadenarían los mecanismos establecidos en las leyes de protección de la biodiversidad, obligando a la elaboración de preceptivos planes de recuperación o conservación en las CCAA. Además, sería necesario que las CCAA con presencia de la especie la incorporaran a sus catálogos de protección de fauna.



© Marcin Perkowski - Shutterstock

- ✔ Desarrollo de medidas específicas ligadas a los usos agroganaderos que propicien la conservación de linderos y eriales, así como el desarrollo de medidas que permitan la conservación de barbechos y pastos ganaderos extensivos gestionados para fomentar la biodiversidad, fomentando los cultivos tradicionales de baja intensidad y la ganadería extensiva.

- ✔ Conservación de los mosaicos de paisajes agroganaderos tradicionales de media montaña semiabiertos con grandes árboles dispersos.

- ✔ Seguimiento específico de la evolución de la población y estudio de las causas del declive, con especial énfasis en el desarrollo de estudios sobre su alimentación y el uso del hábitat durante su ciclo de vida.

- ✔ Evaluación del estado de salud de las poblaciones, ya que determinados patógenos pueden tener un efecto negativo sobre poblaciones en declive que sufren un alto estrés ambiental (Hart *et al*., 2006).

- ✔ Designación de nuevas ZEPA o ampliación de las existentes para que alberguen el mayor porcentaje posible de territorios reproductores, además de aplicación de medidas específicas para mejorar el estado de conservación de la especie en los instrumentos de gestión de los espacios Red Natura 2000.

EN PELIGRO / VULNERABLE
EN [A2AB, A3A, A4A] / VU [C2A(II) (CANARIAS)]
LIBRO ROJO

GANGA ORTEGA

Pterocles orientalis



Xurra; Cortizol de barriga negra; Ganga azpibeltza; Cortiçol-de-barriga-preta; Black-bellied sandgrouse; Ganga unibande

Autores: **François Mougeot, Mario Fernández Tizón y José Jiménez**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2018)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	EN	EN	VU	VU	EN/VU

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

Población peninsular

El área de distribución histórica de la ganga ortega abarca 1.041 cuadrículas UTM -10 x 10 km- y un área global de unos 100.000 km² (Martí y del Moral, 2003; Suárez *et al.*, 2006; SEO/BirdLife, 2021; Mougeot *et al*., 2021). A una escala temporal más reducida -desde 2005 a la actualidad-, el área de distribución potencial reciente de la ganga ortega abarca 839 cuadrículas UTM y nueve núcleos poblacionales diferenciados: la población de Canarias (Fuerteventura) y ocho núcleos en la península ibérica (meseta Norte, valle del Ebro, páramos del sistema Ibérico, meseta Sur, Extremadura, valle del Guadalquivir, penillanuras Subbéticas y sureste semiárido). En 2019 la especie ocupa en la península unas 365 cuadrículas UTM, es decir, tan solo el 56 % del área de distribución de 2005, y un tercio de su área de distribución histórica (Mougeot *et al*., 2021). La especie suele estar presente en baja densidad (Suárez y Herranz 2004). En 2019, la densidad media en las zonas ocupadas se estimó en 1,33 individuos por km² (Mougeot *et al*., 2021).

En la península ibérica, las áreas más favorables para la ganga ortega son zonas áridas con temperaturas mínimas altas (Benítez-López *et al*., 2014; Martí *et al*., 2014;

SEO/BirdLife, 2021). La especie ocupa zonas llanas y abiertas, dedicadas fundamentalmente a la agricultura de secano y al pastoreo extensivo (Benítez-López *et al*, 2014; Martín *et al*., 2014; Mougeot *et al*., 2021). En época reproductora, selecciona formaciones vegetales naturales -pastizales anuales mediterráneos, espartal, matorral bajo, etc.- así como mosaicos de cultivos con vegetación baja y escasa cobertura o eriales, siempre que sean terrenos llanos (Herranz y Suárez, 1999; Martín *et al*., 2014; Suárez *et al*., 2006). Ocasionalmente, la ganga ortega usa parcelas arboladas -olivares u otros cultivos leñosos abiertos- con baja densidad de árboles y escasa vegetación herbácea. Selecciona campos labrados, barbechos, rastrojeras, linderos y pastizales naturales o seminaturales de poca altura (Suárez *et al*., 1999; Suárez *et al*., 2006; Martín *et al*., 2014; Benítez-López *et al*., 2017). Las áreas de reproducción y de invernada se solapan, pero a escala más local, pueden ser distintas, con evidencia de desplazamientos estacionales (de Borbón y Barros, 1999). Datos recientes (2015-2021) obtenidos con aves marcadas con emisor satélite o GPS confirman que la ganga ortega suele usar durante el invierno y la época reproductora dos zonas de campeo distintas, ambas separadas unos 20-60 km.

Población canaria

En Canarias la ganga ortega solo se encuentra en la isla de Fuerteventura (Seoane *et al*., 2010) donde la especie ocupaba 14 cuadrículas UTM en 2019 (Carrasal y Cabrera, 2021). La densidad media en las cuadrículas ocupadas es de 1,95 aves/km² (Carrascal y Cabrera, 2021). La ganga ortega ocupa zonas de vegetación natural -matorral- con suelos arenosos y una cobertura de rocas <44%; evita las zonas de dunas o las zonas llanas sin piedras, pero selecciona áreas con poca pendiente, alejadas de la costa y de los núcleos urbanos (Seoane *et al*., 2010).

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

De acuerdo con la última estima de 2019 de la ganga ortega en España durante el periodo reproductor, se estimó una población global de 6.927 aves -de 3.815 a 11.708- (Mougeot *et al*., 2021). La estima es de 2.205 individuos -de 1.514 a 3.024- en la isla canaria de Fuerteventura -el 32 % del total estatal (Carracal y Cabrera, 2021)- y de 4.722 individuos -de 2.301 a 8.684- en España peninsular -el 68 % restante (Mougeot *et al*., 2021)-. En la Península, la población reproductora está distribuida en la meseta Sur -1.030 individuos-, los páramos del sistema Ibérico -973 individuos-, el valle del Ebro -903 individuos-, Extremadura -855 individuos-, los núcleos de Andalucía -700 individuos- y la meseta Norte -262 individuos-.

Entre 2005 y 2019 se estima que el conjunto de la población española de ganga ortega ha disminuido en un 34 %. Sin embargo, las tendencias son muy distintas en la Península y en Canarias, dos poblaciones totalmente separadas por unos 1.000 km, y probablemente aisladas desde el punto de vista ecológico –por ejemplo, sin intercambio de individuos-. La población de ganga ortega de Canarias disminuyó en un 2 %, mientras que la población de España peninsular disminuyó en un 43 % entre 2005 y 2019. Dentro de la península, se produjeron fuertes descensos en la meseta Norte, el valle del Ebro y los páramos del sistema Ibérico, -Castilla y León, Aragón, Navarra, La Rioja y Cataluña-, en la meseta Sur -Castilla-La Mancha, Madrid- y declives moderados en Extremadura, mientras que las poblaciones parecen más estables en los núcleos poblacionales de Andalu-

cía y Murcia -valle del Guadalquivir, penillanuras Subbéticas y sureste semiárido-.

La situación de la ganga ortega es muy alarmante en la meseta Norte, el valle del Ebro y los páramos del sistema Ibérico, tres núcleos de población que albergan conjuntamente el 31 % de la población española en 2019. Los datos del muestreo de 2005 (Suárez *et al*., 2006) estimaban unos 4.350 individuos, mientras que en el año 2019 se estimaban sólo 2.138 aves, es decir, un 51% menos (Mougeot *et al*., 2021). La situación es también desfavorable en la meseta Sur, que albergaba el 15 % de la población española en 2019. En este núcleo se estiman 1.030 aves –de 514 a 1.883- en 2019, un 36 % menos que en el año 2005 -1.600 aves-. La situación de la ganga ortega también parece, aunque de manera menos dramática, desfavorable en Extremadura, donde se estiman unas 855 aves -de 452 a 1.474- en 2019, un 43 % menos que las 1.500 aves estimadas en 2005. Es posible que la población de ganga ortega de Extremadura haya sido infraestimada en 2019 (Mougeot *et al*., 2021) y que la disminución sea más moderada -de menos 6 %, según estimas de cambio del Índice Kilométrico de Abundancia-. En la zona sur -valle del Guadalquivir, penillanuras subbéticas y sureste semiárido- se estiman unas 700 ortegas -de 361 a 1.248- en 2019, un 30 % menos que la población estimada en 1.000 aves en el año 2005.

Por último, en Canarias -Fuerteventura- se estimaron unas 2.250 gangas ortegas en el muestreo nacional de 2005 (Suárez *et al*., 2006), con 2.906 aves en 2005-2006 (Seoane *et al*., 2010), y con 1.505 aves en el año 2012 (CarrascalL, 2012). En 2019, se estimó una población de 2.205 aves -intervalo de confianza al 95%: entre 1.514 y 3.024 (Carrascal y Cabrera, 2021)-. Estas estimas revelan que la población de Canarias fluctúa sin evidencia de declive sostenido, de menos del 2 % en 14 años.

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se han aplicado las categorías de amenaza siguiendo los criterios y herramientas UICN considerando la estima nacional de 2019 (Mougeot *et al*., 2021) y la evolución de la población desde la estima anterior de 2005 (Suárez *et al*., 2006). Se han aplicado las categorías de amenaza para la población de Canarias y para la población de la Península por separado, dado que ambas subpoblaciones están aisladas geográficamente, siendo extremadamente improbable que exista un intercambio genético y que, por tanto, se deberían considerar como dos unidades regionales independientes. Ambas poblaciones tienen además diferentes dinámicas y amenazas. Se ha mantenido el cálculo reflejado en el anterior *Libro Rojo de las Aves de España* de 20 años para tres generaciones de esta especie. Se considera también que las principales causas de amenaza no han desaparecido. Por tanto, a partir de las estimas realizadas en 2005 y 2019, para el periodo comprendido entre 2001 y 2021, resulta una reducción tanto estimada como proyectada, lo que categoriza a la ganga ortega como “En Peligro” para su población peninsular (criterio A2). La población canaria no cumple con los requisitos para incluirse como amenazada, pero se debe mantener la categoría actual de Vulnerable debido a su pequeño tamaño de población y reducida distribución. Si se considerase el conjunto de toda la población española, la ganga ortega mantendría la categoría de “Vulnerable” (Mougeot *et al*., 2021), pero con unos parámetros muy cercanos a la categoría “En Peligro”.

Población peninsular

Criterio A2

(a) La evolución del tamaño poblacional en la Península, estimada entre 2001 y 2021, bajo un escenario de decrecimiento continuo a partir de las estimas de 2005 y 2019 -declive de 43 % en 14 años, declive anual del 3.07 %-, y considerando una disminución exponencial, del 54 %, y lineal del 51 %, supera el umbral establecido para la categoría de "En Peligro". La situación era de declive antes de la estima nacional de 2005 (Suárez *et al*., 2006) y la última estima nacional de 2019 constata que la tendencia sigue siendo de marcado declive en la Península.

(b) El análisis de Índices Kilométricos de Abundancia entre 2005 y 2019 (Mougeot *et al*., 2021) reflejan una disminución del 63 % en la población peninsular. Este valor reúne los requisitos para categorizar a esta población como "En Peligro".

Criterio A3

(a) Bajo un escenario de decrecimiento continúo siguiendo la tendencia actual, se prevé una disminución del 51-54 % entre 2021 y 2041, lo que categoriza a la especie como "En Peligro".

Criterio A4

(a) Teniendo en cuenta escenarios pasados y futuros, para el periodo máximo de 20 años -tres generaciones-, se calcula una disminución máxima del 51-54 %, lo que cumple requisitos para la categoría de "En Peligro".

Población canaria

Se estima una disminución del 3 % para la población canaria, tanto máxima en el futuro como entre 2001 y 2021, que no cumple los requisitos del criterio A. No cualifica con ninguna categoría de amenaza bajo el criterio B -el área de ocupación es de unos 14.000 km²-, pero califica como "Vulnerable" según el criterio C.

Criterio C2a

(ii) La población de Canarias está formada por menos de 10.000 individuos, se observa una tendencia a la disminución de efectivos y todos los individuos pertenecen a una sola población -isla de Fuerteventura-.

AMENAZAS

● Transformación del hábitat y gestión agraria

Los principales factores de declive son la pérdida o transformación del hábitat, y la intensificación de determinadas técnicas de cultivo o explotación de las tierras agrícolas: reducción de superficies de hábitats naturales y de barbecho, abandono de cultivo de cereal de secano, incremento de las superficies de cultivos de regadío e intensificación de los mismos; desaparición de eriales y barbechos no arados de media o larga duración -de 1 a 3 años-, incremento de la superficie de cultivos que cambian de herbáceos a leñosos, y reforestación de tierras agrarias en zonas de reproducción de la especie (Benítez-Lopez *et al*., 2017; Martí *et al*., 2014; Tarjuelo *et al*, 2020; Benítez-López y Palacín, 2021). Algunas tareas agrícolas, principalmente el laboreo de los barbechos durante la época de reproducción, provocan la destrucción de nidos. El uso generalizado de plaguicidas en la agricultura moderna probablemente contribuye a los declives. El uso de herbicidas en campos de cultivo y en barbechos reduce la cantidad de hábitat favorable

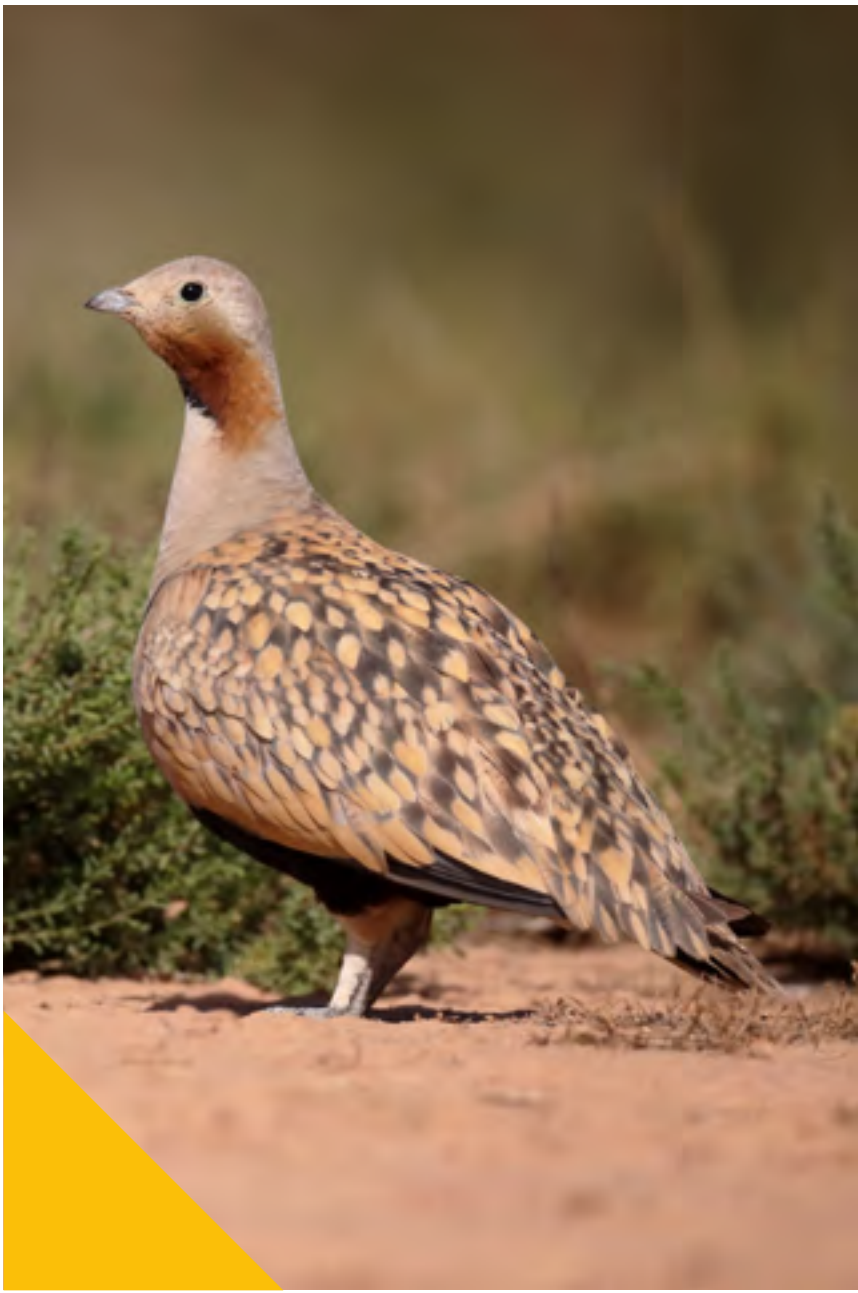
y la disponibilidad de alimento (Tarjuelo *et al*., 2020; Sanz-Pérez *et al*., 2019, 2021). La fumigación con herbicidas sobre puestas puede reducir el éxito reproductor (Ortiz-Santaliestra *et al*, 2020). El consumo de semillas blindadas -tratadas con fungicidas o insecticidas- por la ganga ortega durante las siembras de otoño-invierno y de primavera puede tener efectos tóxicos y afectar negativamente la supervivencia o reproducción (López *et al*., 2021; Fernández-Vizcaíno *et al*., 2020).

- **Desarrollo urbanístico y de infraestructuras lineales**

La ganga ortega evita la proximidad a carreteras y caminos (Beniítez-López *et al*., 2017) y es sensible a las molestias humanas. Los proyectos de urbanización y grandes infraestructuras afectan a importantes áreas de reproducción e invernada, y el aumento del número de vías de circulación contribuye a aumentar las molestias y reducir la cantidad o calidad de hábitat favorable para la especie.

- **Desarrollo energético fotovoltaico y eólico**

Una nueva transformación del hábitat a la que debe enfrentarse la ganga ortega es la debida a la modificación de las fuentes de suministro energético a nivel nacional, donde la apuesta por las energías renovables está suponiendo una expansión en la superficie instalada de plantas fotovoltaicas y parques eólicos. Ambas tipologías de infraestructuras producen la eliminación de zonas de alimentación o de reproducción. La instalación de infraestructuras asociadas -pistas de mantenimiento, subestaciones eléctricas, líneas eléctricas, etc.- puede también contribuir a aumentar las molestias y reducir el hábitat favorable para la especie.



© Enri- Shutterstock

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Berna: Anexo II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I.	Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011): VULNERABLE.

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES Y PROGRAMAS
Andalucía	VULNERABLE	• ACUERDO de 18 de enero de 2011, del Consejo de Gobierno, por el que se aprueban los planes de recuperación y conservación de determinadas especies silvestres y hábitats protegidos. ANEXO IV. PLAN DE RECUPERACIÓN Y CONSERVACIÓN DE AVES ESTEPARIAS. PLAN CONSERVACIÓN-2011 • Programa de Actuación del Plan de Recuperación y Conservación de las Aves Esteparias. Años 2014 -2018. (2013).
Aragón	VULNERABLE	Ninguno
Canarias	VULNERABLE	Ninguno
Castilla y León	No catalogada	Ninguno
Castilla-La Mancha	VULNERABLE	Ninguno
Cataluña	No catalogada	Ninguno
Comunidad Valenciana	VULNERABLE	• Resolución de 22 de diciembre de 2005, del conseller de Territorio y Vivienda, por la que se aprueba el Plan de Acción para la Conservación de las Aves de las Estepas Cerealistas de la Comunidad Valenciana. • PAC-2005
Extremadura	SENSIBLE A LA ALTERACIÓN DE SU HÁBITAT	Ninguno
La Rioja	No catalogada	• Decreto 55/2014, de 19 de diciembre, por el que se aprueban los Planes de Gestión de determinadas Especies de la Flora y Fauna Silvestre Catalogadas como Amenazadas en la Comunidad Autónoma de La Rioja. ANEXO 5: PLAN DE GESTIÓN DE LAS AVES ESTEPARIAS EN LA RIOJA: GANGA ORTEGA.
Comunidad de Madrid	SENSIBLE A LA ALTERACIÓN DE SU HÁBITAT	Ninguno
Región de Murcia	VULNERABLE	Ninguno
Navarra	SENSIBLE A LA ALTERACIÓN DE SU HÁBITAT	Ninguno

ESPACIOS DE INTERÉS

IBA-90-Las Bardenas Reales; IBA-184-Campo de Montiel; IBA-207-Valle y Sierra de Alcudia; IBA-233-Pedroches Occidentales; IBA-269-Azuaga - Llerena - Peraleda de Zaucejo; IBA-280-La Serena; IBA-293-Llanos de Brozas y Pinar de Garrovillas; IBA-427-El Temple - Lomas de Padul; IBA-432-Muelas y Parameras de Rillo - Pancrudo – Escucha; IBA-435-Loscos – Anadón.

● **Mortalidad por tendidos eléctricos o aerogeneradores**

La ganga ortega, dada su tipo y altura de vuelo, es vulnerable a la colisión contra tendidos eléctricos o aerogeneradores -parques eólicos-, aunque la relevancia de esta posible fuente de mortalidad se desconoce.

● **Caza ilegal**

Se han documentado casos de caza ilegal -furtivismo- en la ganga ibérica (Benítez-López *et al.*, 2015). La caza ilegal puede afectar de manera similar a la ganga ortega, aunque se desconoce su importancia como factor de mortalidad.

● **Insuficiencia de medidas específicas de gestión**

La falta de designación de áreas para la conservación de la especie, especialmente en la Red Natura 2000, y la falta de medidas específicas para su protección, como pueden ser la aprobación y ejecución de planes de recuperación o de conservación, son factores indirectos que evidentemente afectan a la viabilidad futura de las poblaciones de ganga ortega.

● **Causas naturales**

Elevada depredación de nidos por depredadores generalistas.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

✔ Revisar la catalogación de la especie a escala estatal, actualmente catalogada como "Vulnerable", y declararla "En Peligro de Extinción" en las poblaciones de España peninsular. Con esta revisión se desencadenarían los mecanismos establecidos en las leyes de protección de la biodiversidad, obligando a la elaboración de planes autonómicos de recuperación, a la aprobación de una estrategia nacional para su conservación y eventualmente a destinar fondos para su ejecución.

✔ Elaboración y aprobación de los preceptivos planes de recuperación a nivel nacional y autonómico con presencia de la especie.

✔ Desarrollo de medidas específicas ligadas a los usos agrícolas, con la correspondiente previsión de medidas en la Política Agraria Comunitaria (PAC): conservación de eriales, pastos extensivos y barbechos, y desarrollo de medidas que permitan la conservación de barbechos gestionados para fomentar la biodiversidad en al menos un 10 % de la superficie de cultivo.

✔ Prohibición de repoblaciones forestales o de aumentar la superficie de cultivos leñosos en hábitats actuales o potenciales de la especie.

✔ Prohibición o restricciones sobre uso de plaguicidas -herbicidas, semillas blindadas- en zonas importantes para la especie.

✔ Prohibición del desarrollo de infraestructuras en las zonas más sensibles para la especie.

✔ Ampliar o modificar la Red Natura 2000 para que albergue un mayor porcentaje de la población reproductora.

✔ Seguimiento de la evolución de la población y estudio de las causas del declive.

✔ Estudios sobre la conectividad entre núcleos de población y los factores que afectan los parámetros demográficos de la especie.

EN PELIGRO
EN [B1abc]

GRAJA

Corvus frugilegus

Graula; Gralla calva; Ipar-belea; Gralha-calva; Rook; Corbeau freux



Autores: **Javier García Fernández y Pablo Salinas López**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2017)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	VU	NE	VU	EN

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

Las colonias de reproducción se distribuyen por el centro y sureste de la provincia de León, coincidiendo con las riberas de los ríos Órbigo, Esla y sus afluentes, donde predominan los relieves suaves característicos de los paisajes agrícolas asociados a riberas fluviales y cultivos de regadío, con presencia de cultivos forestales como choperas y alamedas. También están presentes en páramos con alternancia de cultivos de regadío y secano en las comarcas del Páramo Leonés y el Payuelo, y en zonas de pastizal asociadas a pequeños cursos de agua en la comarca cerealista de Tierra de Campos (García Fernández, 2012). Las colonias se sitúan principalmente en plantaciones de chopos clónicos, que han ido sustituyendo a las alamedas de *Populus alba* y olmedas de *Ulmus minor*. Por lo general, las colonias se sitúan en choperas de una superficie inferior a una hectárea y suelen estar aisladas (Rubio, 1971; Ena, 1979; Olea *et al*., 1997; García Fernández, 2003; García Fernández *et al*., 2008; García Fernández, 2012), aunque pueden criar en una gran variedad de especies arbóreas como chopos negros, álamos blancos, sauces, coníferas -pino silvestre, pino laricio, cedro, abeto-, plátanos de sombra e incluso en tendidos de alta tensión (García Fernández *et al*., 2008; García Fernández, 2012). Sobre el origen de

la población leonesa, recientemente se ha sugerido que son el último reducto de un antiguo refugio glacial existente en la península ibérica, de hace aproximadamente 18.000 años y, por tanto la población leonesa podría ser la única representante de una población más amplia en la península ibérica en el pasado (Salinas *et al*., 2020). A partir del año 2018, a la población histórica leonesa, se sumó un reducido núcleo reproductor en el término municipal de Figueras, Girona (Campsolinas, 2008). Se trata de una colonia situada a 60 km de la población reproductora más próxima, en Perpiñán (Francia). Esta colonia parece estar formada por aves provenientes de Francia, y se descarta el origen peninsular debido principalmente al carácter sedentario de la población de grajas de León (Ena, 1979), y a la expansión de las poblaciones francesas de graja por el sur de Francia (Olioso, 2014). Como invernante, en el pasado era una especie muy común cuando las poblaciones europeas migraban en invierno a la meseta ibérica, pero actualmente la presencia de graja en España en esta época es ocasional (Román y Gutiérrez, 2008).

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

La población leonesa de graja fue descubierta por primera vez a mediados del siglo pasado por Valerde (1953), pero hasta 1976 no se realizó el primer censo, en el que se contabilizaron 1.089 nidos en 22 colonias (Ena, 1979). Hasta finales del año 1970 el número de parejas descendió paulatinamente hasta los 887 nidos en 19 colonias -en una superficie de 948 km^2- censados en 1978 (Ena, 1979). Sin embargo, en un nuevo censo llevado a cabo en 1986, con 1.067 nidos, se detectó cierta recuperación de la población, aunque el número de colonias descendió hasta las 18 (Del Amo, 1986). Desde 1993 se realiza un seguimiento anual de todas las colonias de graja, así como del número de nidos en cada una de ellas. En 1993 se contabilizaron 1.420 nidos en 15 colonias (Olea *et al*., 1997), y en años posteriores, la población fue en aumento hasta alcanzar el máximo histórico para la especie en España con 2.199 nidos y 23 colonias en 2006, confirmando así el aumento paulatino de la población, a pesar de existir notables diferencias interanuales (García Fernández, 2012). A partir de 2007 el número de nidos descendió hasta niveles similares a los de principios de 1990, con 1.399 nidos y 16 colonias en 2011, valores que fueron descendiendo paulatinamente hasta el año 2015, cuando se registró el valor mínimo desde la década de los 90, con 1.185 nidos y 15 colonias -646 km^2 de superficie-. Posteriormente la población se ha estabilizado en torno a las 1.400 parejas, aunque el número de colonias ha seguido en descenso. En cuanto a la evolución del área de distribución de la especie, esta ha seguido una tendencia diferente a la evolución del número de nidos. Los valores más elevados se registraron entre los años 1996 y 1998, cuando la graja se distribuía en una superficie de 1.427 km^2 debido principalmente a su presencia como especie reproductora en la comarca de Tierra de Campos. En cambio, en 2005, cuando el tamaño poblacional rozaba máximos históricos, se registró una superficie de 513 km^2 (García Fernández, 2012). Aunque la distribución de las colonias no ha sufrido cambios drásticos en las últimas décadas, dado que sigue concentrada en torno a las poblaciones de León y La Bañeza, el área de ocupación ha disminuido hasta un mínimo histórico de 357 km^2 en 2020.

Además, en 2018 se detectaron por primera vez indicios de reproducción fuera de la provincia leonesa, al observarse un individuo juvenil de graja durante el periodo reproductor en el término municipal de Figueras, Girona (Campsolinas, 2018), donde en 2019 se confirmó la existencia de una pequeña colonia reproductora de la especie que siempre



© Javier García

ha sido inferior a cinco parejas. Probablemente el origen de este reducido núcleo se deba a la expansión geográfica desde el sur de Francia (Olioso, 2014).

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se han aplicado las categorías y criterios de amenaza de la UICN para el conjunto de la población reproductora de graja. Teniendo en cuenta que la distribución geográfica de la especie es de 357 km² en 2020, representada como la extensión de presencia que contiene todas las colonias reproductoras -calculado mediante el mínimo polígono convexo-, se considera un valor inferior al umbral establecido por el criterio *B1. Extensión de presencia < 5.000 km²*, por lo que la población de graja cumple con los requerimientos necesarios para ser catalogada como "En Peligro", de acuerdo con los criterios B1 (B1a, B1b y B1c).

Criterio B1

Extensión de presencia inferior a 5.000 km².

(a) El número de localidades es inferior a 5, al concentrarse las colonias principalmente en torno a las poblaciones de León, La Bañeza y el Páramo Leonés.

(b) Desde que comenzó el seguimiento anual de todas las colonias de graja, se ha observado una disminución continua de la extensión de presencia de las colonias, con una evolución negativa desde los 1.427 km² en torno a la década de los 1990 hasta los valores actuales de 357 km² en 2020.

(c) Junto al continuo descenso en la distribución geográfica de la especie, se han registrado varias fluctuaciones extremas en el número de individuos maduros que varía en torno a las 1.000-2.000 parejas.

AMENAZAS

Las causas principales de amenaza son la mortalidad no natural producida por envenenamientos y la caza ilegal, la presión urbanística sobre las colonias, así como la tala de choperas y otras arboledas durante el periodo de cría (García Fernández, 2004).

● Uso de recursos biológicos

Se ha comprobado en numerosas ocasiones que la pérdida de lugares de nidificación se produce al talar las arboledas que albergaban nidos, incluso cuando los pollos aún no han volado (García Fernández, 2012), provocando de esta manera continuas fluctuaciones en la dinámica poblacional de la especie. En general, la tala se lleva a cabo al finalizar los turnos de aprovechamiento maderero de las plantaciones de chopo, aunque se han registrado otras causas como la poda de árboles ornamentales en la ciudad de León.

La gestión del arbolado donde se localizan las colonias es una de las principales amenazas para la especie, dado que los requerimientos en tamaño y forma de las masas forestales -una superficie inferior a una hectárea, aisladas y con forma alargada para favorecer su defensa- hacen que sean lugares cada vez menos frecuentes. Por tanto, la tala de las colonias que albergan poblaciones reproductoras, junto a la dificultad para colonizar nuevas arboledas, parece que esté provocando que el área de ocupación y distribución se halla en continuo retroceso.

● Desarrollo urbanístico, perturbaciones y molestias

La especie ha sufrido en las últimas décadas una importante pérdida de hábitat favorable para la alimentación y dispersión debido, principalmente, al desarrollo

urbanístico por construcción de viviendas y al desarrollo de nuevas áreas urbanas. Además, este desarrollo ejerce una gran presión sobre las colonias de reproducción, habiéndose registrado casos de talas de choperas que albergaban colonias para, poco después, construir bloques de viviendas (García Fernández, 2012). Pese a tratarse de una especie con gran tolerancia a la presencia humana y que tiende a nidificar próxima o en el interior de núcleos poblacionales, se han registrado valores de productividad muy bajos que han sido achacados a molestias en la época de cría, llegando al caso de la pérdida total de las polladas en varias temporadas consecutivas en algunas colonias (Gia-León, 2007; García Fernández, 2012). Por otra parte, una encuesta realizada en 2006 sobre la percepción que la población tenía de la especie desveló que la graja está considerada como una especie dañina, principalmente para la agricultura, pero también para la caza (Gía-León, 2007). Además, una gran mayoría de las personas estimaba que existía un exceso de población que debía ser controlado e incluso erradicada.

● Modificaciones del ecosistema, intensificación agrícola y gestión agraria

Debido al comportamiento omnívoro y oportunista, la graja frecuenta campos de cultivo, basureros y zonas antropizadas para alimentarse (Del Amo y Ena, 1986; Olea y Baglione, 2008; García Fernández, 2012). Por lo tanto, el uso de herbicidas, plaguicidas y otros compuestos químicos puede provocar un efecto perjudicial sobre la especie (Hagemeijer y Blair, 1997; García Fernández, 2004). Pese a no disponer de ningún estudio específico del efecto de estas sustancias sobre la población leonesa, se ha detectado la bioacumulación de cobre, cromo, níquel y plomo en poblaciones de graja europea (Orlowski *et al*., 2014; Orlowski *et al*, 2016). Por otra parte, el único estudio microbiológico que incorpora muestras de la población leonesa concluyó que la especie es colonizada frecuentemente por cepas bacterianas de *Enterobacteriaceae*, con resistencia a las fluoroquinolonas (Literak *et al*., 2012).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS		ESTATALES
Ninguna		Ninguna
AUTONÓMICAS		
CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Aragón	De Interés Especial	Ninguno
Castilla y León	No catalogada	Ninguno

Prácticas ilegales

La muerte directa de grajas por parte de los humanos mediante envenenamiento y disparo ha sido constante en las últimas décadas, y se sigue produciendo en la actualidad. Debido a su comportamiento ruidoso durante el periodo reproductor y su costumbre de nidificar en los núcleos urbanos, y bajo el pretexto de reducir molestias, muchos ejemplares adultos y pollos son abatidos a tiros en las colonias de reproducción o también en los dormideros comunales que utilizan fuera de la época de reproducción (García Fernández 2012). Además, se achacan a la graja daños sobre cultivos de maíz, trigo y garbanzos principalmente, y en menor medida sobre frutales, viñedos, nogales, cerezos y alubias, por lo que la graja ha estado siempre perseguida por los supuestos daños a cultivos locales (García Fernández, 2004; García Fernández, 2012).

Causas naturales

Tras las oscilaciones glaciales del Último Máximo Glacial, que cubrieron de hielo y nieve el norte de Europa y Asia, la graja realizó una colonización posglacial de Europa y Siberia occidental al poder sobrevivir acantonadas en refugios glaciares como la península ibérica, y probablemente otras penínsulas del sur de Europa (Salinas *et al*., 2020). Por lo tanto, la población leonesa de grajas sería el último reducto del refugio ibérico, y de una población más amplia en la península ibérica en el pasado. Salinas *et al*. (2020) identificaron en la población leonesa una diversidad genética más baja de lo esperado en poblaciones que han actuado como refugios glaciales, debido principalmente a procesos de deriva genética, cuellos de botella y un reducido tamaño poblacional. Además, el flujo genético actual entre la población leonesa y Europa occidental está restringido, por lo que el contacto entre las aves ibéricas y las del resto de Europa se ha perdido desde hace muchas generaciones (Salinas *et al*., 2020). La baja diversidad genética, un reducido tamaño poblacional con un área de distribución en continuo retroceso y el aislamiento con otras poblaciones europeas y de Siberia occidental, indican que la población leonesa se encuentra inmersa en un proceso de deriva genética que puede afectar a la supervivencia de la población.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Con base en el valor ecológico de la población leonesa, su rareza en la península ibérica y su singularidad genética a nivel global, se recomienda incluir a la graja en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial, con el objetivo de dotar a la especie con una figura de protección en la normativa nacional, y que implique una protección adecuada y efectiva de las arboledas que albergan colonias durante la época de reproducción, asegurando que el desarrollo urbanístico, las perturbaciones y molestias no afecten a la dinámica poblacional y al área de distribución de la especie.
- ✔ Realizar censos periódicos para conocer la evolución de la población y su distribución.
- ✔ Mejorar el conocimiento de las posibles causas de amenaza relacionadas con el uso de pesticidas, persecución directa y otras causas de origen antrópico tanto forestal como agrícola.
- ✔ Evaluar el efecto del aislamiento de las poblaciones leonesas sobre la estructura y diversidad genética.

EN PELIGRO
EN [A2abc]



GRAJILLA OCCIDENTAL

Corvus monedula

Gralla occidental; Corvo de rabo curto; Bele txikia; Gralha-de-nuca-cinzenta; Eurasian Jackdaw; Choucas des tours

Autor: **Nicolás López-Jiménez**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2018)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	NE	NE	EN

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

Población peninsular

Especie propia de la región mediterránea peninsular, que se rarifica hacia el norte donde es más escasa o inexistente en los territorios de la región eurosiberiana (Tellería *et al*., 1999). Aunque aparece de manera más o menos homogénea por toda la península ibérica, falta en el litoral cantábrico y Pirineos, siendo escasa en puntos del valle del Guadalquivir y en ciertas partes de Cataluña y de la meseta Sur. Es una especie cada vez más rara en Galicia (Soler *et* Soler, 1997; Soler y Soler, 2003), que ha desaparecido de muchos lugares donde anteriormente se reproducía. Está prácticamente extinta de la costa gallega, ya que las poblaciones de las islas Cíes, Sisargas y Gabeiras desaparecieron a finales del siglo XX (Mouriño, 2013), mientras que en las Ons sobrevive un pequeño grupo que se va reduciendo cada año (Mouriño, 2013); parece algo más abundante en el cuadrante sureste, en el sur de la provincia de Ourense (López Beiras Guitián, 1983; Mouriño, 2013) y recientemente se ha detectado un pequeño núcleo reproductor en la costa de Dexo -Oleiros, A Coruña- (S. Paris, A. Sandoval y A. Barros, com. pers.).

Casi inexiste en la cornisa Cantábrica (Álvarez *et al*., 1985; Soler y Soler, 1997; Soler y Soler, 2003). En las islas Baleares es accidental y está ausente en las islas Canarias y en Melilla (Carrascal y Palomino, 2008; de Juana y Varela, 2000; Soler y Soler, 1997, 2003). La mayor parte de la población española se concentra entre Castilla-La Mancha y Andalucía, que acogen el 50 % de la población, y en menor medida en Extremadura, Castilla y León y Aragón (Carrascal y Palomino, 2008).

En invierno presenta una distribución similar a la de la época reproductora, aunque se hace más frecuente hacia el centro peninsular, Albacete y Valencia, extendiéndose por la mayor parte de la península ibérica a excepción de Galicia, la cornisa Cantábrica y Pirineos (Ponce y Leal, 2012). España está considerada como uno de los países europeos más importantes para esta especie (Fraissiner *et al*., 1997).

Las grajillas son aves muy gregarias que crían preferentemente en cornisas y cantiles rocosos, aunque también pueden utilizar árboles o estructuras de origen humano. Prefieren la cercanía de áreas cultivadas con arbolado disperso, generalmente en las inmediaciones de humedales, zonas agrícolas cerealistas y cultivos de regadío, donde alcanzan las mayores densidades (Soler, 1984; Domínguez, 1999; Carrascal y Palomino, 2008). Tampoco son raras las colonias formadas en enclaves urbanos o periurbanos, donde existan grandes edificios históricos con oquedades para poder criar.

En invierno se agrupan en grandes dormideros comunales que suelen localizarse preferentemente en grandes árboles de bosques de ribera situados en las cercanías de áreas cultivadas (Ponce y Leal, 2012).

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

Entre 2004 y 2006 se estimó un tamaño poblacional en España de 4.066.920 -entre 3.030.000 y 5.340.000- individuos (Carrascal y Palomino, 2008), indicando ya una tendencia poblacional a largo plazo negativa entre 1998-2006, con una variación interanual decreciente de -3,7 % -de-1,2 % a 6,2 %-.

A pesar de su rápida expansión a lo largo del siglo XX, especialmente en su primera mitad, su tendencia actual es decreciente y muy preocupante (SEO/BirdLife, 2019), habiéndose producido reducciones locales de hasta un 50 % de la población reproductora en algunos enclaves (Soler, 2016). La proliferación de las áreas urbanas, el aumento de la superficie de cultivos y años de persecución de las rapaces depredadoras de la grajilla, propiciaron las condiciones para que esta especie colonizara amplias zonas de la península ibérica. Las causas de su actual regresión en España y en otras zonas de Europa no están tan claras (Soler, 2016), aunque los años de presión cinegética desmedida podrían tener mucho que ver (Blanco *et al.*, 2019).

Censos específicos de la especie, realizados en los dormideros comunales durante el invierno en zonas donde la especie es abundante en esta época, rebajan sensiblemente el número de ejemplares reales que habitan en el territorio (Blanco *et al*, 2014). Por ejemplo, en las estimas realizadas en 2004-2006 para Madrid y alrededores, durante la época reproductora (Carrascal y Palomino, 2008), se establecía una población de unos 329.336 -de 213.446 a 475.184- individuos, mientras que los conteos simultáneos durante los años 2009-2011 en dormideros comunales en invierno arrojaban cifras sensiblemente menores

para aproximadamente el mismo territorio, con unos 15.000 ejemplares (Blanco *et* al., 2014). Por lo que podría haber una sobreestimación del tamaño poblacional que indicaría que el número total de individuos podría ser mucho menor que el establecido en base a los métodos de inferencia predictiva (Blanco *et* al., 2014). No obstante, independientemente del método de censo, no cabe duda que se ha producido un alarmante declive poblacional.

Las estimaciones más generales sobre el tamaño poblacional a nivel estatal indican que presenta un declive de más del 50 % desde 1998, lo que supondría una pérdida de más de dos millones de ejemplares entre 1998 y 2018 (Carrascal y Palomino, 2008).

Hace años eran abundantes en la mayor parte de su área de distribución mundial, en las últimas décadas parece que hay una disminución en la mayoría de los países europeos. En Malta, donde antes era común, se encuentra actualmente extinta como resultado de su persecución (Madge y de Juana, 2020).

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se han aplicado las categorías de amenaza y sus criterios UICN para el conjunto de la población reproductora española analizándola como una unidad regional única. Teniendo en cuenta la drástica reducción del tamaño poblacional -estimada en más del 50 % en 10 años o tres generaciones, en base a un índice de abundancia-, la reducción de su área de ocupación, y que en la actualidad se sigue produciendo una gran mortalidad debido a que se considera una especie cinegética, la especie cumple los criterios UICN para ser catalogada como "En Peligro".

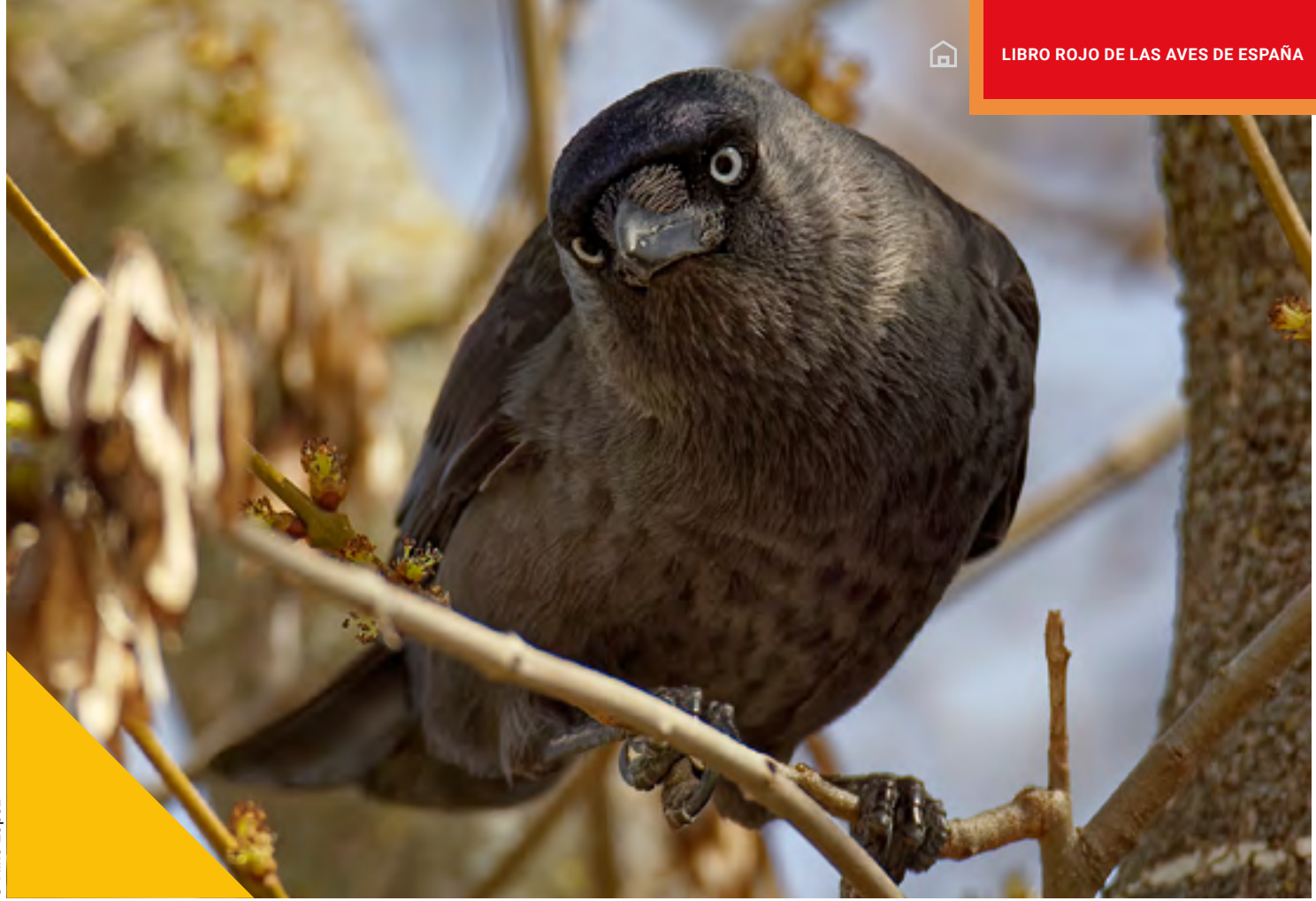
Desde hace ya algunos años se ha venido documentando el declive poblacional de esta especie (Escandell, 2013; Magde y de Juana, 2020; Soler, 2016; Blanco *et al*., 2014, 2019) y la tendencia actual de la grajilla es gravemente negativa. Por otra parte, nada hace pensar que esta situación pueda cambiar a corto plazo, ya que no se están adoptando las medidas de conservación adecuadas para revertirla, y aunque hay causas de mortalidad directa que se conocen bien y están más o menos cuantificadas, no se conocen con exactitud los factores que están produciendo su paulatina desaparición.

Criterio A2

(b) Teniendo en cuenta la tendencia poblacional de la grajilla observada durante el periodo 1998-2018, con un declive del 54,6 % (SEO/BirdLife, 2019), y que para el periodo de tres generaciones -generación de 7,4 años- el declive estimado es mayor del 70 %, se superaría el rango del 50 % de declive para 10 años o tres generaciones que indican los criterios de la UICN, como para que la especie cumpla el criterio A2b y sea catalogada como "En Peligro".

(c) A su vez, la especie ha sufrido una reducción de su área de distribución del 17 % entre 2002 y 2018 -diferencia entre las cuadrículas ocupadas en ambos *Atlas de Aves Reproductoras*-, y la calidad o extensión de sus hábitats idóneos también se ha reducido, por lo que además cumpliría el criterio A2c para ser catalogada como "En Peligro".

(d) También sufre altos niveles de explotación cinegética que suponen, en promedio, que se cacen en España casi medio millón de grajillas anualmente según las estadísticas oficiales (MAPA, 2020), con lo que la



© Niko López

especie cumpliría el criterio A2d para ser catalogada como “En Peligro”.

AMENAZAS

● Presión cinegética

Sin duda esta parece ser la mayor causa de mortalidad directa para la especie. La presión cinegética ejercida durante décadas sobre las grajillas podría ser uno de los factores que contribuyera a explicar su grave y rápido declive poblacional (Blanco *et al*., 2014, 2019; Soler, 2016).

Aunque ha sido cazada legalmente durante años, debido principalmente a que por su abundancia y presuntas apetencias alimenticias podría provocar impactos negativos en la agricultura y en las poblaciones de especies cinegéticas, lo cierto es que la grajilla es una especie predominantemente vegetariana y tiene un escaso papel como depredadora (Soler, 2016), por lo que su consumo de carne es mínimo. Por otra parte, los estudios publicados al respecto muestran la falta de efectos relevantes o daños causados a las poblaciones de especies cinegéticas de caza menor (Herranz *et al*., 2000; Madden *et al*., 2015; Soler, 2016; Blanco *et al*., 2019).

Para tener una idea de la magnitud que supone la caza de córvidos, se pueden evaluar los datos oficiales (MAPA, 2020) de las capturas declaradas en dos de las comunidades autónomas donde la grajilla sigue siendo una especie cinegética y donde más ejemplares de esta familia se matan, Andalucía y Madrid. Según (Blanco *et al*., (2019), cada año son abatidos alrededor de medio millón de córvidos legalmente en Andalucía (2011-2017), incluidas 132.897 grajillas -unas 22.000 anualmente-. En Madrid se cazaron entre 27.000 y 54.000 córvidos anualmente entre 2004-2017, y aunque la mayoría eran urracas, también se mataron anualmente un número variable de otros córvidos como grajillas (Blanco *et al*., 2019).

A nivel estatal, en los anuarios estadísticos de caza que publica el Ministerio correspondiente (MAPA, 2020), entre 400.000 y 475.000 córvidos son abatidos anualmente (2011-2016). No se diferencia entre especies, pero se puede asumir que un porcentaje importante son grajillas.

- **Transformación del hábitat y pérdida de recursos tróficos**

La pérdida de superficie dedicada al cultivo cerealista de secano probablemente ha afectado negativamente a la especie debido a la reducción de las zonas de alimentación, ya que los granos de cereal no solo son importantes en la alimentación de los adultos, sino también en la de los pollos, debido a que es frecuente que los progenitores lleven al nido para cebar a sus pollos granos de cereal antes de que maduren completamente (Soler, 2016). También han podido afectar negativamente determinadas prácticas ligadas a la agricultura intensiva y la utilización de variedades de cereal tempranas que reducirían la disponibilidad de grano durante la época reproductora.

La falta de alimento se ha identificado como una de las mayores causas de mortalidad de pollos, principalmente durante sus primeros días de vida (Soler, 1989, 2016). Esta falta de recursos tróficos estaría provocada por la escasez de alimento, debido a los efectos que conllevan años climatológicamente más adversos en los que se producen altas temperaturas y escasas precipitaciones. Cambios en las fenologías de los cultivos cerealistas también podrían afectar a la alimentación de los pollos, debido a la falta de sincronía entre el periodo de estancia en el nido y la disponibilidad de granos de cereal.

- **Mortalidad por tendidos eléctricos o aerogeneradores**

Aunque no parece una causa grave de mortalidad, se tienen pocos datos sobre la muerte de grajillas en líneas eléctricas o aerogeneradores. Se conocen casos de electrocuciones en diversos puntos de la geografía nacional (Fernández García, 1998; Tintó *et al*., 2010; Pérez-García *et al*., 2011), aunque al no tratarse de una especie protegida, no se suelen tener en cuenta. No se tienen datos de mortalidad debida a la colisión con los tendidos. Se tiene constancia también de la muerte de algunas aves contra aerogeneradores (Atienza *et al*., 2011) pero se desconoce la magnitud de esta amenaza.

- **Atropellos**

No se han detectado grandes mortalidades debidas a atropellos en carreteras, pero si se han documentado algunos casos, especialmente en el interior peninsular

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo II.	Ninguna.

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES Y PROGRAMAS
Andalucía	Cinegética	Ninguno
Aragón	Cinegética	Ninguno
Asturias	No cazable	Ninguno
Baleares	No cazable	Ninguno
Canarias	No cazable	Ninguno
Cantabria	No cazable	Ninguno
Castilla-La Mancha	No cazable	Ninguno
Castilla y León	No cazable	Ninguno
Cataluña	No cazable	Ninguno
Euskadi	No cazable	Ninguno
Extremadura	Cinegética	Ninguno
Galicia	No cazable	Ninguno
Comunidad de Madrid	Cinegética	Ninguno
Región de Murcia	No cazable	Ninguno
Navarra	Cinegética	Ninguno
La Rioja	No cazable	Ninguno
Comunidad Valenciana	Cinegética	Ninguno

(Madrid, Toledo y Soria) y en los meses en los que se produce la emancipación de los jóvenes, que son los más afectados (PMVC, 2003).

También hay constancia de la mortalidad de grajillas provocada por atropellos en líneas de ferrocarril, aunque los datos son escasos (De la Peña Leiva y Llama Palacios, 1997; Soler, 2016).

● **Cambio climático**

Parece que las variaciones drásticas en las condiciones climatológicas tienen un efecto muy importante sobre la mortalidad de los pollos, afectando a la disponibilidad de alimento. En años donde se produjo una disminución de las precipitaciones y un aumento de las temperaturas en el entorno de algunas colonias, se pudo detectar un aumento de la mortalidad de los pollos (Soler, 1989). El exceso de lluvias durante la primavera o las lluvias torrenciales también podría provocar un aumento de la mortalidad por la inundación de los nidos (Soler, 1989; Domínguez, 1999). Es previsible, por tanto, que las consecuencias derivadas del calentamiento global afecten a la productividad de la especie.

● **Inacción de las Administraciones públicas**

La falta de medidas específicas para su protección, o de la prohibición de su caza, son factores indirectos que evidentemente afectan a la viabilidad futura de las poblaciones de grajilla. La consideración actual como especie cinegética que permanece en algunas comunidades autónomas también supone un factor de amenaza, ya que se autoriza su caza sin cupo y sin que se conozca el número de ejemplares abatidos.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

✔ Revisar el nivel de protección legal a nivel estatal e incluir a la especie en el Catálogo Español de Especies Amenazadas con la categoría correspondiente.

✔ Desarrollo de medidas específicas ligadas a los usos agrícolas para aumentar la disponibilidad de recursos tróficos para la especie: linderos, eriales y desarrollo de medidas que permitan la conservación de barbechos gestionados para fomentar la biodiversidad en, al menos, un 10 % de la superficie de cultivo, etc. También se podrían establecer ayudas para favorecer que se siembre cereal de secano mediante el pago de las superficies cultivadas.

✔ Prohibición de su caza y protección efectiva eliminándola de los listados autonómicos de especies cinegéticas.

✔ Protección de las colonias de cría y de las zonas de concentración invernal en dormideros comunales.

✔ Establecer censos regionales para poder conocer el tamaño real de la población, así como realizar el seguimiento de la evolución de su población y estudiar las causas de su declive.

EN PELIGRO
EN [C2b]

MALVASÍA CABECIBLANCA

Oxyura leucocephala



Malvasia capblanca; Raboalzado de cabeza branca; Ahate buruzuria; Pato-de-rabo-alçado; White-headed duck; Érismature à tête blanche

Autores: **Jorge F. Orueta y Mario Giménez**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2019)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
EN	EN	VU	E	EN	EN

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

Se trata de una especie monotípica de distribución paleártica muy fragmentada. Existe una gran población asiática, migratoria, que alcanza desde los cuarteles de reproducción en Siberia hasta el suroeste de Asia, llegando también a zonas de los Balcanes. Una población más pequeña con desplazamientos más erráticos que migratorios se encuentra también en el Mediterráneo occidental (BirdLife International, 2021). Dentro de esa última, se han distinguido la población ibero-marroquí y la argelino-tunecina, aunque es probable que exista comunicación entre ambas (Cherkaoui *et al*., 2013).

En España, en la actualidad, su población reproductora se distribuye por el sur y el este de la península Ibérica: Andalucía (Sevilla, Cádiz, Málaga, Córdoba y Almería), Castilla-La Mancha (Toledo, Ciudad Real y Albacete), Región de Murcia, Comunidad Valenciana (Alicante y Valencia) y Madrid, si bien, por las características de la especie, pueden no reproducirse en algunas de ellas todos los años.

La invernada se produce, principalmente, en Andalucía (Huelva, Sevilla, Cádiz, Málaga, Córdoba y Almería), Murcia, Castilla-La Mancha (Toledo, Ciudad Real, Cuenca y Albacete), Comunidad Valenciana (Alicante y Valencia). Otros humedales pueden presentar presencia esporádica durante la invernada.

Se reproducen en gran diversidad de humedales con diferentes grados de calidad y temporalidad de aguas, en general poco profundas. La presencia de larvas de quironómidos es un buen determinante de la presencia de malvasías cabeciblancas. La invernada se produce también en embalses y lagunas litorales (Salvador, 2017).

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

En España existen citas de malvasía cabeciblanca al menos desde finales del siglo XVII en humedales de la España mediterránea, incluyendo Baleares, aunque probablemente era una especie poco abundante y muy poco conocida. Las citas que se producen con posterioridad fijan de forma prioritaria a la malvasía cabeciblanca en las marismas de Doñana y en algunas lagunas andaluzas (Torres-Esquivias *et al*., 2008). En la década de 1950 se estimó que habría unos 400 individuos y las estimaciones de las décadas siguientes mostraron un descenso hasta que, en el invierno de 1975, toda la población se limitaba a 60 individuos en la laguna de Zóñar (Sánchez, 1979). En 1977 el censo mínimo se reduce a 22 individuos en las lagunas de Zóñar y el Rincón, ambas en Córdoba (Torres-Esquivias, 1982) donde, pese al estado de amenaza extrema, se mantenían todo tipo de actividades molestas y letales hacia la especie (Torres-Esquivias, 2008).

La presión de la sociedad civil consiguió el inicio de la recuperación: compra de la laguna del Rincón por la asociación «Amigos de la Malvasía», presión para la prohibición en 1979 de la caza en la laguna de Zóñar y, posteriormente, en el resto de los humedales favorables para la especie en la región. Gracias a estas medidas, la población de malvasías comenzó a crecer de forma manifiesta. En 1980, 52 individuos, 95 ejemplares en 1983, y así hasta sobrepasar los 4.486 individuos en el año 2000. El crecimiento numérico fue seguido de un progresivo aumento del área de ocupación, pasando de dos lagunas con presencia y un sitio de reproducción en una sola provincia en 1975 a 74 humedales y 32 núcleos de reproducción repartidos por cuatro comunidades autónomas en 2007 (Torres-Esquivias, 2008; Salvador, 2017). Este incremento en la población española coincide con una mejora de la población en Marruecos, de donde habría desaparecido en la década de 1950; esta recuperación sería, presumiblemente, consecuencia de la mejor situación en España (Bergier *et al*., 2003; Cherkaoui *et al*., 2013). La población, algo separada, de Argelia y Túnez, podría estar comunicada con la hispano-marroquí y formar una unidad metapoblacional (Lazli *et al*., 2011).

La estima poblacional más reciente para la especie da una población regional (España y Marruecos) de 2.500 a 3.500 individuos (Wetlands International, 2019).

Los informes anuales de la población española realizados a partir de los censos coordinados nacionales, los censos mensuales y comunicaciones, muestran el carácter fluctuante de la población desde el año 2.000, cuando se dio el máximo histórico registrándose 4.486 ejemplares (Torres-Esquivias, 2015).

El último censo de aves acuáticas invernantes de 2020 arrojó una cifra de 1.702 adultos y juveniles en el censo invernal, con un máximo después de la reproducción de hasta 1.763 adultos. Dada la existencia de una cierta población flotante que podría no haber sido detectada en estos censos, se estima que la población total continua, posiblemente, esté en torno a los 2.000 ejemplares adultos.

Recientemente, tras los censos de hasta 20.000 individuos en Kazajstán (Koshkina *et al*., 2018), se ha puesto

en evidencia que la población global de la especie estaba subestimada. También se han visto recientemente incrementos en varios países de Asia suroccidental (Gürsoy-Ergen, 2019).

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se han aplicado los diferentes criterios para evaluar las categorías de amenaza la de UICN para la población reproductora española.

Teniendo en cuenta las tendencias poblacionales de la malvasía cabeciblanca en los últimos años, así como su distribución geográfica, es manifiesto un comportamiento muy fluctuante tanto en los números censados como en su presencia en el territorio. Si bien parece haber una cierta estabilidad a medio plazo, en torno a los 2.000 ejemplares, y que existe una cierta disponibilidad de zonas de cría o invernada alternativas, las oscilaciones son importantes y pueden llegar a manifestar efectos estocásticos. La erradicación de la malvasía canela, de la que no hay apenas avistamientos en los últimos años (presumiblemente un solo ejemplar en los últimos 10 años) y el progreso de la erradicación en otros países europeos ha suprimido una de las principales amenazas, aunque esto no se ha reflejado en un incremento poblacional.

Criterio C2

La población madura es inferior a los 2.500 individuos, por lo que cumpliría el criterio C como para ser evaluada dentro de la categoría de "En Peligro". Además, concurre que se producen variaciones importantes en el número de ejemplares (C2b) presentes en España, tal vez como consecuencia de una comunicación con la población del norte de Marruecos, produciéndose fluctuaciones extremas en el número de individuos maduros.

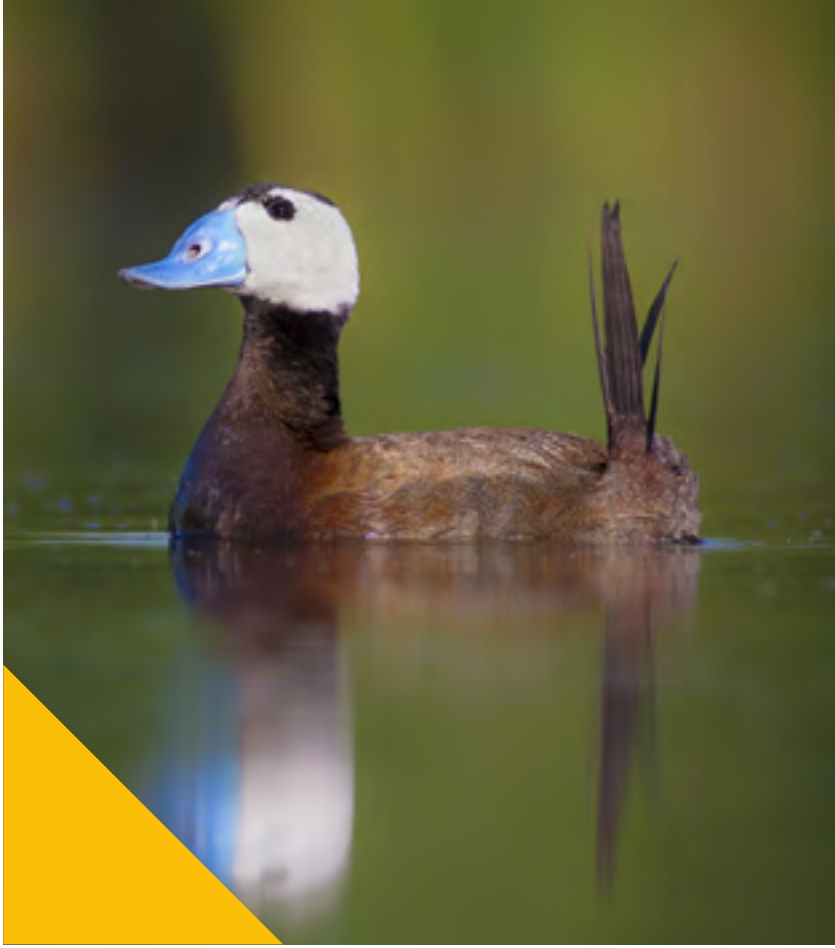
AMENAZAS

Las principales amenazas descritas en el anterior *Libro Rojo* (Torrres Esquivias, 2004) han sido la hibridación con la malvasía canela (*Oxyura jamaicensis*) y la afección por otras especies exóticas invasoras, la intoxicación por plomo, la destrucción y degradación de hábitats y la actividad cinegética, que persisten en la actualidad, aunque la amenaza de la hibridación con la malvasía canela es ya afortunadamente testimonial.

● Especies exóticas invasoras

Las especies del género Oxyura hibridan entre sí en cautividad. La naturalización de ejemplares de *O. jamaicensis* a partir de colecciones zoológicas comenzó en el Reino Unido en la década de 1960. Durante los años 70 y 80 del siglo XX se extendió por la isla y llegó a varios países de Europa occidental, siendo citada por primera vez en España en 1984 y confirmándose la hibridación desde 1991 (Torres-Esquivias y Moreno-Arroyo, 2000). La hibridación con *O. jamaicensis* representa una grave amenaza para O. leucephala. Los híbridos entre las dos especies son fértiles y estos se pueden aparear efectivamente con los parentales de ambas especies (Muñoz-Fuentes *et al*., 2007). Existe riesgo de que otras especies del género puedan establecerse en el medio natural y causar un problema análogo.

Por otra parte, se ha constatado la influencia directa de la carpa (*Cyprinus carpio*), en la estructura del hábitat de diversas especies de aves acuáticas, de forma muy señalada en la malvasía cabeciblanca (Maceda *et al*., 2017), así como en la abundancia y disponibilidad de quironómidos (Reahman, 2015).



© Sysasya photography - Shutterstock

La depredación por ratas puede llegar a ser un impacto localmente importante (Sheldon *et al*., 2018). También se ha registrado la mortalidad provocada por perros sueltos (Picazo Talavera, 2018).

Caza y furtivismo

La caza ha sido una causa principal del declive de la especie en España (Torres-Esquivias, 2015) y sigue siéndolo en otros países; en la actualidad, ilegalmente, sigue ocurriendo de forma ocasional. El fuerte incremento poblacional en 2000 se ha relacionado con la prohibición de la caza en lugares clave para la especie, como la laguna de El Hondo (Alicante), lo que apunta a que la especie era cazada ilegalmente (Sheldon *et al*., 2018).

La reducción de las licencias de caza ha ido pareja a la reducción de ingresos por disparo de aves protegidas, incluyendo la malvasía cabeciblanca, en centros de recuperación (Crespo *et al*., 2020).

La caza, junto con la pesca, es una fuente importante de molestias para la especie en la totalidad de su área de distribución (Sheldon *et al*., 2018).

Plumbismo

La absorción de plomo a través de la deglución de perdigones y lastres de pesca es una fuente común de intoxicación en aves acuáticas, que las ingieren para su uso como gastrolitos. La densidad de plomos en humedales en España puede superar las 300 piezas/m2 (Descalzo y Mateo, 2018). Esta intoxicación produce diversos efectos metabólicos que, con frecuencia producen la muerte pero que en gran parte de los casos producen efectos subletales (Mateo, 2009; Martínez-Haro *et al*., 2011; Pain *et al*., 2019). En el caso de la malvasía cabeciblanca, se trata de una amenaza constatada (Mateo *et al*., 2001; Svanberg *et al*., 2006; Taggart *et al*., 2009).

Contaminación

Además del plomo, otros metales pesados, como selenio, zinc o cobre también están presentes en altos niveles, como indicador de contaminación ambiental (Taggart *et al*., 2009). La contaminación orgánica (de origen industrial o urbano) y minera se han identificado como amenazas también fuera de España (Green *et al*., 1996). Se han registrado casos de muerte relacionada con anillos de goma, asociados, al menos en ocasiones, a dormideros de garcillas bueyeras (Bubulcus ibis)

donde regurgitaban las bandas elásticas ingeridas en un vertedero próximo confundiéndolas por lombrices (Moreno Arroyo *et al*., 2009).

La muerte por botulismo ha sido registrada en múltiples ocasiones, asociada también a la reducción de los niveles de agua en los humedales (Torres-Esquivias, 2004; Picazo Talavera, 2018).

● **Pérdida de diversidad genética**

La fuerte reducción en el tamaño poblacional produjo una pérdida de variabilidad genética observada entre los ejemplares históricos y las poblaciones actuales, lo que podría tener consecuencias en la capacidad adaptativa de las malvasías (Muñoz-Fuentes *et al*., 2005).

● **Destrucción y alteración del hábitat**

La desecación de lagunas para la agricultura o para extracción de agua (embalses aguas arriba, pozos, etc.), ha sido muy importante en España y sigue siéndolo en el resto de su área de distribución; asociado a esta mala gestión del agua, la eutrofización sigue siendo una amenaza global (Sheldon *et al*., 2018).

La quema reiterada de carrizos en otoño para el aprovechamiento ganadero tiene un impacto negativo en esta especie y otras aves acuáticas buceadoras (Durmus y Nergiz, 2013). La recolección de carrizo también puede ser una causa de pérdida de hábitat (Sheldon *et al*., 2018).

● **Colisión con tendidos eléctricos**

Se ha registrado mortalidad por colisión con tendidos eléctricos en localidades de varias comunidades autónomas (Torres Esquivias y Moreno-Arroyo, 2000b; LIFE+ Malvasía Murcia, 2015; Picazo Talavera, 2018).

● **Cambio climático**

Se ha señalado que el cambio climático, a través del aumento de la frecuencia y severidad de las sequías, puede ser un factor agravante del estado de conservación de la malvasía. Almaraz y Amat (2004) modelizan las relaciones entre los fenómenos de la Oscilación del Atlántico Norte y El Niño-Oscilación del Sur y la ecología de la malvasía, señalando la importancia de las variaciones en estos procesos como riesgo para la especie.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

✔ Mantener la vigilancia sobre la presencia de otras especies de malvasía que pudieran hibridar con la autóctona, en particular, la malvasía canela, manteniendo la prohibición de tenencia y extendiendo ese veto a otras especies del género Oxyura. Participación, apoyo y asesoramiento en foros internacionales para la erradicación de la malvasía canela en Europa.

✔ Eliminar las poblaciones de carpas y otros peces invasores en las lagunas y humedales de interés para la especie.

✔ Promover la protección legal de todos los humedales donde está presente indistintamente de si se trata de un humedal natural o artificial. Establecer planes de ordenación y reestructuración agraria en los entornos de los humedales que verdaderamente queden supeditados la conservación a largo plazo de los hábitats y las especies, como las aves acuáticas.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Bonn: Anexo I(A1a). Convenio de Berna: Apéndice II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I. Convención sobre Especies Migratorias (CMS): Apéndices I y II. ACTION PLAN FOR THE WHITE-HEADED DUCK (*Oxyura leucocephala*) IN EUROPE (Green y Hughes, 1996). International Single Species Action Plan for the Conservation of the White-headed Duck *Oxyura leucocephala* (Hughes *et al.*, 2006) International Single Species Action Plan for the Conservation of the White-headed Duck (*Oxyura leucocephala*) (Sheldon *et al.*, 2018).	Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011): EN PELIGRO DE EXTINCIÓN. Estrategia para la Conservación de la Malvasía cabeciblanca (*Oxyura leucocephala*) en España (2013).

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Acuerdo de 13 de marzo de 2012, del Consejo de Gobierno, por el que se aprueban los planes de recuperación y conservación de determinadas especies silvestres y hábitats protegidos. ANEXO III. Plan de Recuperación y Conservación de Aves de Humedales: malvasía cabeciblanca (*Oxyura leucocephala*).
Baleares	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Resolució del conseller de Medi Ambient de 26 de novembre de 2008 per la qual s'aproven els plans de recuperació de Vicia bifoliolata, d'aus aquàtiques catalogades en Perill d'Extinció de les Illes Balears (Pla Homeyer); el pla de conservació de la flora vascular amenaçada del Puig Major i els plans de maneig del Teix Taxus baccata i del Voltor Negre *Aegypius monachus*: Ànnera capblanca (*Oxyura leucocephala*).
Castilla-La Mancha	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Decreto 183/1995, de 28/11/1995, Consejo de Gobierno, por el que se aprueba el Plan de Recuperación de la Malvasía en Castilla-la Mancha.
Región de Murcia	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Decreto n.º 70/2016, de 12 de julio, de catalogación de la malvasía cabeciblanca como especie en peligro de extinción y aprobación de su plan de recuperación.
Comunidad Valenciana	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Decreto 93/2005, de 13 de mayo, del Consell de la Generalitat, por el que se aprueba el Plan de Recuperación de la Malvasía Cabeciblanca en la Comunidad Valenciana.

ESPACIOS DE INTERÉS

Las mayores concentraciones de poblaciones invernantes tienen lugar en el Espacio Natural de Doñana (Huelva), que en los censos de 2019 y 2020 arrojaron totales de 545 y 596 ejemplares respectivamente. Otros lugares de importancia en Andalucía son la albufera de Adra que suele acoger a más de 200 individuos en invierno. En la Comunidad Valenciana la principal localidad es El Hondo, con 67 y 220 ejemplares en invernada de 2019 y 2020 respectivamente. En Castilla-La Mancha, las principales localidades son las lagunas de Navaseca, La Veguilla y Ontalafia. En la Región de Murcia, las lagunas de Cabezo Beaza concentran la principal población invernante.
En cuanto a las localidades de reproducción, los sitios más importantes son las lagunas de las Moreras y las del Cabezo Beaza, en Murcia, El Hondo, el marjal del Moro y el Clot de Galvany en la Comunidad Valenciana y, en Andalucía, el espacio Natural de Doñana, los humedales de Trebujena-Sanlúcar (Cádiz) y la albufera de Adra (Almería), además de la laguna de Fuentedepiedra en Málaga y la laguna del Gosque, la laguna de Capellanía Chica y el complejo endorreico de la Lantejuela, en Sevilla. Desde hace unos años se verifica la reproducción también en las graveras de El Porcal (Madrid).

- ✔ Asegurar que las comunidades autónomas en las que pueda estar produciéndose una expansión de sus poblaciones queden incluidas en los censos coordinados y los datos sean considerados en las estadísticas globales.

- ✔ Promover la inclusión de la especie en los catálogos de las comunidades autónomas limítrofes con su área de distribución actual para asegurar la adopción de planes y la toma de medidas de conservación adecuadas.

- ✔ Aplicar planes de ordenación y reestructuración del sector agrícola en los entornos de los humedales que verdaderamente supedite su ordenación a la conservación a largo plazo de los hábitats y las especies, especialmente de las aves acuáticas.

- ✔ Asegurar que se establecen los hidroperiodos que más se aproximen a la naturalidad asociada a las especies y los hábitats de los humedales. Y para ello, desarrollar un plan que recoja el régimen hídrico que mantenga a largo plazo una funcionalidad y estructura del ecosistema que permita la conservación, sostenida en el tiempo, de los hábitats de la especie.

- ✔ Frenar la entrada de aportes de nitratos y fosfatos que aceleren procesos de eutrofización en los humedales regulando el empleo de dichos productos en los entornos agrarios de estos ecosistemas.

- ✔ Aunque existe legalmente la prohibición del uso de plomo para la caza en humedales protegidos, todavía no se aplica con rotundidad en todo el territorio, así pues, es necesario asegurar que se cumple la prohibición del uso de perdigones de plomo en todos los humedales y hacer cumplir la prohibición mediante la vigilancia en los humedales. Ejecutar acciones de limpieza de suelos y fondos lacustres en las zonas más contaminadas de los humedales más destacados para la invernada de la especie.

- ✔ Incrementar la investigación sobre las causas de los declives poblacionales, y de las amenazas e impactos sobre la especie. Mejorar y asegurar el seguimiento de la evolución de la población, identificación de las causas específicas del declive y evaluación de su importancia relativa.

- ✔ Avanzar en el análisis de los resultados del conjunto de los censos anuales que permita comprender mejor la evolución de las poblaciones reproductora e invernante. Incluir, asimismo, comunidades autónomas colindantes en las que se pueda verificar la reproducción o invernada.

- ✔ Coordinar acciones de seguimiento (incluyendo la coordinación de censos periódicos) y conservación con la población marroquí, principalmente, dada la comunicación existente entre ambos territorios. Igualmente, mejorar el conocimiento de la relación con otras poblaciones en el Magreb (Argelia oriental y Túnez).

EN PELIGRO
EN [A2bc]

MARTÍN PESCADOR COMÚN

Alcedo atthis

Blauet comú; Picapeixe común; Martin arrantzalea; Guarda-rios; Common Kingfisher; Martin-pêcheur d'Europe



Autor: **Nicolás López-Jiménez**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2016)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	VU	LC	NE	NT	EN

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

Habita mayoritariamente tramos de ríos tranquilos y también orillas de grandes embalses y pantanos, con aguas permanentes y de poca turbidez y en las que haya abundancia de presas y cobertura de vegetación en las orillas, especialmente juncos y matorrales desde donde poder lanzarse a pescar (Woodall, 2020), aunque no descartan arroyos, pequeños ríos, canales o acequias de menor caudal. No es infrecuente, especialmente en invierno, que se le halle en hábitats más costeros como estuarios, marismas o costas rocosas del litoral.

Aunque presenta un área de distribución muy amplia, está muy ligada a la existencia de cursos fluviales y masas de agua permanentes, más o menos bien conservadas (Peris y Rodríguez, 1997; Moreno-Opo, 2003). Se trata de una especie relativamente frecuente en el tercio norte peninsular, Levante y Andalucía, haciéndose más rara en el cuadrante suroriental y en amplias zonas de la Meseta Sur con clima más continentalizado (Moreno-Opo, 2004). Por demarcaciones hidrográficas (Palomino y Molina, 2009) presenta mayores abundancias en la del Duero, en las cuencas andaluzas, así como en algunas zonas de Extremadura y de la cornisa cantábrica. No se reproduce ni en Baleares ni en Canarias, así como tampoco en Ceuta o en Melilla.

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

Las primeras estimaciones fiables sobre el tamaño poblacional de la especie en España arrojaban cifras en torno a las 7.800-9.500 parejas (Purroy, 1997), mientras que tras la evaluación de la población en el segundo *Atlas de Aves Reproductoras* de 2003 la cifra se rebajó hasta las aproximadamente 3.379 parejas -sin datos para el 17 % de cuadrículas-, con un amplio rango del número de parejas en su estimación, que variaba entre las 3.600 y las 7.000 parejas (Moreno-Opo, 2003), indicando que había una falta de información precisa que permitiera concretar más el tamaño de la población.

En 2007, Palomino y Molina (2009) estimaron que la población de la especie era unas 48.400 aves en España, con un mínimo de 5.400 aves -según el intervalo de confianza al 90 % de la estima media-. Aunque las estimaciones de 2003 y de 2007 no pueden ser directamente comparables por las diferencias metodológicas existentes para su valoración, resultan relativamente coincidentes, rondando unas estimaciones mínimas en torno a los 5.400-6.758 ejemplares. De acuerdo con estos datos sobre la estimación poblacional realizada en 2007 (Palomino y Molina, 2009) y teniendo en cuenta que la tendencia en España, establecida a través del programa de seguimiento SACRE a largo plazo, para el periodo 1998-2018, fue de un declive del -50,1 % (SEO/BirdLife, 2019), se estimó que la población para España en 2018 estaría formada por unos 24.152 individuos, habiéndose perdido alrededor de 24.248 ejemplares entre 1998-2018.

Este declive generalizado de la especie en España ya fue indicado por varios autores (Moreno-Opo, 2003, 2004; Palomino y Molina, 2009), y aunque en anteriores ocasiones los intentos de evaluar la tendencia de la población no mostraban unos datos estadísticamente significativos (Escandell, 2008, 2009; Palomino y Molina, 2009), en la actualidad este grave declive sí que ha podido ser constatado gracias a las largas series de datos proporcionadas por el Programa SACRE desde 1998-2018 (SEO/BirdLife, 2019). Este declive de la población, del 50 % entre 1998-2018, parece generalizado también en otras zonas del continente europeo, donde ya se consideraba una especie en regresión en la anterior evaluación del estado de conservación de la especie (Moreno-Opo, 2004), hasta el punto de haberse catalogado como "Vulnerable" en el último *Libro Rojo de las Aves de Europa* (BirdLife International, 2015).

A pesar del declive generalizado de su población en España, no se han apreciado cambios significativos en el número de cuadrículas donde aparece la especie, que se ha mantenido muy similar entre 2002 y 2018 -diferencia entre las cuadrículas ocupadas en ambos *Atlas de Aves Reproductoras*-, y aunque la especie ha desaparecido de una parte de su área de distribución ha sido detectada con un número similar de territorios en otras zonas del Estado.

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

La especie fue evaluada en el anterior *Libro Rojo de las Aves de España*, asignándole la categoría de "Casi Amenazada" (NT), aunque no se aportaban datos cuantitativos sobre la evolución de su población y con dudas sobre su supuesto declive poblacional (Moreno-Opo, 2004). No obstante, de manera más acertada Palomino y Molina (2009) consideran que la especie debe ser calificada con la categoría de "Datos Insuficientes" (DD) debido a la ausencia entonces de datos concluyentes sobre su evolución demográfica a escala estatal, y a que no se contaba con estimas o coberturas fiables en los



© Panu Ruangjan- Shutterstock

censos realizados hasta la fecha. Posteriormente, en el *Libro Rojo de las Aves de Europa* (BirdLife International, 2015), la especie es catalogada como "Vulnerable" (VU) en todo el continente debido a la reducción generalizada de su población y a la probabilidad futura de desaparición.

Actualmente, gracias a la posibilidad de contar con largas series temporales de datos sobre la tendencia de la especie, con más de 20 años de datos proporcionados por el programa SACRE, se pudo obtener información sobre la evolución de la población del martín pescador y poder así evaluar su catalogación de acuerdo con los criterios de la UICN. Analizando el conjunto de la población reproductora española como una única unidad regional, y teniendo en cuenta que la especie ha sufrido un declive de su población del 58 % en tres generaciones, la especie cumple los criterios UICN como para ser catalogada como "En Peligro". Además, hay que tener en cuenta que la evolución de la población a largo plazo, durante el periodo 1998-2018, ha sido de un declive del -50,1%.

Criterio A2

(b) Teniendo en cuenta que la tendencia poblacional del martín pescador común en España estimada durante el periodo 1998-2018 (SEO/BirdLife, 2019) fue de un declive del 50,1 %, y que para el periodo de tres generaciones la especie ha sufrido un declive de su población del 58 % -generación de 4,4 años-, con una evolución media interanual entre 1998-2018 de -4,4 (-7,3; -1,6), basado en el índice de abundancia proporcionado por los datos del Programa SACRE (1998-2018), el martín pescador cumple el criterio A2b como para ser catalogado como "En Peligro", puesto que supera el umbral de haber sufrido una reducción del tamaño poblacional en tres generaciones de más del 50%.

(c) A su vez, aunque la especie no ha sufrido una reducción del área de ocupación entre 2002 y 2018 -diferencia entre las cuadrículas ocupadas en ambos *Atlas de Aves Reproductoras*-, la calidad de sus hábitats dulceacuícolas se está viendo seriamente mermada, pudiendo también cumplir el criterio A2c como para ser catalogada "En Peligro".

La especie, por lo tanto, presenta una fuerte tendencia regresiva actualmente, y nada hace pensar que pueda cambiar ya que por el momento no se están adoptando las medidas de conservación adecuadas para revertir

esta situación, asimismo tampoco se conocen con exactitud todos los factores que están produciendo este declive.

Criterio E

Por último, aunque no hay desarrollados modelos estadísticos de viabilidad poblacional para la especie en España, de seguir las mismas tasas negativas de evolución media interanual todo indica que la probabilidad de extinción en estado silvestre sería mucho mayor del 20 % en los próximos 20 años o cinco generaciones, pudiendo ser incluso cercana a la extinción, por lo que también podría cumplir el criterio E como para estar incluida dentro de la categoría de "En Peligro".

AMENAZAS

Sólo teniendo en cuenta las causas de mortalidad directa que han evaluado algunos estudios (Libois y Libois, 2013) sobre esta especie en Europa, se indica que menos del 10 % de los martines pescadores sobreviven al cuarto año de vida y que el 70 % de los juveniles no sobreviven al primer año. Si a estos factores se unen otras amenazas indirectas para la especie y continúa el grave declive que sufren sus poblaciones, el riesgo de extinción podría ser muy preocupante.

- **Transformación y pérdida de hábitat**

La transformación o alteración de los hábitats de reproducción o alimentación causada por la degradación de los ecosistemas fluviales constituye una de las principales amenazas para la especie. Los dragados, canalizaciones o extracciones de áridos de los ríos, la construcción de grandes infraestructuras como presas, embalses o centrales hidroeléctricas, así como la destrucción de la vegetación de ribera, la alteración geomorfológica de los cauces o la drástica variación del régimen de caudales provocada en los cursos fluviales está suponiendo una pérdida de hábitats óptimos para la especie (Moreno-Opo, 2004), ya que el martín pescador tiende a asentarse en los tramos de ríos menos artificiales y mejor conservados (Viches Morales, 2013). Aunque estas transformaciones no influyan directamente en la disponibilidad de recursos tróficos, en muchas ocasiones estarían provocando una falta de lugares de nidificación y alimentación (Tucker y Heath, 1994).

Otro efecto derivado del mal estado de conservación de los ecosistemas fluviales es la paulatina y grave desaparición de muchas poblaciones de peces autóctonos y otras presas propias de estos hábitats cuando están bien conservados. Dicha pérdida de recursos tróficos también está causada por la introducción de especies de peces alóctonos que depredan por los mismos recursos que los martines pescadores (Ribeiro y Leunda, 2012; Latorre *et al*., 2020).

- **Desarrollo urbanístico y de infraestructuras lineales**

El paulatino aumento de desarrollos urbanísticos y de infraestructuras lineares como las carreteras, podría estar provocando un aumento de la probabilidad de mortalidad de estas aves por colisión. Aunque se tienen pocos datos sobre la mortalidad por atropellos de esta especie en las carreteras españolas (PMVC, 2003), el aumento del número de kilómetros de autovías y carreteras que ha sufrido España en las últimas décadas podría estar provocando que haya un significativo aumento del número de muertes de estas aves por atropellos, especialmente en las vías cercanas a humedales importantes para la especie. Esta causa de mortalidad ya ha sido documentada en otras partes de

Europa, suponiendo hasta el 10 % de la mortalidad de los ejemplares (Libois y Libois, 2013). Por otra parte, en el noroeste de Europa, una de las principales causas de mortalidad se debe a la colisión contra cristales, lo que provoca hasta el 22 % de la muerte de martines pescadores (Libois y Libois, 2013), aunque este fenómeno ha sido poco estudiado en España.

Contaminación

La contaminación de las aguas continentales, tanto química como biológica, provocada principalmente por vertidos de origen industrial y agrícola, y en menor medida urbano, está provocando declives importantes en esta especie tanto de manera directa como indirecta (Peris y Rodríguez, 1997; Moreno-Opo, 2004; BirdLife International, 2016; Woodall, 2020). Esto sucede en varias partes de Europa donde se han producido declives importantes de la especie a consecuencia de la contaminación de los ríos (Woodall, 2020). En algunos casos, como en el Reino Unido y en España, se han encontrado niveles significativos de plaguicidas organoclorados, bifenilos policlorados (PCB) y metales pesados (Hg, Co, Zn) en los tejidos de varias partes del cuerpo de los martines pescadores (Quesada *et al*., 2012; Woodall, 2020). Por su papel como depredador, esta especie ha demostrado ser un buen bioindicador de la contaminación por metales pesados en los ecosistemas fluviales (Quesada *et al* ., 2012).

Otro tipo de contaminantes que podrían afectar a esta especie son los plásticos. Aunque las investigaciones sobre la intoxicación por ingestión de plásticos se suelen centrar más en aves marinas, se ha detectado también la presencia de microplásticos en el material regurgitado por martines pescadores que podrían indicar que este grave problema se está minusvalorando (Nessi, 2020; Winkler *et al.*, 2020), por lo que es importante documentar la presencia de este tipo de contaminantes y su ingestión por las aves que comen peces, para así evaluar hasta qué punto supone un grave impacto en las redes tróficas de los ecosistemas dulceacuícolas. Este tipo de contaminante no solo afecta a esta especie, sino que también se han encontrado plásticos en las heces de otras especies de aves acuáticas en el centro de España (Gil-Delgado *et al*., 2017) y en Portugal (Nicastro *et al*., 2018). Por lo tanto, las aves acuáticas propias de aguas continentales, como el martín pescador, también pueden sufrir la amenaza de la ingestión de plásticos, y evidentemente sería de suma importancia evaluar el impacto real de este tipo de contaminantes en las aves que viven en los humedales españoles.

Caza ilegal

Aunque a priori la caza ilegal no parece una causa generalizada de mortalidad, localmente ha podido ser perseguido porque determinados colectivos lo consideran un depredador de poblaciones de peces considerados como un recurso para la pesca fluvial (Woodall, 2020). Incluso en algunas comunidades autónomas del norte de España hay asociaciones de pescadores que solicitan la realización de descastes a la Administración regional por considerar que el consumo de peces por parte de esta especie es una de las causas del declive de las poblaciones de salmónidos, lo cual no se justifica ni desde el punto de vista técnico ni científico. Los martines pescadores adaptan su dieta a los recursos tróficos disponibles en cada lugar, pero en los estudios realizados en algunos ríos del norte de España se ha demostrado que el 94% de las especies de peces que consumían eran ciprínidos (Campos *et al*., 2000; Vilches Morales, 2013; Vilches *et al*., 2019.).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Berna: Anexo II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I.	Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011): Incluida.

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	Listado Andaluz de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial	Ninguno
Aragón	No catalogada	Ninguno
Asturias	No catalogada	Ninguno
Baleares	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Cantabria	No catalogada	Ninguno
Castilla-La Mancha	VULNERABLE	Ninguno
Castilla y León	No catalogada	Ninguno
Cataluña	No catalogada	Ninguno
Euskadi	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Extremadura	VULNERABLE	Ninguno
Galicia	No catalogada	Ninguno
Comunidad de Madrid	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Región de Murcia	No catalogada	Ninguno
Navarra	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
La Rioja	No catalogada	Ninguno
Comunidad Valenciana	No catalogada	Ninguno

Molestias humanas

La excesiva presión humana a la que están sometidos algunos tramos de ríos derivada de actividades recreativas ligadas a los cursos fluviales -pesca, deportes acuáticos masivos, etc.-, supone un factor de riesgo para la especie en periodos críticos como es la temporada reproductora. En estos casos, cuando las molestias son constantes durante esta época, las aves terminan por abandonar sus zonas de cría (Libois y Hallet-LiboisS, 1989; Moreno-Opo, 2004; datos propios).

Cambio climático

Una de las consecuencias del cambio climático es el aumento de la frecuencia de eventos climáticos extremos casi en cualquier época del año. Los eventos climáticos que implican fríos extremos, generalmente durante inviernos duros, pueden diezmar las poblaciones de esta especie en poco tiempo (Tucker y Heath, 1994; BirdLife International, 2016; Woodall, 2020) o provocar fuertes fluctuaciones poblacionales que reduzcan el número de individuos a un nivel muy bajo (Libois y Hallet-Libois, 1989). Otros eventos climáticos extremos derivados del calentamiento global que se produzcan en épocas delicadas para la especie, como pueden ser olas de calor o episodios de lluvias torrenciales de finales de primavera o principios de verano, pueden provocar bajas o nulas tasas reproductivas (Libois y Hallet-Libois , 1989; Libois, 1994), lo que a largo plazo también podría provocar el declive de las poblaciones de esta especie.

Inacción de las administraciones públicas

La falta de designación de espacios protegidos, especialmente ZEPA de la Red Natura 2000, y la no aplicación de medidas específicas para su protección, como pueden ser la aprobación y ejecución de planes de recuperación o de conservación, son factores indirectos que evidentemente afectan a la viabilidad futura de las poblaciones de martín pescador. Por otra parte, la falta de cumplimiento de la Directiva Marco del Agua (Directiva 2000/60/CE) por parte de las autoridades españolas, a nivel estatal y autonómico, y que ha supuesto la imposición de diversas sanciones a España por parte de la Comisión Europea, está provocando la degradación de los ecosistemas dulceacuícolas de los que depende el martín pescador, ya que no se están respetando los caudales ecológicos en algunos ríos o no se están depurando correctamente las aguas que se vierten a nuestros cauces fluviales.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Muchas de las actuaciones de conservación propuestas y que serían beneficiosas para el martín pescador, lo son también en general para todas las especies y hábitats propios de zonas húmedas, sobre todo de los ríos o arroyos, así como también para los ecosistemas fluviales.

- ✔ Revisar la catalogación de la especie a escala estatal y declararla como “En Peligro de Extinción”. Con esta revisión se desencadenarían los mecanismos establecidos en las leyes de protección de la biodiversidad, obligando a la elaboración de planes autonómicos de recuperación, a la aprobación de una estrategia estatal para su conservación y a la liberación de fondos para su ejecución.

- ✔ Elaboración y aprobación de los preceptivos planes de recuperación en las CCAA con presencia de la especie.

- ✔ Actuaciones de conservación de ríos y riberas, y desarrollo de medidas de restauración hidrológico-forestal de los cauces, propiciando el mantenimiento de los taludes naturales de las orillas.

- ✔ Para mitigar la mortalidad por atropellos es importante disponer en los bordes de las carreteras cercanas a los humedales de barreras arbóreas o arbustivas que obliguen a las aves a elevar el vuelo por encima del paso de los vehículos, así como a señalizar las vías para procurar que haya una disminución de la velocidad de circulación en la medida de lo posible. Es importante el estudio de zonas o carreteras peligrosas donde se estén produciendo un mayor número de atropellos para priorizar la adopción de actuaciones urgentes.

- ✔ Promover la señalización, con dispositivos adecuados, de las cristaleras de construcciones humanas que se sitúen en las cercanías de zonas húmedas para evitar colisiones.

- ✔ Prohibición del uso de agroquímicos en las cercanías de los cursos de agua, así como un aumento de la vigilancia ambiental por parte de las autoridades en cuanto a los vertidos de contaminantes. En este sentido sería importante garantizar el cumplimiento de la Directiva Marco del Agua.

- ✔ Respetar escrupulosamente el régimen de caudales ecológicos, especialmente en los cursos fluviales afectados por embalses o presas, y en los ríos o arroyos sujetos a un mayor estiaje.

- ✔ Prohibición del desarrollo de infraestructuras en las zonas más sensibles para la especie.

- ✔ Designación de nuevas ZEPA y ZEC, o ampliación de las existentes, para que alberguen un mayor porcentaje de la población reproductora. En el caso de espacios protegidos ya declarados con presencia de la especie, sería importante incluir actuaciones de conservación específicas en esos enclaves para lograr aumentar las poblaciones de esta especie.

- ✔ Regulación del uso público en los tramos de ríos o zonas húmedas con presencia de parejas de martín pescador, restringiendo los accesos especialmente durante la época de cría.

- ✔ Estudiar el origen de las causas de mortalidad directa de la especie -con especial incidencia de la mortalidad directa por atropellos y colisiones contra cristales- y cómo mitigarlas, e investigar más sobre las causas del declive de la especie.

- ✔ Seguimiento de la evolución de la población mediante el empleo de una metodología específica y comparable que permita elaborar estimaciones precisas para establecer la tendencia poblacional.

- ✔ Evaluar el impacto de la contaminación por plásticos y otras sustancias contaminantes en esta especie, así como en otras aves acuáticas ligadas a los humedales españoles.

EN PELIGRO
EN [A2a]

MILANO REAL

Milvus milvus

Milà reial; Miñato real; Miru gorria; Milhafre-real; Red kite; Milan royal



Autores: **Javier Viñuela, Javier de la Puente y Ana Bermejo**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2020)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	NT	LC	K	EN	EN

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

El milano real se distribuye principalmente por la mitad noroccidental de la península ibérica, sin llegar a la franja atlántica donde su presencia es mínima, además de una población insular en islas Baleares -Mallorca y Menorca- (Molina, 2015). Se extinguió en las islas Canarias en los años 70 del siglo XX. El 50 % de la población reproductora se encuentra en Castilla y León, que junto con Navarra, Extremadura y Aragón engloban cerca del 90 % de la población española. El 75 % de los contingentes se concentra en siete provincias, que superan el centenar de parejas estimadas: Salamanca y Navarra albergan casi el 40 % de la población reproductora, seguidas por Zamora, Ávila, Huesca, Cáceres y Segovia. Su distribución en 2014 fue similar a la obtenida en censos anteriores, aunque cada vez hay menos parejas en las poblaciones más meridionales -Doñana y Sierra Morena-, estando ya cerca de la extinción total en el tercio sur peninsular. En cambio, en el borde septentrional de la distribución en España parece estar incluso colonizando áreas donde no se conocía su presencia histórica -Asturias y zonas costeras del País Vasco-, o donde se extinguió hace décadas -La Rioja o provincias costeras catalanas-.

A gran escala, su distribución está condicionada por el clima -evita las áreas con marcado clima atlántico y las zonas más mediterráneas, por la orografía -evita las grandes llanuras, la alta montaña y las áreas más escarpadas, siendo en cambio especialmente abundante en zonas onduladas de piedemonte o media montaña y en sierras bajas-, y por la persecución humana (Seoane *et al.*, 2003; Mateo-Tomás *et al*., 2020); mientras que a pequeña escala depende también de la disponibilidad de áreas de cría adecuada, y las actividades humanas -muladares, granjas, basureros, etc.- (Viñuela *et al.*, 1999; Viñuela, 2004). Evita las masas forestales densas y extensas, aunque puede usar sus bordes -donde hay manchas de espacios abiertos que usa como cazadero- y el entorno de pueblos (Viñuela *et al.*, 1999), pero en áreas abiertas necesita al menos de la presencia de manchas de bosque o grandes árboles aislados. El hábitat óptimo para el milano real es una mezcla de bosques y áreas abiertas de alimentación, con pastizales y cultivos, a menudo con actividad ganadera extensiva, en particular de vacuno (Viñuela *et al*.., 1999; Seoane *et al.*, 2003).

Durante el invierno presenta una distribución muy similar a la de la época reproductora, aunque más extensa, ocupando amplias zonas de llanuras agrarias en fondos de valle, donde el milano real es muy escaso o está ausente como reproductor (Molina, 2015). La población invernante durante el invierno 2014-2015 también se concentró en el cuarto noroccidental de la península ibérica, y la distribución ha sido semejante a la de censos invernales en décadas previas, aunque parece estar expandiendo el área de presencia y abundancia en el sur y sureste de España durante la última década (Molina, 2015). Castilla y León acoge la mayor cantidad de invernantes, con el 56 % de los milanos contabilizados en dormideros, y junto con Extremadura y Aragón albergan en conjunto más del 70 % de la población invernante y del número de dormideros. Los dormideros muestran una fuerte relación con los vertederos, muladares, granjas y otras zonas donde se producen depósitos de animales muertos o basura -40 % de los dormideros cerca de estos lugares-. Además, el milano real se asocia a otras fuentes de alimento y alcanza sus máximas densidades en áreas con alta abundancia de topillo campesino y conejo, cabañas ganaderas en régimen extensivo o restos de piezas cinegéticas.

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

Se trata de una de las falconiformes con distribución más restringida, que tras su probable extinción definitiva en el norte de África, en la actualidad está limitada a Europa. España representa actualmente el sexto país con la población reproductora más numerosa de milano real, después de Alemania, Reino Unido, Suecia, Suiza y Francia, mientras que en los años 90 del siglo XX era la segunda más importante tras la alemana (Viñuela, 1996; Mattson *et al*., en revisión). La población reproductora española se estimó entre 2.312 y 2.440 parejas en 2014 (Molina, 2015). Aunque entre 1994 y 2004 sufrió un fuerte declive de cerca del 45 % (Cardiel, 2006), entre 2004 y 2014 su tendencia parece estable, con un muy ligero incremento -del 15 %-, posiblemente debido a la sobreestimación en algunas provincias, en particular del valle del Duero en Castilla y León (Molina, 2015; Mattson *et al.*, en revisión). No obstante, la población reproductora se encuentra aún lejos de las más de 3.300-4.000 parejas estimadas en el año 1994 (Viñuela *et al.*, 1999).

Por otro lado, su evolución varía considerablemente entre regiones en la última década: sigue desapareciendo de su área de distribución más meridional -Andalucía, sur de

Extremadura y sur de Castilla-La Mancha-, donde ya solo persisten pequeños grupos de parejas o parejas aisladas (Molina, 2015). Como ejemplo de la crítica situación en el sur, en el último censo se estimó la presencia de tan solo siete parejas en Castilla-La Mancha o de cuatro en Andalucía, aparte de las ya menos de 40 parejas del área de Doñana, donde también se está produciendo un declive muy preocupante en los últimos 40 años (Sergio *et al*., 2019). Además, ha sufrido grandes declives en Segovia, Valladolid y Zaragoza, mientras que aumentan o permanecen estables otras poblaciones septentrionales, sobre todo del oeste de Castilla y León, Navarra, Cataluña y Baleares.

España es el país más importante para la invernada de la población europea de milano real, que se reúne en dormideros comunales para pasar la noche (Mattson *et al*., en revisión). Según el último censo nacional, en la invernada de 2013-2014 nuestro país acogía 50.297 individuos (Molina, 2015). La evolución de la población invernante entre 2004 y 2014 fue positiva, con un crecimiento del 42 %, aunque sigue siendo alrededor de un 24 % menor que en 1994. Así, mientras que entre 1994 y 2004 mostró una reducción próxima al 50 % en 10 años, desde 2004 la población invernante de milano real se está recuperando y en la mayoría de las provincias se registra una tendencia positiva, lo que coindice con la recuperación de las poblaciones reproductoras del centro y norte de Europa que vienen a invernar a la península ibérica.

Globalmente, continúa, por tanto, el proceso de pérdida de área de distribución en el sur, mientras que la expansión de las poblaciones del centro y norte de Europa han permitido recuperar buena parte del rango original de la especie, o incluso expandirlo ligeramente hacia el norte (Mattson *et al*., en revisión), y este proceso puede estar ocurriendo también en el norte de España.

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Para aplicar las categorías de amenaza y criterios de la UICN, se ha considerado que una generación de milano real abarca 10,7 años (BirdLife International, 2021) y, por tanto, tres generaciones supondrían 32,1 años. La información disponible de censos detallados de la especie, desarrollados por SEO/BirdLife, comprende sin embargo un periodo de 20 años -de 1994 a 2014- (Viñuela *et al*., 1999; Cardiel, 2006; Molina, 2015), por lo que también se ha considerado el conocimiento previo sobre estimas de población y distribución de la especie compilado en (Viñuela *et al*. (1999), más impreciso o incompleto.

Globalmente, los datos disponibles apoyan que el milano real siga considerándose como “En Peligro”, según el criterio detallado a continuación.

Criterio A2

Desde el punto de vista de reducción del tamaño poblacional -criterio A-, la población reproductora española disminuyó entre 1994 y 2014 cerca de un 50 % en menos de dos generaciones. Además, en el momento de desarrollar el primer censo ya se apreció que la especie había desaparecido de amplias áreas del país en las décadas anteriores. La información disponible para 1984-1994 en 29 áreas con información sobre la población reproductora muestra que: en nueve de ellas se había extinguido o estaba al borde de la extinción, en nueve había sufrido un fuerte declive -más del 40 %-, en siete presentaba un declive inferior al 40 % y tan solo en cuatro se apreció estabilidad o incremento (Villafuerte *et al*., 1998). Por último, en áreas de alta densidad de conejo, la abundancia estimada en 1994 fue similar a la estimada en 1973, antes de la protección de la

especie y después del largo periodo de exterminio de depredadores promovido por la Junta de Extinción de Alimañas (Villafuerte *et al*., 1998). En conjunto, parece razonable asumir que la población global ha sufrido una disminución superior al 50 % en las últimas tres generaciones y, puesto que no puede considerarse que las causas de la regresión hayan cesado -véase apartado de amenazas-, se ajustaría a la categoría "En Peligro" según el criterio A2a.

En el tercio sur de España -Andalucía, y provincias del sur de Extremadura y Castilla-La Mancha-, el milano real debería considerarse como "En Peligro Crítico", tanto por la tendencia de la población -disminución superior al 80 % en tres generaciones; criterio A2a-, como por el número de ejemplares -menos de 250 ejemplares maduros reproductores, el 95 % en Doñana, donde solo persistían 37 parejas en 2017; criterio C2aii- (Molina, 2015; Sergio *et al*., 2019).

AMENAZAS

Como ocurre en otras rapaces, organismos de larga vida y productividad anual relativamente baja, los declives demográficos suelen estar más relacionados con altas tasas de mortalidad adulta o juvenil que con problemas de éxito reproductivo (Sergio *et al*., 2021; Mattson *et al*., en revisión). El milano real es una especie altamente sensible a varios problemas que incrementan de forma insostenible su tasa de mortalidad natural. Dada su asociación a paisajes altamente humanizados, a diversas actividades humanas en el medio natural -en particular agricultura, ganadería y caza-, o incluso cierto carácter antropófilo -puede criar muy cerca de pueblos que son a menudo zonas donde busca alimento-, la especie está expuesta a un amplio rango de amenazas de origen humano.

Envenenamiento

El veneno es una de las causas que más afectan a la supervivencia del milano real, como se recoge en el anterior *Libro Rojo* (Viñuela, 2004), tanto por el uso ilegal de cebos envenenados para el control de depredadores en los sectores cinegético y ganadero, como por el empleo de rodenticidas anticoagulantes como sistema de control químico de las plagas de topillo campesino (Mougeot *et al*., 2011). Es también una especie sensible a otros tipos de intoxicación, como el plumbismo por consumo de carroñas cinegéticas o por insecticidas usados en control de plagas de langostas, y de ahí viene que el envenenamiento esté considerado su principal amenaza a nivel global (Mattson *et al*., en revisión). El importante declive que han sufrido las poblaciones de milano real en las últimas décadas se debe, en gran parte, al uso de venenos, que suponen el 15 % de los milanos ingresados en centros de recuperación. Dado que se alimenta realizando una búsqueda minuciosa de carroñas o presas fáciles, es especialmente sensible a la colocación de cebos envenenados, ya que a menudo puede ser una de las primeras especies en localizar dichos cebos, o las especies que se han alimentado de ellos y, por tanto, es muy propenso al envenenamiento tanto primario -consumo directo de cebos-, como secundario -por consumo de presas intoxicadas-. Su sensibilidad al veneno ha sido mencionada en numerosas ocasiones (Viñuela, 1996, 2004; Villafuerte *et al*., 1998; Viñuela *et al*., 1999; Carter, 2001), e incluso actúa de indicador de la presencia de esta amenaza, con lo que puede considerarse una buena especie "centinela" de este problema de conservación (Viñuela *et al*., 1999; Mateo-Tomás *et al*., 2020). En los últimos años esta amenaza aún persiste, y se ha demostrado la relación a nivel nacional y a escala local fina -cuadrículas UTM de 10x10 km- entre la intensidad de uso de veneno

detectada en el Programa Antídoto y la disminución de su población reproductora en España, incluidas extinciones locales (Mateo-Tomás *et al*., 2020).

Colisiones y electrocuciones

Entre las causas que más mortalidad producen en el milano real se encuentran la colisión y la electrocución con tendidos eléctricos, que suponen el 17 % de las aves ingresadas en centros de recuperación. Como ocurre con otras rapaces de tamaño mediano o grande, el milano real es muy sensible a la electrocución en tendidos eléctricos (Viñuela *et al*., 1999; Crespo-Luengo *et al*., 2020).

Atropellos

Los atropellos son otra de las causas de mortalidad detectadas en el milano real, que suponen el 8,5 % de los ingresos en centros de recuperación. Dado el carácter carroñero del milano real, uno de los lugares donde encuentra alimento es en autopistas, carreteras o vías ferroviarias, en las que se puede alimentar de los animales atropellados, lo que ocasiona a su vez que sea atropellado con cierta frecuencia.

Caza ilegal

Es también una especie muy sensible a la caza ilegal, por su típico comportamiento de búsqueda basado en largos periodos de vuelo lento a baja altura y su asociación a paisajes humanizados, lo que le convierte en un tiro muy fácil cuando se enfrenta a cazadores sin escrúpulos. En el pasado ha podido ser un problema de conservación importante, tanto para la población reproductora como para la invernante (Hiraldo *et al*., 1995; Viñuela *et al*., 1999). Aunque este problema debió corregirse con su protección, todavía en la actualidad está causando un número de bajas importante en comparación con otras especies de rapaces (Balmori, 2019).

Alteración del hábitat

La intensificación agraria está considerada una amenaza importante en Europa central, y también puede estar actuando en España, por ejemplo, por haber promovido el desarrollo de programas de control de plagas de topillo campesino mediante el uso masivo de rodenticidas (Mougeot *et al*., 2011), o alterado el régimen hídrico y disponibilidad de presas en Doñana (Sergio *et al*., 2019). La destrucción del hábitat de cría puede ser un problema relevante a nivel local, ya que a menudo usan para criar zonas sometidas a explotación forestal fuera de áreas protegidas, de forma que la tala de choperas o pinares puede provocar la desaparición local de territorios de cría (Viñuela *et al*., 1999).

Depredación y competencia con otras especies

Los pollos de milano real pueden ser depredados en el nido por carnívoros y rapaces nocturnas. La depredación por mapaches (*Procyon lotor*), especie invasora en expansión en Europa, ha causado problemas importantes a nivel local en Alemania, pero no se ha evaluado el posible efecto de esta especie invasora en España, donde se encuentra en plena expansión (Mattson *et al*., en revisión).

Es también sensible a la depredación por grandes rapaces, y se ha sugerido que su ausencia en áreas escarpadas puede estar relacionada con la evitación de territorios de grandes águilas o búhos reales (Seoane *et al*., 2003). Los azores pueden ser grandes depredadores de adultos o pollos, y también podrían estar

relacionados con la ausencia de milanos reales en grandes masas forestales densas (Mattson *et al*., en revisión). De hecho, la reciente colonización del área de Doñana por búhos reales y azores está siendo un nuevo problema de conservación relevante para el milano real (Sergio *et al*., 2019).

Por último, es llamativa la disociación parcial a gran escala de la distribución durante la cría de milanos reales y negros, estos últimos con poblaciones en mejor situación, más abundantes en fondos de valles donde el milano real está ausente, pero más escasos en las áreas de media montaña óptimas para el milano real. La competencia entre ambas especies en forma de cleptoparasitismo o depredación de nidos interespecífica es bien conocida, y los milanos reales a menudo pueden encontrarse asociados a colonias de milano negro, aunque el impacto real de esta competencia no ha sido bien evaluado hasta el momento (Sergio *et al*., 2019).

Disponibilidad de presas: el problema del conejo

El conejo es la presa básica para la comunidad de rapaces ibéricas y el milano real no es una excepción en este sentido (Mougeot *et al*., 2011). La baja abundancia de conejo en décadas recientes, debido básicamente a la introducción de nuevas enfermedades, ha podido causar problemas a las poblaciones de milano real, bien de forma directa, por reducción en la disponibilidad de la presa básica e incremento en la competencia con otras especies -en particular el milano negro (Sergio *et al*., 2019)-, o indirecta, por forzar la búsqueda de otros tipos de alimento que pueden estar causando problemas de conservación, como el envenenamiento (Villafuerte *et al*., 1998; Tenan *et al*., 2012).



© John Navajo - Shutterstock

Problemas asociados a los hábitos carroñeros

La carroña es una fuente de alimento importante para el milano real, en particular para ejemplares invernantes, juveniles y no reproductores, pero también a nivel local durante la cría (Mougeot *et al*., 2011); por ello, los milanos reales usan con frecuencia muladares, basureros y granjas en busca de carroñas y restos producidos por el ser humano. Sin embargo, una gestión inadecuada de estos restos cárnicos puede suponer un problema de

conservación, por transmisión de tóxicos, medicamentos o enfermedades (Blanco, 2014; Blanco *et al*., 2017; Pitarch *et al*., 2017; Blanco et Bautista, 2020). Las nuevas normas sanitarias generadas por la llamada "crisis de las vacas locas" pudieron suponer una reducción importante en la disponibilidad de alimento tanto para el milano real, como para otras rapaces carroñeras (Tella, 2001). No está claro hasta qué punto la reciente recuperación de una gestión que permita el acceso a esta fuente de alimento a las aves carroñeras ha revertido completamente la situación para el milano real, ya que buena parte de los muladares diseñados para buitres pueden no ser adecuados para los milanos reales, competitivamente inferiores, de forma que los muladares óptimos para los milanos reales son aquellos a los que, por el tipo de restos o localización, raramente acuden buitres (Viñuela *et al*., 1999).

● Cambio climático

Dada la estrecha asociación entre distribución o abundancia de la especie en áreas meridionales y régimen climático (Seoane *et al*., 2003), el milano real está considerado como una de las especies de aves europeas más sensibles al cambio climático (Wormworth et Mallon, 2006). De hecho, el patrón de cambio a gran escala en la distribución durante las últimas décadas, desapareciendo del borde sur de su área de distribución, pero aumentando su abundancia y rango en el norte, coincide plenamente con esta apreciación, y el cambio climático podría estar detrás del declive lento y continuo en el sur de España. Sin embargo, no se conocen bien los factores funcionales asociados a este posible efecto del cambio climático, aunque se sabe que las poblaciones meridionales para las que hay información tienen una productividad muy reducida, que además ha ido disminuyendo lentamente durante los últimos 40 años en Doñana (Sergio *et al*., 2019; Godino *et al*., 2020).

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Posiblemente, la primera y más importante actuación necesaria para revertir la situación del milano real en España es una mayor implicación de las Administraciones y ONG competentes en conservación de la biodiversidad, dirigida a esta especie en concreto. Es sorprendente la poca atención que se ha prestado en general a la conservación de esta rapaz, considerada "En Peligro de Extinción" desde hace ya cerca de 20 años, que está llegando al borde de la extinción en el tercio sur de la distribución en España, ante la pasividad de buena parte de las Administraciones o incluso de las ONG de conservación. La situación se ha revertido parcialmente en la última década con una mayor implicación de algunos gobiernos autonómicos y ONG, y la integración de SEO/BirdLife y las comunidades autónomas de Andalucía, Extremadura y Castilla-La Mancha en el programa LIFE Eurokite (LIFE18 NAT/AT/000048), en el que están implicados buena parte de los países europeos donde se reproduce la especie. Este proyecto se ha diseñado para mejorar su conservación a nivel global, ya que buena parte de los problemas de conservación para poblaciones migratorias europeas puede encontrarse en las áreas de invernada en España (Mattson *et al*., en revisión).

Sin embargo, un elemento tan básico para la conservación de una especie en peligro de extinción como son la redacción y aprobación de los preceptivos planes de recuperación, preceptivo desde el punto de vista legal por parte de las comunidades autónomas, aún no se han desarrollado en España a excepción de Baleares -con un plan de recuperación en vigor desde 2008-. Tampoco se ha abordado desde el punto de vista estatal una aprobación de una estrategia para la conservación del milano real en España,

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Bonn: Apéndice II. Convenio de Berna: Anexo II Convención sobre Especies Migratorias (CMS): Apéndice II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I. Species Action Plan for the red kite Milvus milvus in the European Union (KNOTT & AL., 2009).	*Catálogo Español de Especies Amenazadas* (Real Decreto 139/2011): **EN PELIGRO DE EXTINCIÓN**.

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	*Acuerdo de 18 de enero de 2011, del Consejo de Gobierno, por el que se aprueban los planes de recuperación y conservación de determinadas especies silvestres y hábitats protegidos.*
Aragón	SENSIBLE A LA ALTERACIÓN DE SU HÁBITAT	Ninguno
Asturias	No catalogada	Ninguno
Baleares	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	*Resolución del Consejero de Medio Ambiente de 5 de mayo de 2008 por el cual se aprueban los Planes de recuperación de* Limonium barceloi, *de* Milvus milvus *y de* Apium bermejoi *y de conservación de* Miniopterus schreibersii.
Canarias	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Ninguno
Cantabria	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Ninguno
Castilla-La Mancha	VULNERABLE	Ninguno
Castilla y León	No catalogada	Ninguno
Cataluña	No catalogada	Ninguno
Euskadi	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Ninguno
Extremadura	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Ninguno
Galicia	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Ninguno
Comunidad de Madrid	VULNERABLE	Ninguno
Región de Murcia	No catalogada	Ninguno
Navarra	VULNERABLE	Ninguno
La Rioja	No catalogada	Ninguno
Comunidad Valenciana	No catalogada	Ninguno

tal y como indica la legislación vigente para aquellas especies catalogadas como "En Peligro de Extinción" a nivel estatal. A la espera de la elaboración de una estrategia estatal y de estos correspondientes planes autonómicos, se debería emplear la estrategia global de conservación que ha propuesto un conjunto de expertos europeos en la especie (Mattson *et al*., en revisión), la información científica disponible sobre amenazas, y las experiencias previas exitosas en conservación de la especie.

En este sentido, hay que destacar la tarea desarrollada en las islas Baleares, donde se consiguió una recuperación espectacular de la especie a partir de una población al borde de la extinción -desde menos de 10 parejas a finales de los años 90 del siglo XX, hasta un mínimo de 96 en 2014 (de Pablo, 2015; Muntaner, 2015; Molina, 2015)-, y que debe servir de ejemplo a aplicar en otros territorios. Esta exitosa recuperación se consiguió mediante un programa de conservación sencillo pero eficaz, basado en: una monitorización detallada de la población remanente -marcaje para seguimiento remoto y reproducción-; la mitigación de las amenazas identificadas gracias a esta monitorización -corrección de tendidos eléctricos peligrosos, vigilancia de nidos, lucha contra el veneno o generación de alternativas para el control de depredadores en el sector cinegético-; los programas de sensibilización social; y la alimentación suplementaria para garantizar la disponibilidad de alimento "seguro", ante la escasez de conejos (Tenan *et al*., 2012). Sin embargo, parte de su éxito puede deberse al carácter insular de esta población sedentaria, en la que los eventos de inmigración o emigración fuera de las islas son prácticamente inexistentes y, por tanto, solo requieren acciones de conservación dentro de las islas (Sanz-Aguilar *et al*., 2015). En las poblaciones peninsulares, los jóvenes pasan por una fase de dispersión que puede llevarlos a cientos de kilómetros del área natal, vagando por superficies enormes. Por ello, están expuestos a amenazas que actúan muy lejos del área de cría y, dado que la mortalidad juvenil es un elemento clave que podría explicar las tendencias demográficas negativas, el destino de una población depende de las amenazas en las áreas externas a la de reproducción (Sergio *et al*., 2021).

Se ha propuesto como estrategia global de conservación a nivel europeo una monitorización a gran escala que implica el seguimiento de cientos de aves marcadas con emisores GPS-GSM que actúan como centinelas de problemas de conservación, junto con actuaciones que garanticenla provisión de alimento "seguro", en línea con lo desarrollado en Baleares y propuesto para Doñana, recientemente iniciado con el proyecto LIFE Eurokite (Sergio *et al*., 2021; Mattson *et al*., en revisión).

Es importante resaltar que las políticas de conservación basadas en la protección de espacios son claramente insuficientes para una especie tan antropófila y asociada a áreas con explotación agroganadera, o incluso a poblamientos humanos que difícilmente se van a considerar como espacios protegidos. De hecho, la población de milano real en áreas protegidas supone una fracción muy pequeña de la población global (Mattson *et al*., en revisión), y el fuerte declive en Doñana demuestra que la conservación de espacios no es suficientemente eficaz para una especie con tanta movilidad (Sergio *et al*., 2019).

En cuanto a las acciones de conservación concretas, cuya localización espacial será facilitada por esta monitorización, pueden mencionarse:

- ✔ Actualización de la catalogación de la especie a nivel autonómico para reflejar su situación real actual. En particular, no tiene sentido que el milano real

esté considerado como “En Peligro de Extinción” en Andalucía, pero solo como “Vulnerable” en Castilla-La Mancha, donde su situación actual es incluso peor.

- ✔ Elaboración y aprobación de la Estrategia de Conservación del milano real en España.
- ✔ Elaboración y aprobación de los planes de recuperación autonómicos donde el milano real sea una especie reproductora y se considere una especie amenazada.
- ✔ Mantenimiento de la lucha contra el uso ilegal de veneno a nivel nacional iniciada con el Programa Antídoto, que puede estar proporcionando ya los primeros resultados positivos de reducción del problema (de la Bodega *et al*., 2020), con el fomento de patrullas caninas, como sistema de máxima eficacia para la detección de uso ilegal de veneno.
- ✔ Identificación de tendidos eléctricos peligrosos, ya sea mediante trabajo de campo o de modelización -véase el ejemplo para Castilla y León con el trabajo de Crespo-Luengo *et al*. (2020), para la corrección de puntos negros de mortalidad.
- ✔ Fomento del desarrollo de prácticas de gestión agroganadera favorables para la especie, con particular referencia a los pastizales y dehesas, y aprovechando la oportunidad que ofrecen los nuevos ecoesquemas de la PAC.
- ✔ Monitorización más intensa de la reproducción en las poblaciones más amenazadas -como el sur de España y cordillera Cantábrica- y en particular la identificación de territorios de cría y nidos, para promover su protección legal y vigilancia, evitando impactos humanos en sus inmediaciones, como son la construcción de nuevos tendidos eléctricos o aerogeneradores, según lo propuesto en Tragsa (2017).
- ✔ Fomento de las poblaciones de conejo en buen estado; acción beneficiosa para muchas otras rapaces.
- ✔ Adaptación de los sistemas de gestión de cadáveres procedentes de la actividad ganadera, mataderos o fábricas de productos cárnicos, con el fin de asegurar la existencia de puntos de alimentación seguros desde el punto de vista sanitario y evitando la competencia con buitres.

Por último, el trabajo desarrollado en varios países europeos ha demostrado que se trata de una especie fácilmente manejable mediante una combinación de reintroducciones o refuerzos poblacionales con hacking, monitorizados en sus estados iniciales y asegurando la disponibilidad de alimento seguro en las áreas de liberación, hasta el punto de ser la reintroducción en Reino Unido uno de los casos más exitosos en la historia de esta técnica (Mattson *et al*., en revisión). El uso de esta técnica es, por tanto, altamente recomendable para detener o revertir la pérdida de área de su distribución meridional, como ya se ha iniciado con dos proyectos LIFE en España e Italia (BirdLife International, 2021). Esta acción de conservación es, además de primordial importancia desde el punto de vista científico para comprender mejor los procesos funcionales que hay detrás de los cambios de distribución presumiblemente causados por el cambio climático en múltiples especies de aves, uno de los retos científicos actuales en este asunto (Dunn et Moller, 2019). Las islas Canarias proporcionan una oportunidad única para este doble objetivo de conservación y ciencia (Mattson *et al*., en revisión).

EN PELIGRO
EN [D]

OSTRERO EUROASIÁTICO

Haematopus ostralegus

Garsa de mar eurasiàtica; Lampareiro común; Itsas mika; Ostraceiro; Eurasian oystercatcher; Huîtrier d'Eurasie



Autores: **Jorge Mouriño, Antoni Curcó, Andrés Bermejo, Juan Rodríguez-Silvar y Francisco Hortas**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2019)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
NT	VU	VU	NE	NT	EN

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

La población reproductora española se encuentra repartida escasamente por una zona del litoral mediterráneo -delta del Ebro, en Cataluña- y en distintos islotes de la costa cantabroatlántica, en Galicia, Asturias y Cantabria.

En el delta del Ebro cría en varios sectores, principalmente en playas arenosas y dunas poco frecuentadas, y en menor medida en isletas de marismas o salinas (Martínez Villalta, 1997; Bigas *et al*., 2001). Por su parte, en el noroeste ibérico cabría distinguir tres potenciales núcleos poblacionales. Uno de ellos es de reciente colonización en las Rías Baixas, aunque ya existían referencias orales de su reproducción a mediados del siglo XX (Hortas y Mouriño, 2004; datos propios), nidificando en pequeñas playas y en el límite de la vegetación de costa rocosa baja, junto a colonias de gaviotas, estando hasta ahora confirmada en cinco islotes y sospechada en otros tres -dos localidades de la ría de Vigo y el resto en la ría de Arousa-. Un segundo sector, donde se conoce su reproducción desde 1981, lo integran localidades de la costa oriental gallega y del occidente asturiano entre los ríos Eo y Navia; e igualmente se conocen registros de cría en 10 islotes de A Mariña -por lo menos en seis de ellos en la actualidad- y un mínimo de 17 islotes y playas del occidente asturiano (Hortas y Mouriño, 2004; Sánchez Corominas, 2007; datos propios). Varios de estos nidos

se encuentran en acantilados de mayor pendiente, por lo que cabría suponer que este sector pudo servir de refugio a la especie durante la intensa presión humana ejercida durante el pasado siglo sobre las colonias de gaviota en las que cría. Por último, un tercer núcleo nidifica actualmente en dos islotes de Cantabria y esporádicamente en una playa próxima.

Durante la invernada su distribución se amplía considerablemente respecto a la época de reproducción. Aunque no es muy abundante, se observa por las costas cantábricas y atlánticas, principalmente por Galicia y Andalucía, menos frecuente por la costa mediterránea. Casi el 50 % inverna en Galicia, destacando las rías de Arousa y Ortigueira, y el resto en la costa suratlántica andaluza -bahía de Cádiz, Doñana y marismas del Odiel-. También es abundante en las marismas de Santoña y más escaso en el País Vasco. En Cataluña es el delta del Ebro el que acoge un mayor número de ejemplares (Hortas, 2012), en declive moderado del 3,4 % para el periodo de 2001 a 2020 (Parque Natural del Delta del Ebro, datos inéditos).

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

La información disponible sobre reproducción para los últimos años -del 2020 al 2021- arroja una estima de entre 39 y 51 parejas reproductoras en España, cifra ligeramente inferior a las estimas previas de 2005 a 2007 -entre 49 y 51 parejas- (Mouriño, 2009) y de 2001 -entre 46 y 58 parejas- (Hortas y Mouriño, 2004), aunque esta última con datos menos precisos para Galicia. La población invernante se ha estimado entre 2.960 y 3.362 ejemplares, con una tendencia positiva -de incremento moderado- en el periodo de 1991 a 2016, aunque tendente a la estabilidad en los años más recientes -de 2000 a 2016-. Prácticamente 10 humedales concentran casi todos los efectivos invernantes que, según recuperaciones de aves anilladas, procederían en su mayor parte de la mitad occidental europea (Hortas, 2012).

En la costa mediterránea las parejas nidificantes se concentran en el delta del Ebro -Cataluña-, con un promedio en el periodo 2001-2020 de 21 parejas, con idéntico número en 2021. Los efectivos disminuyeron por debajo de 20 parejas desde 2008 -mínimo 10 en 2019-, tras oscilar de 23 a 40 entre los años 1997 y 2006. En ese mismo periodo -de 2001 a 2020- se registró una media de 10 aves invernantes –con intervalo de 2 a 15- en los censos de aves acuáticas del mes de enero (Parque Natural del Delta del Ebro, datos inéditos).

En Galicia continúa nidificando en la vertiente cantábrica -A Mariña, Lugo-, con un mínimo de cinco-seis parejas en 2016, y estable desde 2003. Además, desde 2010 se ha ido confirmando progresivamente la reproducción en distintos islotes de las Rías Baixas -rías de Vigo y Arousa-, con cuatro parejas en 2016 (Mouriño *et al*., 2016). En 2020 parece haberse incrementado hasta 6-10 parejas en A Mariña y otras tantas en las Rías Baixas (datos propios). Durante la invernada se censó una media de 1.540 aves en el periodo de 1987 a 2021 (Dirección Xeral de Patrimonio Natural, Xunta de Galicia, 2021; Arcea, 2021).

En Asturias solamente se conocen de cuatro a seis parejas reproductoras en los últimos años, todas ellas en el tramo costero occidental (D. Álvarez, com. pers.; T. Sánchez Corominas, com. pers.), por lo que presenta una reducción de parejas censadas desde las siete parejas de 2007, con un intervalo de cinco-10 parejas reproductoras desde 1991 (Sánchez Corominas, 2007). En invierno se documentó una media de 33 ejemplares en 2012 (Hortas, 2012), con un descenso en los últimos

años, pasando a 28 en 2018 (SEO-Asturias, 2018), a 13 en 2019 (SEO-Asturias, 2019) y a 20 ejemplares en 2020 (SEO-Asturias, 2020).

Finalmente, en Cantabria se localizaron tres parejas reproductoras seguras y dos probables en 2021 (Aja y Sanz, 2021), una cifra similar a la conocida desde 1991. El promedio de la población invernante fue de 97 ostreros en el periodo 1997-2020 (González, 2020).

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

En la anterior edición del *Libro Rojo de las Aves de España* se consideró esta especie como "Casi Amenazada" (Hortas y Mouriño, 2004) y años después se optó por mantener dicha categoría de amenaza (Mouriño, 2009). Aunque inicialmente evaluaba como "En Peligro", se aplicaron criterios regionales debido al potencial efecto rescate que podrían ejercer las poblaciones extraibéricas, en expansión a finales del siglo XX (Hagemeijer y Blair, 1997), lo que atenuó su categoría de amenaza (Hortas y Mouriño, 2004).

Desde entonces, los efectivos reproductores se encuentran en marcado declive en Cataluña -un 4 % de descenso anual en el periodo 2001-2020- y también en Asturias. Por su parte, en Cantabria existe una aparente estabilización dentro de la exigua población. En Galicia las poblaciones se mantienen o experimentan un ligero incremento en la vertiente cantábrica -A Mariña-, al tiempo que se ha documentado la recolonización de una nueva área de cría en las Rías Baixas, en continuo incremento desde 2010. Si bien, para el conjunto de España los intervalos en el número total de parejas reproductoras desde 2001 se solapan, resultaría un declive del 10 % entre los valores medios de los intervalos obtenidos en 2007 y 2020.

Criterio D

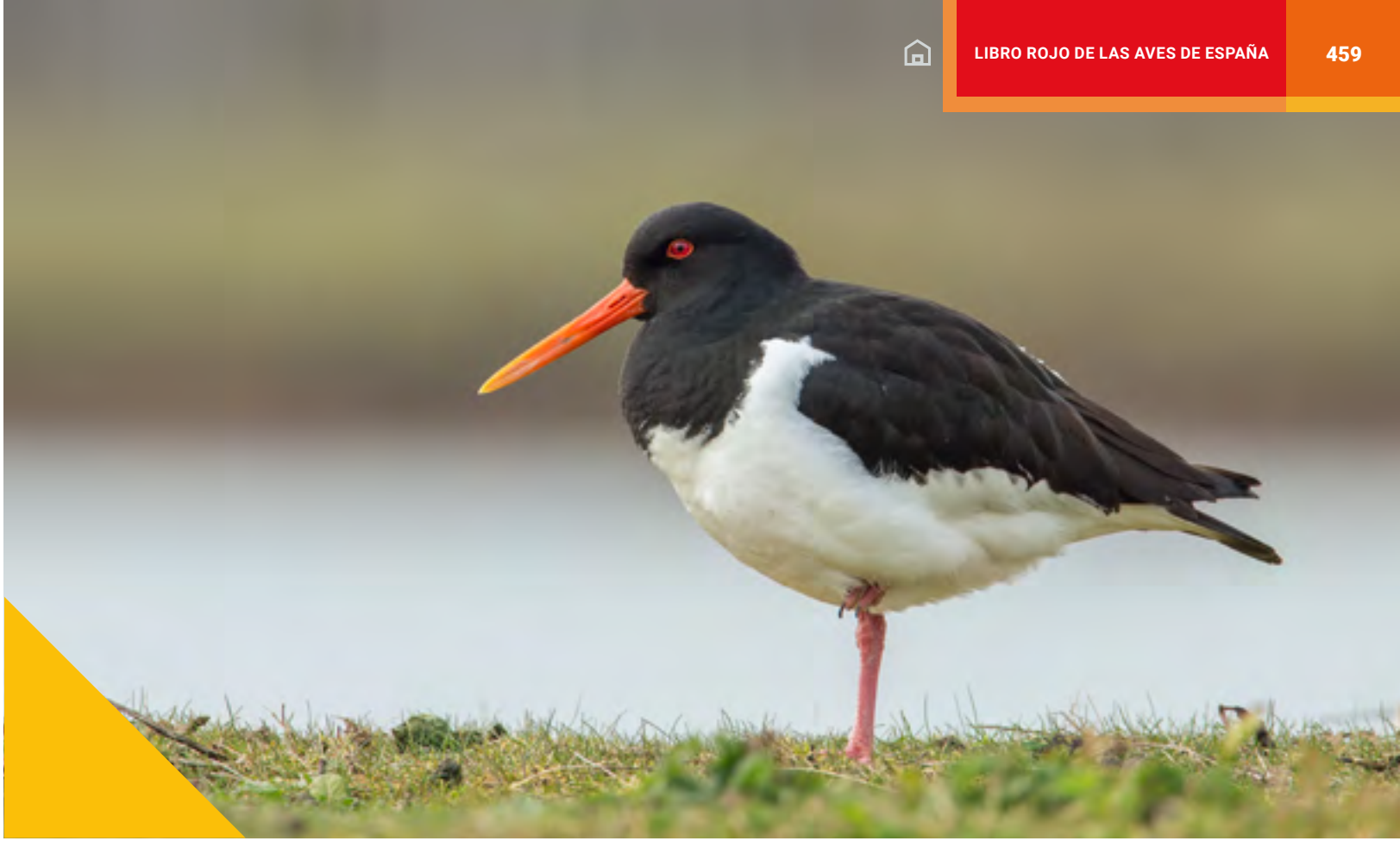
En la actualidad, el ostrero euroasiático evalúa "En Peligro" según el Criterio D, ya que el número de individuos maduros en España es inferior a 250, y va en declive. Además, en el contexto de la población mundial presentan el riesgo añadido de encontrarse situados en el extremo suroeste de su área de nidificación (Mouriño, 2009). Teniendo en cuenta que no hay constancia de que se esté produciendo un efecto rescate -aunque podría ser el caso de las aves que recolonizan las Rías Baixas- y que la población europea en su conjunto se encuentra actualmente en declive y se ha evaluado recientemente en Europa como "Vulnerable" (BirdLife International, 2015), se propone no aplicar criterios regionales y mantener la categoría de "En Peligro".

La población invernante presenta una tendencia estable en el periodo 2000-2016 y se encuentra concentrada en prácticamente diez humedales, por lo que califica como de "Preocupación Menor".

AMENAZAS

● Molestias humanas

Las perturbaciones provocadas por actividades humanas que se registran tanto en el delta del Ebro como en la mayor parte de las localidades gallegas, asturianas y cántabras, pueden provocar tanto la deserción de parejas nidificantes como la disminución del éxito reproductor, o bien su fracaso total (Hortas y Mouriño, 2004, Estrada *et al*., 2004). En el delta del Ebro evitan las zonas litorales abiertas al uso balneario y se concentran mayoritariamente en la Punta de la Banya y la Punta del Fangar, áreas en las que el uso público no está permitido o muy regulado -por balizamiento y señalización-, siempre dotadas



© Rob Christiaans - Shutterstock

de vigilancia ambiental. También se producen incidencias, mucho más puntuales, por la presencia de mariscadores o pescadores deportivos. En Galicia estarían mayormente a salvo de esas presiones las parejas que crían en el Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia, mientras que los restantes islotes pueden sufrir visitas no reguladas de excursionistas, bañistas y pescadores deportivos; la presión turística especialmente intensa donde hay playas, caso de los islotes Guidoiros -Areoso y Pedregoso-, lo que además podría estar limitando la colonización -o recolonización- de otras localidades aparentemente óptimas (Mouriño *et al*., 2016). En el islote Ansarón -A Mariña, Lugo-, en plena época de cría se han detectado ejercicios nocturnos de salvamento marítimo, con helicóptero a baja altura, descenso de operarios e intensos focos lumínicos (datos propios). En Cantabria, el uso recreativo en época primaveral y estival en algunas localidades de cría se ha intensificado en años recientes, con conflictos que podrían poner en riesgo el éxito reproductor de no asegurarse una adecuada ordenación en los espacios protegidos donde el ostrero se reproduce.

Presencia de depredadores

En el delta del Ebro se ha documentado la presión de depredadores terrestres como el zorro y el tejón, animales de compañía -perros y gatos- e incluso de gaviota patiamarilla (*Larus michahellis*), que conlleva una

disminución del éxito reproductor de la especie (Bigas *et al*., 2001). En la zona cantábrica son principalmente las molestias humanas, que provocan el abandono temporal del nido, las que favorecen la depredación de huevos y pollos por parte de gaviotas patiamarillas y córvidos (Hortas y Mouriño, 2004). Además, el visón americano (*Neovison vison*) es un depredador potencial que accede ocasionalmente a algunas localidades, tanto de A Mariña como de las Rías Baixas, y que probablemente provocó el fracaso reproductor en ciertos años en alguna localidad (Mouriño, 2009).

Dinámica costera, gestión hidrológica y cambio climático

La fuerte dinámica litoral del delta del Ebro ha provocado la práctica desaparición de algunos núcleos reproductores en aquellos sectores más regresivos -isla de Buda-, aunque actualmente aún es compensada por la existencia de zonas litorales en crecimiento -Garxal, Punta del Fangar y Punta de la Banya-, en las que la superficie de hábitats adecuados ha aumentado significativamente. Sin embargo, conviene resaltar la alta vulnerabilidad

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Berna: Anexo III. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo II.	Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011): Incluido.

AUTONÓMICAS		
CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	Listado Andaluz de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial	Ninguno
Asturias	SENSIBLE A LA ALTERACIÓN DE SU HÁBITAT	Decreto 49/95, de 30 de marzo, por el que se aprueba el Plan de Conservación del Hábitat del Ostrero (*Haematopus ostralegus*) en el Principado de Asturias.
Baleares	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Cantabria		Ninguno
Cataluña	No catalogada	Medidas de gestión llevadas a cabo por el Parque Natural del Delta del Ebro: -Seguimiento y descaste de mamíferos terrestres (zorro Vulpes vulpes, tejón Meles meles, jabalí Sus scrofa) en las áreas más sensibles de reproducción (Punta de la Banya, Punta del Fangar, Garxal e isla de Buda) (2011-2021). -Seguimiento y descaste de la población reproductora de gaviota patiamarilla Larus michahellis, sobre todo en la Punta de la Banya, con uso de armas de fuego, destrucción de nidos y, desde 2015, con narcóticos. -Regulación del acceso para usos turísticos, permanente o temporal, en las zonas de reproducción (Punta de la Banya, Punta del Fangar, Garxal, isla de Buda). -Regulación de la actividad del marisqueo las zonas de reproducción.
Euskadi	No catalogada	Ninguno
Extremadura	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Galicia	VULNERABLE	Ninguno

del delta del Ebro al cambio climático a medio y largo plazo, especialmente en relación con la subida del nivel del mar, situación agraviada por la reducción drástica de los aportes sedimentarios al curso bajo de la cuenca del Ebro, especialmente en su desembocadura –con una reducción de más del 95 %-.

● **Inacción de las Administraciones públicas**

Pese a que en algunas zonas existe un plan de conservación de la especie -por ejemplo, en Asturias-, la escasa vigilancia ejercida impide que este tipo de medidas sean efectivas. Esta es la principal razón por la que en algunas zonas no se reproduce pese a haberse observado parejas con comportamiento territorial (Hortas y Mouriño, 2004). En Galicia, pese a estar legalmente catalogada como "Vulnerable" desde 2007, no existe ningún seguimiento oficial de la población y ni siquiera se ha redactado el preceptivo plan de conservación.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

✔ Restricciones de acceso a las zonas de cría entre el 1 de abril y el 15-31 de julio, así como una adecuada vigilancia durante esa época.

✔ Redacción y puesta en práctica de planes de conservación de la especie o de sus hábitats en las respectivas comunidades autónomas.

✔ Campañas de divulgación a escolares durante el periodo lectivo y para la población en general, especialmente durante la época de reproducción.

✔ Seguimiento sistemático de la nidificación en todas las zonas donde se reproduce.

✔ Control del visón americano en la proximidad de las zonas de cría.

✔ Control de las poblaciones de depredadores terrestres autóctonos -zorro, tejón, jabalí- y de gaviota patiamarilla en las zonas de reproducción donde se registren efectos significativos.

✔ Regulación de actividades recreativas, así como de pesca y marisqueo, en la proximidad de las zonas de cría y en época de cría.

✔ Prohibición de construcción de infraestructuras que puedan afectar a las zonas de reproducción.

✔ Recuperación de los caudales líquidos y sólidos en el río Ebro para garantizar la sostenibilidad física de playas y marismas en el delta del Ebro.

✔ Inclusión de medidas de restauración de hábitats adecuados y específicos para esta especie en los planes de adaptación del delta del Ebro al cambio climático.

EN PELIGRO
EN [A2ce; B1; B2ab(I,II,III,IV); C1; C2a(I)]

PAÍÑO DE MADEIRA

Hydrobates castro

Ocell de tempesta de Madeira; Paíño da Madeira; Madeirako ekaitz-txoria; Painho-da-madeira; Madeiran Storm Petrel; Océanite de Castro



Autores: **Marcel Gil-Velasco, Juan Bécares, Gustavo Tejera Betancort y Clara Morey**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2018)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	NA	EN	EN

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

Actualmente, el paíño de Madeira se reproduce en varios enclaves de Canarias: archipiélago Chinijo -roque del Este, roque del Oeste, Montaña Clara y Alegranza-, costa de Timanfaya -Lanzarote-, roques de Anaga y Garachico -Tenerife- y en El Hierro, donde la colonia principal se haya en los roques de Salmor, pero se han detectado ejemplares también en la zona de Orchilla y en el Malpaís de Tamaduste. La especie también se reprodujo en la isla de Lobos, al menos hasta principios de siglo, pero los muestreos llevados a cabo recientemente no han

hallado indicios de presencia de la especie en la misma (Gil Velasco *et al*., 2020).

En estos lugares ocupa zonas de malpaís, es decir, extensiones de lava con abundancia de cavidades, tanto en forma de aglomeraciones de rocas como de grietas. También se especula con su reproducción en zonas de acantilado, aprovechando las aglomeraciones de rocas que se localizan en algunas repisas, así como en derrubios situados en la parte inferior.

En el mar, el paíño de Madeira parece mostrar predilección por bancos submarinos, como el caso de los bancos de la Concepción y Dacia -al nordeste de Lanzarote-, donde se observan concentraciones que pueden alcanzar los miles de ejemplares, provenientes no solo de Canarias sino también de las islas Salvajes.

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

Se estima que actualmente puede haber alrededor de 500 parejas en Canarias, aunque esta cifra deriva del criterio experto y no del uso de una metodología estandarizada. A lo largo de la historia se han hallado muy pocos nidos activos de la especie en el archipiélago canario, algo esperable teniendo en cuenta las dificultades para muestrear el hábitat de cría y la época en que transcurre la reproducción -fundamentalmente otoño e invierno-.

Tampoco se dispone de datos precisos sobre la tendencia de la especie en Canarias, pero los muestreos acústicos apuntan a que algunos enclaves -como Timanfaya- podrían haber experimentado un declive poblacional, mientras que la especie podría haber desaparecido por completo de la isla de Lobos o de La Graciosa.

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Teniendo en cuenta el reducido tamaño de su población, del área de distribución y los indicios de declive, se considera necesario incluir esta especie en la categoría de "En Peligro", en base a los siguientes criterios:

Criterio A2ce

A pesar de que no se cuenta con estimas de abundancia y tendencia precisas, la desaparición de algunas colonias y la disminución de otras hace pensar que el declive de la especie es muy significativo, más si cabe teniendo en cuenta que el área de distribución que se describió durante la última década del siglo pasado ya debía haber experimentado una reducción drástica **(c)** como resultado de la introducción de especies invasoras **(e)**. Así, actualmente el paíño de Madeira tan solo ocupa una pequeña porción de todo el hábitat aparentemente favorable, especialmente en islas principales donde sus amenazas no cesan y siguen reportándose episodios de depredación o deslumbramientos. Por ello, se considera que debe añadirse este criterio a la evaluación de la especie llevada a cabo en la anterior edición del *Libro Rojo*, en tanto que existen indicios suficientes de una tendencia negativa muy difícil de revertir. Así, se considera que la severidad de esta tendencia permite situar la especie en la categoría de "En Peligro" para este criterio.

Criterio B

(B1) La extensión total de la zona de cría del paíño de Madeira en Canarias no debe superar actualmente los 100 km2, por lo que la especie podría considerarse como "En Peligro Crítico" para este criterio.

(B2) Actualmente se conocen tan solo ocho colonias de la especie en el archipiélago, por lo que se considera que la población está muy fragmentada (a). Asimismo, se considera que el declive estimado afecta a todos los indicadores recogidos en el subcriterio b (i: extensión de presencia; ii: área de ocupación; iii: número de localidades o subpoblaciones; iv: número de individuos maduros).

Criterio C

El tamaño total de la población canaria no supera en ningún caso los 2.500 ejemplares maduros, por lo que se dan las condiciones para su inclusión en la categoría de "En Peligro". Además, la especie también encaja en los siguientes subcriterios:

(C1) Como se ha comentado, existen suficientes indicios para considerar que el declive poblacional es bastante significativo, especialmente en las colonias de islas principales. En concreto, se considera que podría alcanzar el 20 % en dos generaciones, por lo que encaja con los estándares de la categoría de "En Peligro".

(C2ai) Además del declive observado, también resulta preocupante el reducido tamaño de las colonias. Actualmente no se conoce ninguna colonia que supere las 100 parejas, una cifra que se encuentra por debajo del límite de 250 individuos maduros por subpoblación que marca la categoría de "En Peligro".

AMENAZAS

- **Producción de energía renovable**

Al igual que para la mayoría de aves marinas de Canarias, la instalación de aerogeneradores en el mar o en las proximidades de las colonias puede suponer una amenaza para el paíño de Madeira. En este sentido, antes de instalar plantas de producción es necesario

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Berna: Anexo II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I.	Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011): VULNERABLE. La especie fue incluida como indicador para el descriptor 1 de la Directiva Marco de la Estrategia Marina, por lo que actualmente se está monitoreando tanto su distribución como su abundancia en Canarias, además de evaluar las posibles amenazas.

AUTONÓMICAS		
CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Canarias	VULNERABLE	Ninguno

ESPACIOS DE INTERÉS

Red Natura 2000 (ZEPA): ES0000535-Banco de la Concepción, ES0000532-Espacio marino de los Islotes de Lanzarote, ES0000531-Espacio marino de la Bocayna, ES0000523-Espacio marino de la zona occidental de El Hierro), ES7020002-Roques de Salmor , ES0000103-El Hierro, ES0000042-Dunas de Corralejo e isla de Lobos, ES0000040-Islotes del norte de Lanzarote y Famara.



© PepArcos

llevar a cabo estudios de impacto enfocados a analizar la presencia, ecología y movimientos de la especie.

- **Especies invasoras**

Si bien en la actualidad apenas se reportan episodios de depredación, ello se debe a que la distribución de la especie está ya muy contraída, como consecuencia de siglos de presión por parte de gatos, ratas y ratones. Las localidades de cría en islas principales son extremadamente escasas -se conocen dos actualmente- y, a pesar de que no se dispone de una tendencia clara, estas colonias parecen estar experimentando un declive más marcado que las situadas en zonas libres de depredadores introducidos.

- **Contaminación lumínica**

De forma similar a lo que ocurre con los depredadores introducidos, hoy en día ya no se registran tantos ejemplares deslumbrados, pero ello se debe a que actualmente el área de distribución está muy restringida a zonas por lo general alejadas de núcleos urbanos, con bajos índices de contaminación lumínica. Sin embargo, año tras año todavía se recogen unos pocos ejemplares deslumbrados, indicando que esta amenaza no ha cesado.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Revisar la catalogación de la especie a escala estatal, actualmente catalogada como “Vulnerable”, y declararla “En Peligro de Extinción”.
- ✔ Elaboración y aprobación de los preceptivos planes de recuperación o conservación en Canarias.
- ✔ Gestión de las especies exóticas invasoras con impacto sobre la especie.
- ✔ Reducción de la contaminación lumínica en las zonas de interés para la especie, especialmente durante el periodo de vuelo de los pollos.
- ✔ Seguimiento regular de las colonias de cría.
- ✔ Designación de nuevas ZEPA o ampliación de las existentes para que alberguen un mayor porcentaje de la población reproductora.

EN PELIGRO
EN [A2ae; B2ab]

PAÍÑO EUROPEO

Hydrobates pelagicus



Ocell de tempesta comú; Paíño europeo; Ekaitz-txori txikia; Alma de Mestre; European storm-petrel, Océanite tempête

Autoras: **Ana Sanz-Aguilar y Paulo Lago**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2018)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	V	VU	EN

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

El paíño europeo es un ave pelágica que únicamente visita tierra para reproducirse (Warham, 1990). La mayoría de las colonias de cría se localizan en islas e islotes, siendo escasísimas las colonias encontradas en acantilados continentales (Sanz-Aguilar *et al*., 2019). Se trata siempre de lugares inaccesibles para las ratas, con las que no pueden coexistir (De León *et al*., 2006). Sus nidos se localizan en lugares oscuros: cuevas, grietas, fisuras o bajo derrubios de piedras y vegetación (Scott, 1970).

En España la subespecie atlántica cuenta con colonias en el archipiélago canario y en Galicia, Asturias, Cantabria y Euskadi en el norte peninsular, y la subespecie mediterránea en la Comunitad Valenciana, Murcia, Andalucía e islas Baleares.

El seguimiento mediante dispositivos GPS, llevado a cabo en colonias mediterráneas durante la reproducción, destaca el mar de Alborán como principal área de alimentación y los cañones de Cartagena, delta del Ebro y norte de Argelia como zonas secundarias (Rotger *et al*. ,2021; datos inéditos). Los individuos pueden recorrer hasta más de 1.000 km en un viaje de alimentación con una duración media de tres o cuatro días (Rotger *et al*., 2021). En el Atlántico, se han observado concentraciones en el golfo de Vizcaya a partir de las cuatro o cinco millas desde la costa (Bécares *et al*., 2011). Por el momento, no existen datos de la población canaria.

Tras la reproducción los individuos de las poblaciones del Atlántico Norte podrían dirigirse a las costas meridionales del continente africano, como indican algunas recuperaciones de individuos en estas zonas (Matovic *et al*., 2017; Martínez *et al*., 2019). Los individuos de las poblaciones mediterráneas -al menos los de la isla de Benidorm estudiados mediante dispositivos geolocalizadores- salen al Atlántico entre septiembre y diciembre, distribuyéndose entre las Canarias y el sur de Islandia, con concentraciones importantes en el golfo de Cádiz y aguas gallegas (Militao *et al*., 2021). Por otro lado, durante el invierno llegan a aguas españolas mediterráneas ejemplares de las poblaciones del mediterráneo central, que muestran una migración parcial (Lago *et al*., 2019).

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

Dados los hábitos hipogeos de nidificación y la inaccesibilidad de la mayoría de sus nidos o colonias reproductoras, es extremadamente difícil determinar con fiabilidad el tamaño poblacional de la especie (Sanz-Aguilar *et al*., 2010). La estima más reciente de la población europea oscila entre 430.000 y 519.999 individuos, con tendencias poblacionales desconocidas (BirdLife International, 2021). En 2004, la población española se estimó en 5.410-8.305 parejas reproductoras (Mínguez, 2004). De acuerdo con las últimas estimas, con base en seguimientos puntuales y datos históricos basados en opinión de expertos, la población española de paíño europeo se estima entre las 4.278-6.528 parejas reproductoras (Sanz-Aguilar *et al*., 2019). El taxón tiene presente en España poblaciones reproductoras de las dos subespecies descritas, *Hydrobates pelagicus pelagicus* en el Atlántico, e *Hydrobates pelagicus melitensis* en el Mediterráneo. Los principales núcleos reproductores se encuentran en Baleares; con las principales colonias localizadas en s'Espartar -Ibiza- e isla de Benidorm -Alicante-.

En cuanto a las tendencias, para la subespecie mediterránea H. p. melitensis se observan grandes variaciones anuales, con años de declive y con años de crecimiento en las diferentes poblaciones estudiadas (Sanz-Aguilar *et al*., 2019). Se dispone de datos de seguimiento numérico de parejas reproductoras para las dos colonias con un mayor número de efectivos reproductores: Benidorm (1993-2020) y s'Espartar (2014-2020) y censos intermitentes en otras colonias de menor tamaño como Mijana y Tabarca (2002-2020) en Alicante. En el caso de Benidorm el rango de variación se sitúa entre el 20 % de declive al 28 % de crecimiento anual; para s'Espartar entre el 17 % de declive y el 12 % de crecimiento anual (Sanz-Aguilar *et al*., 2019; 2020a, 2021). En s'Espartar se observa un ligero declive con un promedio del 1,6 % anual, mientras que en la isla de Benidorm la tendencia promedio es de un 1 % de crecimiento anual. Sin embargo, hay que destacar que en Benidorm se han llevado a cabo y se mantienen anualmente medidas de conservación para reducir el impacto de gaviotas depredadoras que han propiciado la estabilidad de la subpoblación (Libois *et al*., 2012; Tenan *et al*., 2014). Datos de colonias de menor tamaño muestran variaciones poblacionales más acusadas -entre un declive anual del 42 % o crecimiento del 17 % en Mitjana, y un declive anual del 39 % y un crecimiento del 53 % en Tabarca- y ambas presentan un declive en los últimos 20 años -en Mitjana declive anual promedio del 3.7 %, y en Tabarca declive anual promedio del 8.6%- (Sanz-Aguilar *et al*., 2020a).

Para la subespecie atlántica *H. p. pelagicus* apenas hay datos concretos del tamaño de población debido al difícil acceso de las colonias. En el islote de Aketx -Bizkaia- no se observa una clara tendencia en el número de capturas en red entre 1992 y 2014, sin embargo, las estimas de supervivencia adulta son

bajas (Sanz-Aguilar *et al*., 2019). En Galicia, prospecciones recientes apuntan a una clara disminución de efectivos con una reducción de alrededor de un 50 % en los últimos 30 años (Fernández de la Cigoña, 1994; París *et al*., 2019).

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se han aplicado las categorías de amenaza y sus criterios UICN para el conjunto de la población reproductora española, incluyendo ambas subespecies de paíño europeo *H. p. pelagicus* de distribución atlántica e *H. p. melitensis* de distribución mediterránea. Teniendo en cuenta las tendencias poblacionales tan variables entre colonias, mostrando tendencia al declive en la mayoría de las colonias estudiadas, las elevadas fluctuaciones de su tamaño poblacional, la limitada distribución geográfica de las colonias y el limitado número de individuos reproductores, especialmente en la mayoría de sus subpoblaciones, la población española de paíño europeo cumpliría con los criterios para ser catalogada como "En Peligro" (criterio A2ae, B2ab). Tanto la subpoblación atlántica como la mediterránea cumplirían por separado los criterios para ser catalogadas como "En Peligro" (criterio B2ab).

Criterio A2

Existe una reducción del tamaño de la población basada en los siguientes criterios:

(a) La evolución del tamaño de tres de las cuatro subpoblaciones mediterráneas para las que se disponen datos muestra un descenso promedio anual de entre el 1,6 al 8,6% (Sanz-Aguillar *et al*., 2020a, 2021). De mantenerse, supondría un declive en tres generaciones -47,1 años- superior al 50 % en dichas subpoblaciones: un -53,2 % para s'Espartar, un -83,1 % para Mitjana y un -98,3 % para Tabarca. Tan sólo la subpoblación de la isla Benidorm, donde se aplican anualmente medidas de gestión, presentaría un crecimiento estimado en un 59,8 % en tres generaciones. En Galicia, los efectivos numéricos podrían haber descendido un 50 % en los últimos 30 años (Fernández de la Cigoña, 1994; París *et al*., 2019).

(e) En el caso de la colonia de s'Espartar en Ibiza, la mayor colonia española, se ha detectado un grave efecto negativo de parásitos -garrapatas blandas (*Ornitodoros maritimus*)- en sus parámetros demográficos (Sanz-Aguilar *et al*., 2020b).

Criterios B2

La extensión de presencia estimada es mayor a 20.000 km al encontrarse distribuida por todas las aguas del Atlántico y el Mediterráneo español, sin embargo, el área de ocupación de las colonias es mucho más restringido.

El área de ocupación estimada de las colonias de la especie es menor a 500 km² al restringirse las 90 colonias conocidas en pequeños islotes -en su inmensa mayoría de menos de un km²-, y unas pocas en zonas acantiladas de la costa continental muy localizadas, por lo que cumple el criterio para ser catalogado como "En Peligro", cumpliendo además los siguientes subcriterios:

(a) La población se considera severamente fragmentada al encontrarse muy separadas entre sí las poblaciones presentes en el Mediterráneo, el archipiélago canario y las aguas del Cantábrico-Galicia.

(b) Se confirma una disminución continua, observada, inferida o proyectada en el número de individuos maduros tal y como se describe en la justificación del criterio A2.

Criterio C

Es muy probable que la población reproductora sea inferior a los 10.000 individuos maduros ya que las estimas poblacionales mínimas indicarían unos 8.500 adultos reproductores y es muy probable que las estimas máximas de unos 13.000 adultos reproductores estén sobreestimadas, como indican prospecciones recientes en algunas de las zonas de cría. Por tanto, de acuerdo con este criterio, la especie no alcanzaría el valor para ser catalogada como "En Peligro" de acuerdo con el criterio C, quedándose como "Vulnerable".

Criterio C1

Para parte de las subpoblaciones de las que se dispone de datos -s'Espartar, Mitjana, Tabarca-, si se mantienen las tendencias de los últimos años, se proyectan declives superiores al 5 % en los próximos 47,1 años.

Criterio C2

(a) (i) La mayoría de subpoblaciones -colonias de cría- cuenta con menos de 1.000 adultos reproductores. De hecho, solo dos colonias podrían superar esta cifra con las estimas más optimistas, pero en ambos casos el número de ejemplares maduros censados -no estimados- se sitúa en torno a los 500-600.

(b) Se observan fluctuaciones extremas en el número de individuos reproductores en las colonias estudiadas.

AMENAZAS

● Depredadores y especies invasoras

En las colonias de cría la introducción de las especies exóticas depredadoras es una de las mayores amenazas para el paíño europeo (Martin *et al*., 2000; Mínguez *et al*., 2003). La distribución actual de sus colonias, en zonas libres de depredadores, podría ser el resultado de la introducción histórica de especies depredadoras como las ratas y la extinción de la especie en donde aún permanecen (Martin *et al*., 2000; de León *et al*., 2006). Las ratas depredan sobre huevos, pollos y adultos impidiendo su coexistencia (Martin *et al*., 2000; de León *et al*., 2006). Otras especies exóticas en islas e islotes que depredan sobre la especie y que suponen una amenaza son los gatos asilvestrados, las culebras, e incluso los conejos (Lorenzo et Barone, 2007; Sanz-Aguilar *et al*., 2019).

Entre las especies no introducidas, nativas, destaca la depredación por parte de la gaviota patiamarilla (Oro *et al*., 2005; Sanz-Aguilar *et al*., 2009; Libois *et al*., 2012; Matovic *et al*., 2017). Esta causa de mortalidad que afecta gravemente a la supervivencia y éxito reproductor, se debe principalmente a la depredación por parte de individuos oportunistas especializados (Oro *et al*., 2005). Algunas rapaces como el halcón de Eleonor, el halcón peregrino y la lechuza común también depredan sobre el paíño europeo en algunas colonias (de León *et al*., 2007; Sanz-Aguilar *et al*., 2009).

● Contaminación

La contaminación de los mares por vertidos y mareas negras, tanto en las áreas de reproducción como en las

de invernada, puede producir mortandad o reducciones en el éxito reproductor del paíño europeo (García *et al*., 2003; Azkona *et al*., 2006). Hasta la fecha se desconocen los efectos que la ingestión de plásticos y microplásticos puedan tener sobre la especie, pero supone, sin duda, una amenaza.

La contaminación lumínica puede desorientar a los paíños, atrayéndolos a zonas habitadas (Rodríguez *et al*., 2015). Además, la contaminación lumínica en zonas de cría podría incrementar la depredación por parte de especies diurnas como las gaviotas (Oro *et al*., 2005).

Parásitos y patógenos

Los ectoparásitos pueden tener un efecto negativo en el crecimiento y supervivencia de los pollos (Merino *et al*., 1999). Evidencias recientes apuntan a que altas densidades de garrapatas blandas Ornithodoros maritimus reducen considerablemente la supervivencia de pollos e incluso de adultos (Sanz-Aguilar *et al*., 2020, 2021). Se desconoce el potencial efecto de patógenos como virus, bacterias o protozoos.

Sobreexplotación de recursos pesqueros

El paíño europeo podría verse afectado por las pesquerías debido a potenciales procesos de sobreexplotación pesquera y reducción de recursos (Hemery *et al*., 1986).

Perturbaciones y molestias humanas

Las molestias en colonias de cría pueden ocasionar una reducción del éxito reproductor, e incluso el abandono de la zona de reproducción, pero son poco habituales debido a la inaccesibilidad de sus nidos y colonias (Sanz-Aguilar *et al*., 2009).

Cambio climático

El cambio climático puede afectar al paíño europeo tanto de forma directa -a través de eventos extremos, incremento en la frecuencia de tormentas o subida del nivel del mar con la consecuente desaparición de zonas de cría- como indirecta -a través de efectos en el ecosistema marino- (Jentsch *et al*., 2007; Madeiros *et al*., 2012; Keogan *et al*., 2018; Mauck *et al*., 2018).

Reducción de descartes y materia orgánica en vertederos

Los cambios en la política de descartes y residuos -reducción/desaparición- podrían ocasionar un aumento de la depredación por gaviotas que tendrán que cambiar de hábitos de alimentación al desaparecer las fuentes predecibles que usan actualmente (Bicknell *et al*., 2013).

Energía eólica marina

La instalación de parques eólicos marinos en zonas con presencia de paíño europeo, que se encuentra en fase de planificación, supone una amenaza potencial debido a la vulnerabilidad de la especie frente a las infraestructuras marinas como son los aerogeneradores que pueden provocar mortalidad por colisión, y que también podría ser nocturna debido a la posible atracción a las luces de seguridad necesarias en estos dispositivos (Bolton, 2021; Certain *et al*., 2015)

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Berna: Anexo II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I.	Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011): Incluido.

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	Listado Andaluz de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial	Ninguno
Asturias	DE INTERÉS ESPECIAL	PM-2001
Baleares	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Canarias	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Cantabria	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Cataluña	No catalogada	Ninguno
Euskadi	RARA	PG-2006
Galicia	VULNERABLE	Ninguno
Región de Murcia	VULNERABLE	Ninguno
Comunidad Valenciana	VULNERABLE	PAC-2009

OTRAS MEDIDAS

Tras llevarse a cabo desratizaciones de islas e islotes de Baleares y Cantabria se han constatado recolonizaciones de paíño europeo en algunos de ellos (Sanz-Aguilar *et al.*, 2019). En algunas colonias se han eliminado especies como el conejo, que puede depredar y degrada su hábitat, y se han establecido protocolos de vigilancia frente a la entrada potencial de ratas o culebras.

La eliminación selectiva de gaviotas especialistas en algunas colonias ha conllevado aumentos sustanciales de la supervivencia -16 %-, el éxito reproductor -23 %- y el tamaño poblacional del paíño (Sanz-Aguilar *et al.*, 2009; Tenan *et al.*, 2014).

En algunas colonias -Alicante, Galicia- se han instalado cajas nido. Cuando los nidos se encuentran en zonas expuestas se reducen las probabilidades de depredación, aumentando tanto la supervivencia adulta como el éxito reproductor, y además se reducen las interacciones intra e interespecíficas, así como el daño a huevos por pequeñas piedras (Libois *et al.*, 2012).



© Richard Crossley [CC BY-SA 3.0] Wikimedia Commons

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Desarrollo de medidas de bioseguridad para evitar la entrada de especies invasoras a islas e islotes y erradicación de estas si están establecidas o llegan a establecerse.
- ✔ Control de depredadores -individuos especialistas de gaviota patiamarilla- en situaciones puntuales.
- ✔ Estudio de sus áreas de alimentación e invernada.
- ✔ Seguimiento de la evolución de la población y estudio de las causas del declive.
- ✔ Limitación o prohibición del desarrollo de infraestructuras -por ejemplo, eólicas marinas- en las zonas más sensibles para la especie.
- ✔ Limitación de acceso a las zonas de cría.
- ✔ Instalación de cajas nido para incremento o mejora del hábitat de nidificación y reducción de la depredación donde sea necesario.
- ✔ Designación de nuevas IBA o ampliación de las existentes, para que alberguen un mayor porcentaje de las áreas de alimentación e invernada de la especie.

EN PELIGRO
EN [A3cde]

PARDELA CENICIENTA MEDITERRÁNEA



Calonectris diomedea

Baldriga cendrosa mediterrània; Pardela cincenta mediterránea;
Gabai arre mediterraniar; Cagarra mediterrânea; Scopoli's Shearwater; Puffin de Scopoli

Autor: **José Manuel Reyes-González**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2018)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	NA	EN	EN

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

La especie es endémica como reproductora del mar Mediterráneo. En España, nidifica en las islas Baleares, islas Chafarinas y diversos islotes del Levante ibérico. El conocimiento sobre la distribución y movimientos de la población española se ha incrementado en los últimos años (Reyes-González *et al*., 2017). Está presente en el Mediterráneo durante la época reproductora, cuando los individuos realizan amplios desplazamientos por el Mediterráneo occidental y el mar de Alborán para encontrar alimento, teniendo preferencia por zonas de plataforma y talud continental, aunque también pueden alimentarse en aguas oceánicas. Al terminar el período de reproducción, la totalidad de la población migra hacia el océano Atlántico para invernar en las costas de África, desde Marruecos hasta Namibia (González-Solís *et al*., 2007).

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

Todos los trabajos publicados hasta la fecha apuntan a un preocupante declive poblacional, debido sobre todo a una alta mortalidad por captura accidental en palangres pesqueros (Genovart *et al*., 2018; Sanz-Aguilar *et al*., 2016). En el oeste del Mediterráneo, esta especie presenta la mayor tasa de capturas accidentales: alrededor del 28 % del total de la mortalidad en aves marinas causada por artes de pesca corresponden a la pardela cenicienta mediterránea (Genovart *et al*., 2018). Además, esta mortalidad está sesgada hacia los machos, probablemente debido a una mayor querencia a asociarse con barcos, lo que puede desequilibrar la razón de sexos en la población (Cortés *et al*., 2018; Reyes-González *et al*., 2021). También se ha comprobado que el impacto de las capturas accidentales es diferente según la colonia de origen, dado que existe cierta segregación en las áreas utilizadas para alimentarse en función de la colonia de origen de los individuos (Genovart *et al*., 2018; Reyes-González *et al*., 2017). El análisis de viabilidad poblacional a partir de datos del islote de Pantaleu (Mallorca), una colonia de cría monitorizada desde el año 2001, indica una alta mortalidad de los ejemplares nacidos en la ella (Sanz-Aguilar *et al*., 2016). Los modelos poblacionales para esta colonia indican un descenso anual del 10 % en los adultos, que conduciría a la desaparición del núcleo reproductor si esta mortalidad no fuese compensada. El efecto rescate producido por la inmigración e incorporación de ejemplares reproductores nacidos en otras colonias de mayor entidad del Mediterráneo (como Zembra, en la costa de Túnez, con 113.720-176.750 parejas; Defos Du Rau *et al*., 2015), es probablemente la causa de la aparente estabilidad de las colonias monitorizadas: sin esta inmigración las colonias de cría en España desaparecerían en poco más de una década (Sanz-Aguilar *et al*., 2016).

La estima más reciente del tamaño poblacional para la población de pardela cenicienta que se reproduce en el Mediterráneo español apuntaba un número inferior a las 10.000 parejas reproductoras, con una clara tendencia regresiva (Carboneras, 2004). Sin embargo, no existen estimas actualizadas de tamaño poblacional para el conjunto de España. Desde entonces, se han realizado o actualizado estimas poblacionales para algunos núcleos reproductores en los que se han desarrollado análisis de tendencia poblacional.

Islas Baleares. La última estima global para el archipiélago, poco precisa, apunta una horquilla de entre 1.800 y 7.000 parejas (Carboneras, 2004). Existen estimas para la mayoría de los núcleos reproductores, aunque con diferente grado de fiabilidad. En Formentera, las colonias reproductoras localizadas en el islote de S´Espardell y Punta Prima, islote de Malví Gros, La Mola, y el cabo de Barbaria, sumarían alrededor de 100 parejas reproductoras (85-105) (Arcos *et al*., 2009). Los islotes de Poniente, en Ibiza, albergan unas 150-275 parejas (Arcos *et al*., 2009). El islote de Pantaleu en Mallorca cuenta con una población censada de 200 parejas. En el archipiélago de Cabrera, al sur de Mallorca, se estimaron 410-455 parejas (López-Jurado *et al*., 1993), mientras que en 2008 se estimaron 356 parejas (Arcos *et al*., 2009). En 2011 la estima pasó a 125 nidos ocupados, según la última información disponible (Mas y Muntaner, 2015), indicando una clara tendencia regresiva para la serie temporal analizada. En dos de los islotes de Cabrera, Na Pobra y Na Foradada, se estimaron 178 parejas (Arcos *et al*., 2009), mientras que, en una estima más reciente, de 2015, se estimaron 39 parejas reproductoras (Reyes González *et al*., 2018). La mayor colonia continuaría siendo la localizada en los acantilados del norte de Menorca, en el núcleo reproductivo de cala Morell, con una población estimada de 1.000-6.000 parejas reproductoras (Arcos *et al*., 2009).

Islas Columbretes. La última estima, de 2004, indicaba 63 parejas reproductoras (Arcos *et al*., 2009)

Islas Chafarinas. Se estiman 624-780 parejas. Gracias a la aplicación de medidas para la desratización, el éxito reproductor aumentó en este núcleo reproductor (Igual *et al*., 2006). Trabajos recientes apuntan también al impacto que las capturas accidentales en artes de pesca podrían estar teniendo sobre la dinámica poblacional de esta colonia, al reducir la supervivencia tanto adulta como juvenil, y con ello las tasas de reclutamiento (Afán *et al*., 2019).

Islotes de Murcia y Almería. Las estimas más recientes (2008) indicaban 67-123 parejas reproductoras en el islote de Palomas (Murcia). En el islote de Terreros (Almería), estudios genéticos revelaron que la mayoría de los ejemplares reproductores pertenecían a la especia atlántica, *C. borealis* (Gómez-Díaz *et al*., 2006) y no a C. diomedea; en cualquier caso, la estima más reciente para este pequeño núcleo reproductor es de 30-35 parejas (Arcos *et al*., 2009).

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se han aplicado las categorías de amenaza y sus criterios UICN para el conjunto de la población reproductora española analizándola como una única unidad regional.

Aunque el conocimiento de las tendencias poblacionales y las causas de la regresión han mejorado, la implementación de medidas de mitigación para disminuir la tasa de capturas accidentales en artes de pesca continúa sin ser obligatoria. Su uso es todavía escaso y en la mayoría de los casos experimental, voluntario y muy localizado en aguas del Mediterráneo español. Las tendencias poblacionales registradas en aquellos núcleos reproductores para los que existen datos, sumado a la extensión geográfica donde se dan determinadas prácticas pesqueras que suponen la principal causa de mortalidad de la especie, apuntan a una posible desaparición de muchas colonias a corto plazo (menos de tres generaciones). Dado que las causas de amenaza no han desaparecido, y la tendencia poblacional continúa siendo regresiva, se considera que la población española de pardela cenicienta en el Mediterráneo cumple con los criterios para mantener su catalogación como “En Peligro”, A3cde.

AMENAZAS

● Captura accidental en artes de pesca

La muerte accidental de aves en artes de pesca, especialmente la debida a la actividad pesquera con palangre, parece ser su principal causa de mortalidad no natural (Sánchez y Belda, 2003; Cooper *et al*., 2003; Cortés *et al*., 2017). En torno a las Islas Columbretes se cifraron entre 650 y casi 3.000 aves muertas por artes de pesca, de las cuales un 66 % fueron pardelas cenicientas mediterráneas, la mayoría adultos, con el consecuente fracaso reproductor de las parejas afectadas (Belda y Sánchez, 2001). Otros trabajos también citan la captura de pardelas cenicientas en aguas del Mediterráneo español (Valeiras y Camiñas, 2003; García-Barcelona *et al*., 2010a, 2010b; Laneri *et al*., 2010). Algunos autores sugieren una tasa de capturas accidentales relativamente baja para esta especie en palangres de la flota industrial que opera en el Mediterráneo español: tras 10 años de muestreo (2000-2009), un estudio registró tan sólo 80 aves capturadas en 30 operaciones de pesca (Báez *et al*., 2014). Sin embargo, investigaciones más recientes indican que en el Mediterráneo occidental las mayores tasas de captura accidental son causadas por el palangre utilizado por la flota artesanal, fundamentalmente palangrillo y palangre de fondo (Cortés *et al*., 2017a). Además, los mismos autores indican que el arte de pesca

y el cebo utilizado, el momento del día en que se cala la línea y la distancia a las colonias de cría son factores que influyen de manera drástica sobre la tasa de capturas accidentales. Los episodios con capturas accidentales suelen ser esporádicos, lo que hace difícil registrar este tipo de eventos, pero que implican a menudo la captura masiva de multitud de ejemplares (desde decenas hasta más de mil ejemplares en una única operación de pesca). Los mismos autores encontraron una tasa promedio de 0,58 aves capturadas por cada 1.000 anzuelos (IC 95 %: 0,13-1,37), lo que supone entre 274 y 2.198 aves capturadas anualmente en palangres de fondo en el Mediterráneo occidental, si bien estas cifras incluyen también a la pardela balear (*Puffinus mauretanicus*) y a la pardela mediterránea (*Puffinus yelkouan*) (Cortés *et al*., 2017). Para el caso específico de la pardela cenicienta mediterránea, los resultados indican una media de 683 ejemplares podrían estar muriendo cada año. Como especie longeva y con un único pollo por pareja y año, la mortalidad de aves en edad reproductora puede provocar graves declives en un corto período de tiempo, análogos a los detectados en la pardela balear (Genovart *et al*., 2016). Un estudio a largo plazo llevado a cabo en el islote de Pantaleu (Mallorca) encontró una elevada tasa de mortalidad adulta, que se estaría amortiguando gracias a la llegada natural e incorporación al contingente reproductor de aves procedentes de colonias de gran entidad localizadas en la orilla sur del Mediterráneo (Sanz-Aguilar *et al*., 2016).

Sobrepesca

Un problema derivado de la intensificación pesquera es la sobrepesca. Aunque aún no se ha encontrado evidencia de este efecto sobre la pardela cenicienta, se ha comprobado para diferentes especies y en distintos escenarios, incluidas regiones donde inverna la pardela cenicienta mediterránea, el impacto de la sobrepesca sobre la dinámica poblacional de las comunidades de aves marinas, al suponer una competencia directa y reducir la cantidad de alimento disponible (Grémillet *et al*., 2018; Rodríguez *et al*., 2019).

Depredadores introducidos

La introducción, ya sea accidental o intencionada, de depredadores asociados a asentamientos humanos como gatos asilvestrados (*Felis catus*), ratas (*Rattus sp.*) y ratones (*Mus musculus* y *Apodemus sylvaticus*) en las islas e islotes donde cría esta pardela y otras especies de aves marinas, puede provocar la desaparición completa de núcleos reproductivos (Carboneras, 2004; Traveset *et al*., 2009). Otras especies de hábitos excavadores, como el conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus*), que también son frecuentemente introducidos en islas e islotes, compiten particularmente con especies como la pardela cenicienta por el uso de pequeños túneles y galerías como madrigueras (Carboneras, 2004). Si bien la especie es capaz de soportar cierto nivel de depredación por gatos y ratas, una vez que estos depredadores colonizan una isla o islote el éxito reproductor de las colonias de *C. diomedea* suele disminuir de forma notable (Thibault, 1995; Martín *et al*., 2000; Ruffino *et al*., 2009; Igual *et al*., 2007). En varios casos se ha constatado la desaparición de la especie como reproductora en determinados islotes debido a la acción de estos depredadores, como en el pequeño islote L'Imperial, en el archipiélago de Cabrera (Amengual y Aguilar, 1998).

Urbanización litoral

Como consecuencia de la intensificación del uso del litoral (Coll *et al*., 2011) y de la urbanización acelerada del

litoral Ibérico desde los años 60 del pasado siglo XX, la pardela cenicienta mediterránea ha sufrido una progresiva reducción de lugares apropiados en los que puedan establecerse núcleos reproductivos y se han reducido el número de colonias. La intensificación de los usos turísticos suele aparejar un aumento de la frecuentación, con todos los problemas asociados, como molestias, introducción de depredadores asociados al hombre, etc.

Deslumbramientos

La iluminación artificial desorienta a los volantones y los atrae hacia tierra, donde pueden chocar con edificios, ser atropellados, o ser atacados por perros y gatos. Durante el periodo 1999-2013 fueron rescatados en Baleares un total de 304 volantones pertenecientes a tres especies: pardela cenicienta mediterránea, pardela balear y paíño común (*Hydrobates pelagicus*), con una tasa de mortalidad del 8,5 %. El conjunto de volantones recogidos supondría, según las estimas más actuales, entre el 0,13 % y el 0,56 % de los volantones nacidos anualmente en el archipiélago balear (Rodríguez *et al*., 2015).

Cambio Climático

Aunque el impacto del cambio climático es todavía escasamente desconocido sobre la pardela cenicienta mediterránea, estudios recientes con la pardela cenicienta atlántica indican un posible impacto negativo del aumento generalizado de la temperatura del mar, que conduciría a una menor supervivencia en las zonas de invernada (Ramos *et al*., 2012). Las conexiones no están claras, pero es previsible que el calentamiento progresivo de los océanos provoque cambios en la abundancia y distribución de las presas de las que se alimenta esta especie.

Contaminación y vertidos

La posibilidad siempre existente de vertidos de hidrocarburos es una amenaza constante para las aves marinas. La totalidad de la población de pardela cenicienta mediterránea sobrevuela dos veces al año el estrecho de Gibraltar en su migración entre el mar Mediterráneo y el océano Atlántico (Ramos, 2019). Dada la elevada densidad de tráfico marítimo que concentra el Estrecho, un accidente en un momento desafortunado podría tener consecuencias negativas para la especie.

Por otro lado, se sabe que es una consumidora habitual de plásticos y desperdicios flotantes. En un estudio que analizó el contenido estomacal en aves muertas en palangres de pesca, encontraron un promedio de 15 fragmentos en el estómago de cada ejemplar analizado. Estos fragmentos tenían una media de 3,4 mm de longitud (Codina-García *et al*., 2013). El 94 % de los ejemplares analizados, todos adultos, contenía plásticos en el estómago. Dicha acumulación en el estómago puede provocar efectos negativos como la muerte por obstrucción directa o provocando efectos subletales (Layers *et al*., 2019; Puskic *et al*., 2019). Este problema también se da durante la época de cría, cuando puede interferir además en el desarrollo de los pollos. Cuando los adultos ceban a los pollos pueden transferir fragmentos plásticos (Rodríguez *et al*., 2012).

La especie es susceptible a la bioacumulación de contaminantes presentes en el medio marino. Estudios que analizaron varias especies encontraron mayores niveles de mercurio, hexaclorobenceno, DDE y PCBs en pardelas cenicientas que en el resto (Renzoni *et al*.,



©Pep-Arcos

1986). También se ha encontrado que la cantidad de compuestos organoclorados, y de per- y polifluoroalquilos, en la sangre de pardelas cenicientas mediterráneas es mayor que en las pardelas cenicientas del Atlántico (*C. borealis*) (Roscales *et al*., 2010; Escoruela *et al*., 2018).

● **Caza ilegal**

Tradicionalmente se ha venido capturando para el consumo humano y usarlas como cebo, pero estas prácticas parecen haber desaparecido de las islas Baleares (Carboneras, 2004).

● **Desarrollo energético y eólico**

Es previsible que la expansión del sector energético en el medio marino, con la incipiente instalación de parques eólicos marinos, afecte a las poblaciones de la especie si no se toman las medidas necesarias (Furness *et al*, 2013). Dado que la pardela cenicienta mediterránea utiliza especialmente como áreas de alimentación las zonas sobre la plataforma continental o de talud, precisamente donde este tipo de instalaciones de producción de energía suelen disponerse, se hace necesaria una planificación espacial marina que identifique las áreas de menor impacto para la ubicaciónde estas nuevas infraestructuras.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

✔ Sustitución paulatina o adaptación de los palangres por artes y técnicas de pesca para reducir la captura accidental y mortalidad. El calado nocturno se ha demostrado hasta la fecha como el método más efectivo a aplicar por la flota pesquera artesanal para reducir las capturas accidentales sin comprometer un volumen de capturas que asegure la rentabilidad para la pesca (Cortés y González-Solís, 2018).

✔ Capacitación al sector pesquero para el manejo de aves capturadas en palangre y su posterior liberación o traslado a centros de recuperación de fauna.

✔ Coordinación en el calendario laboral de las flotas de arrastre y palangre. Las pardelas cenicientas tienden a acercarse a los palangreros cuando los arrastreros no pueden operar, aumentando el riesgo de capturas (Báez *et al*., 2014; Soriano-Redondo *et al*., 2016). La actividad de la flota de palangre artesanal e industrial deberían coordinar su calendario de actividad con la flota arrastrera.

✔ Veda de pesca en la proximidad de colonias de cría durante el periodo reproductor de la especie, dado que en las aguas cercanas a las colonias se dan elevadas tasas de captura (Cortés *et al*., 2018).

✔ Control de depredadores introducidos en islas e islotes. A pesar de su elevado coste, las medidas de control de depredadores introducidos se han demostrado altamente eficientes. En las islas Chafarinas, donde había una elevada densidad de ratas, las tareas de desratización fueron paralelas a un aumento en la productividad de la colonia de pardela cenicienta.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Berna: Anexo II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I.	Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011): VULNERABLE. La especie fue incluida como indicador para el descriptor 1 de la Directiva Marco de la Estrategia Marina, por lo que actualmente se está monitoreando tanto su distribución como su abundancia en Canarias, además de evaluar las posibles amenazas.

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	VULNERABLE	Ninguno
Baleares	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Canarias	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Cataluña	No catalogada	Ninguno
Región de Murcia	VULNERABLE	Ninguno
Comunidad Valenciana	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Resolución de 21 de abril de 2009, del conseller de Medio Ambiente, Agua, Urbanismo y Vivienda por la que se aprueba el Plan de acción para la conservación de las aves marinas de la Comunitat Valenciana.

OTRAS MEDIDAS

En 2013, fue declarada Ave del Año por SEO/BirdLife para llamar la atención de la sociedad sobre los problemas de conservación de las aves marinas y del medio marino. La declaración del conjunto de Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA) en el medio marino, por parte del Gobierno de España en 2014 (Orden AAA/1260/2014, de 9 de julio), supuso un importante avance para la conservación de la especie. La designación de estos espacios protegidos vino precedida de un intenso trabajo de investigación en el marco del proyecto LIFE Indemares, en el cual la pardela cenicienta mediterránea fue una de las especies más estudiadas (Arcos et al., 2009). Si bien la declaración como ZEPA de gran parte de las aguas que rodean las colonias de cría y de otras importantes zonas de alimentación en mar abierto debería redundar de forma positiva en la especie, aún es necesario el diseño e implementación de planes de gestión de estos espacios protegidos que pongan en marcha acciones de conservación que frenen el declive de las poblaciones.

ESPACIOS DE INTERÉS

Red Natura 2000: ES0000508-Espacio marino de Tabarca-Cabo de Palos, ES0000510-Plataforma-talud marinos del Cabo de la Nao, ES0000512-Espacio marino del Delta de l'Ebre-Illes Columbretes, ES0000513-Espacio marino del Baix Llobregat-Garraf, ES0000514-Espacio marino de l'Empordà, ES0000516-Espacio marino del poniente y norte de Ibiza, ES0000518-Espacio marino del sur de Mallorca y Cabrera, ES0000519-Espacio marino del poniente de Mallorca, ES0000520-Espacio marino del norte de Mallorca, ES0000521-Espacio marino del norte y oeste de Menorca, ES0000522-Espacio marino del sureste de Menorca.

- ✔ Monitorización del máximo número posible de núcleos reproductores para mejorar el conocimiento sobre el estado y la tendencia poblacional global.
- ✔ Legislación en el ámbito de la planificación espacial marina para la prohibición o aplazamiento cautelar en el desarrollo de infraestructuras de producción de energía eólica marina en las zonas más sensibles para la especie, especialmente en sus hábitats de alimentación y en proximidades de sus zonas de reproducción.
- ✔ Elaboración y aprobación de los planes de gestión de ZEPA marinas que incorporen medidas de gestión y conservación para la especie.

EN PELIGRO
EN [B2ab; D]

PERDIZ MORUNA

Alectoris barbara



Perdiud'Àfrica o de Barbaria; Perdiz moura; Eperafrikarra; Perdiz-mourisca; Barbarypartridge; Perdrixgambra

Autores: **José Navarrete Pérez, Miguel Ángel Guirado Cajal y Francisco J. Pérez Ruiz**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2016)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	NA	NE	EN

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

La distribución en España de este endemismo norteafricano se restringe de manera natural a los territorios de las ciudades autónomas de Ceuta y Melilla, aunque se puede encontrar de manera abundante en las islas Canarias y residualmente en Gibraltar. Tanto en Ceuta como en Melilla habita, en general, en ambientes áridos o semiáridos, donde la vegetación se restringe a una orla arbustiva de escaso porte y dispersa, sobre suelos pedregosos de zonas abiertas.

En la ciudad de Ceuta, la perdiz moruna está presente en 8 de sus 20 km² de superficie, ocupando principalmente el campo exterior de Ceuta, en la zona occidental que confluye con la zona fronteriza con Marruecos. En esta zona se alternan superficies de matorral con superficies de bosque mediterráneo, y enclaves con pinos y eucaliptos repoblados. La perdiz moruna en Ceuta se comporta como una especie residente y sedentaria (Jiménez y Navarrete, 2001), aunque se producen intercambios con la población de Marruecos de la que formaría parte. Dentro de los territorios históricos para la especie hay que destacar el monte Hacho, situado en la parte oriental como una pequeña península que se encuentra aislada, rodeada por el mar en su mayor parte y por el casco urbano en el istmo. En

este montese supone que, en siglos pasados, hubo una importante población de perdiz moruna, pero a causa de la sobreexplotación cinegética y debido al grado de aislamiento del enclave, sin posibilidades de contactos con el resto de la población, no pudo ser recolonizado hasta la fecha por la especie.

En el territorio de Melilla la perdiz moruna está presente en 6 de los 12 km² de superficie de la ciudad autónoma. Estas zonas corresponden a la periferia de la ciudad -zona de campo del Polígono del Sepe, pista de Carros, campo de Motocross, barranco del Nano- así como algunos puntos de la zona de acantilados del norte de la localidad: ZEC ES6320001 Aguadú, playa Nueva y campo de tiro militar. Parte de la periferia de su pequeña área de distribución se encuentra entre los pasos fronterizos de Benienzar y del Barrio Chino. El otro espacio protegido con presencia de la especie estaría situado en la ZEC ES6320002 Barranco del Nano.

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

Se considera que en España las únicas poblaciones nativas de esta especie son las que habitan en los territorios autónomos de Ceuta y Melilla (Lorenzo y Matí, 2003), y que en estas localidades los núcleos poblacionales de perdiz moruna son sedentarios y reproductores. Por tanto, la evaluación del estado de conservación de esta especie, así como de cualquier otro parámetro, se realizará atendiendo únicamente a estas poblaciones silvestres y autóctonas, ya que tanto la población de las islas Canarias como la del Campo de Gibraltar se consideran introducidas (Barono y Emerson, 2007).

En el año 1981 la estima de la población conjunta para las ciudades de Ceuta y Melilla fue de 50 parejas de perdiz moruna (Parslow y Everett, 1981). Posteriormente, Lorenzo y Martí (2003) estiman que la población reproductora de esta especie es también de unas 50 parejas entre ambas ciudades autónomas. Durante el periodo 2007-2010 la estima para Ceuta fue de entre 20-25 parejas (Barone y Lorenzo, 2012), siendo cuantificada como escasa en el año 2016 (Navarrete, 2016). Actualmente no se considera que haya variado significativamente la abundancia de la especie. En Melilla, se estima que la población actual podría estar formada por entre 50 y 60 parejas (Pérez Ruiz, com. pers.) ya que parece que ha habido un ligero aumento poblacional debido a la ausencia de presión cinegética en el territorio autónomo de Melilla, así como a la protección de algunos espacios donde habita esta especie.

Por tanto, el conjunto de la población española de esta especie estaría formado por entre 70 y 85 parejas reproductoras, dividido en dos núcleos poblacionales -Ceuta y Melilla)- lo que equivaldría a unos 140-170 individuos, con una tendencia poblacional estable o incluso ligeramente ascendente en el caso de la subpoblación melillense.

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

No cumple ningún criterio de reducción del tamaño poblacional en la actualidad, pero hay que poner de manifiesto que de continuar la presión cinegética a la que está sometida la escueta población ceutí y si siguen realizándose sueltas de perdices de granja para el citado aprovechamiento cinegético, con la consecuente erosión y perdida de variabilidad genética, la población podría sufrir una significativa reducción del tamaño poblacional en el futuro. Y de hecho, si no existiera cierto flujo poblacional entre la población marroquí de perdiz moruna y las poblaciones de Ceuta o Melilla, puede que estas ya se hubieran extinguido. Por otra parte, el

aumento de zonas urbanizables de la ciudad autónoma de Melilla, en detrimento de los hábitats naturales donde habita esta especie, crean incertidumbre sobre el futuro de la subpoblación que habita en Melilla.

Debido al escaso número de individuos maduros y a su escasa o fragmentada área de distribución, la perdiz moruna cumpliría criterios para estar catalogada como "En Peligro" de acuerdo con los criterios B y D.

Criterio B

Presenta un área de ocupación severamente fragmentada, con tan solo dos localidades, menor de 500 km^2, y con una disminución evidente de la calidad del hábitat, por lo que podría cumplir los criterios B2ab, como para ser catalogada como "En Peligro".

Criterio D

Al tratarse de una población muy pequeña y restringida, con menos de 250 individuos maduros, cumpliría el Criterio D, como para ser catalogada como "En Peligro".

AMENAZAS

- **Caza, reintroducciones cinegéticas e hibridación**

En Ceuta es una especie cinegética cuya caza está autorizada. Anualmente se conceden unas 150 licencias de caza con posibilidad de cazar esta especie (Consejería de Medio Ambiente y Servicios Urbanos Ciudad Ceuta, 2020), para una población madura de unas 50 aves, por lo que se está autorizando un número de licencias que triplica al número de aves, con el consiguiente riesgo de la posibilidad de extinción de la especie en una sola temporada. A esto se une el hecho de la suelta con fines cinegéticos de ejemplares de perdiz moruna procedentes de granjas, con el consiguiente riesgo de transmisión de enfermedades o de contaminación genética a la población autóctona. Existe un grave riesgo de que la población silvestre pueda ser sustituida progresivamente por las aves procedentes de granjas, y se produzca un rápido proceso de hibridación.

- **Expolio de nidos**

La excesiva afluencia de visitantes y la facilidad de localización de los nidos de esta especie en los escasos reductos donde habita ha propiciado que se produzcan frecuentes expolios de nidos en Melilla. Esto, unido a la falta de vigilancia en la zona, podría provocar una grave pérdida de productividad para las escasas parejas reproductoras de la perdiz moruna.

- **Pastoreo descontrolado**

Tanto en Ceuta como en Melilla hay un número indeterminado de cabezas de ganado ovino y caprino que pasta sin control administrativo ni aparente regulación en amplias zonas donde habita la perdiz moruna, produciendo graves daños a la escasa vegetación autóctona de la zona y destruyendo el hábitat apropiado para la especie.

- **Desarrollo de infraestructuras y atropellos**

Las zonas que ocupa la perdiz moruna son atravesadas por numerosas carreteras y pistas donde la circulación de los vehículos a motor supone un grave riesgo para la especie, debido a que provocan la muerte de perdices por atropello. A esto hay que sumar la pérdida de calidad de hábitats de estos enclaves y el efecto barrera que provocan este tipo de infraestructuras.



© Luba Shushpanova- Shutterstock

Perturbaciones y molestias humanas

La elevada densidad de población de los territorios de Ceuta y Melilla, donde se concentran miles de personas en unas pocas decenas de kilómetros cuadrados de superficie, supone una presión de actividades humanas en ocasiones insostenible para la fauna silvestre. La continua presencia de personas y el uso intensivo que se realiza de los espacios naturales provoca frecuentes molestias en los territorios de cría de la especie. Estos hechos, unido a que algunas de las actividades que se realizan carecen de regulación y son muy impactantes -motocross, senderismo masivo y descontrolado-, podrían provocar el abandono de las parejas reproductoras de sus áreas de cría.

Desarrollo urbanístico

En las zonas periféricas del área de distribución de la perdiz moruna en Melilla, entre los pasos fronterizos de Benienzar y Barrio Chino, además de haber una gran presión humana, hay previsiones para el desarrollo urbanístico de infraestructuras deportivas, lo que supondría la destrucción de algunas de las últimas zonas donde se reproduce la especie.

Incendios

En la última década se han producido tres grandes incendios y varios fuegos menores que han calcinado una parte importante del entorno natural de Ceuta -unas 1.500 ha- afectando gravemente al único espacio protegido designado como ZEPA ES6310001 Benzú-Calamocarro. Esto ha supuesto una importante pérdida de la superficie donde habitaba la especie.

Destrucción y alteración de su hábitat

La proliferación de vertederos descontrolados, con acumulación de escombros, basura y electrodomésticos usados está causando una importante alteración del hábitat de esta especie. Esta destrucción de la cubierta vegetal a causa de los depósitos de basura y estériles provoca, a su vez, la contaminación del suelo y la proliferación de especies exóticas invasoras de carácter primocolonizador que sustituyen paulatinamente a la vegetación autóctona.

Inacción de las Administraciones públicas

Parte del territorio que ocupa la perdiz moruna en Ceuta se encuentra dentro de la ZEPA ES6310001 Benzú-Calamocarro. Este espacio protegido no cuenta con ningún instrumento de gestión, ni vigilancia, ni medidas que aseguren su conservación real o que lo doten de medios para desarrollar actuaciones de conservación para salvaguardar los valores ambientales por lo que fue declarado como espacio protegido, salvo una reserva de caza dentro de los límites de la ZEPA. En Melilla, las Administraciones no han declarado ningún espacio protegido para garantizar la conservación de esta u otras especies. Teniendo en cuenta lo exiguo de las poblaciones españolas de perdiz moruna y su delicado estado de conservación, tanto las autoridades regionales como estatales deberían haber incluido a esta especie en los preceptivos catálogos de protección de especies, desarrollar planes de actuación para recuperar sus poblaciones y prohibir su caza antes de que se extinga.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Revisar la catalogación de protección legal de la especie a escala estatal y regional. Actualmente, la perdiz moruna no cuenta con protección e incluso está en la lista de especies cinegéticas de Ceuta. Es necesario incluirla en el Catálogo Español de Especies Amenazadas, y poner en marcha los preceptivos planes de actuación regionales.
- ✔ Prohibición de su caza en todos los territorios donde cuente con poblaciones autóctonas y el cese inmediato de las sueltas de perdices morunas de granja con fines cinegéticos.
- ✔ Declarar espacios protegidos en aquellos lugares importantes para la conservación de la especie, así como sus instrumentos de gestión, que incluyan medidas específicas para la conservación de la especie: ZEPA ES6310001 Benzú-Calamocarro (Ceuta). Declaración como IBA y ZEPA de las ZEC de Melilla ES6320001 y ES6320002.
- ✔ Seguimiento específico de la especie con censos periódicos que permitan estudiar la evolución de sus poblaciones.
- ✔ Restauración de los hábitats degradados o incendiados donde habita.
- ✔ Regulación del pastoreo, restringiéndolo a aquellas zonas donde no afecte a la viabilidad de la especie, o prohibiéndolo en las zonas más sensibles.
- ✔ Instalación de pasos de fauna o conectores de paisaje en aquellas zonas del territorio con presencia de la especie, que estén atravesadas por infraestructuras viales, así como colocación de señalética advirtiendo de su presencia para reducir los atropellos.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Berna: Anexo III. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexos I, II y III.	No existen medidas de conservación a nivel estatal

AUTONÓMICAS		
CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES Y PROGRAMAS
Andalucía	No catalogada	Introducida
Canarias	Cinegética	Introducida
Ceuta	Cinegética	No existen medidas de conservación a nivel regional
Melilla	No catalogada	No existen medidas de conservación a nivel regional

ESPACIOS DE INTERÉS

Red Natura 2000: ES6310001 Benzú-Calamocarro (Ceuta), ES6320001 Zona marítimo terrestre de los acantilados de Aguadú (Melilla) y ES6320002 Barranco del Nano (Melilla).
IBA: 247-Ceuta.

EN PELIGRO
EN [B1; C1]

PETREL DE BULWER

Bulweria bulwerii



Petrell de Bulwer; Pardela de Bulwer; Bulwer petrela; Alma-negra-de-bulwer; Bulwer's petrel; Pétrel de Bulwer

Autores: **Airam Rodríguez, Beneharo Rodríguez y Marta Cruz-Flores**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2018)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	V	EN	EN

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

Está distribuido en todas las islas Canarias principales, aunque sus colonias más densas se encuentren en roques marinos libres depredadores introducidos como gatos y ratas. Para nidificar utiliza huecos bajo piedras, grietas o cuevas. Tras la reproducción -de finales de agosto a septiembre- abandona las aguas canarias para visitar la zona del Atlántico central o el Atlántico sur (Rodríguez *et al*., 2013; Ramos *et al*., 2015; Cruz-Flores *et al*., 2019). Como ave marina pelágica y migratoria, el área de distribución es muy grande (Cruz-Flores *et al*., 2018; Cruz-Flores *et al*., 2019). Durante el periodo reproductivo, lleva a cabo vuelos de alimentación en aguas oceánicas en torno a las Canarias, aunque puede realizar vuelos de 1.800 km hasta las aguas próximas a las islas Azores (Cruz-Flores *et al*., 2019).

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

La dificultad para encontrar sus nidos y sus hábitos de cría -actividad nocturna y nidificación bajo tierra- hacen muy difícil su estudio, sobre todo en las islas principales de Canarias. Teniendo en cuenta estas restricciones y la escasa información existente, los datos aislados sugieren un declive poblacional con base en los siguientes datos:

- En el marco del proyecto LuMinAves, se visitaron las colonias conocidas en la isla de Tenerife. Para algunas colonias el número de nidos detectados fue inferior al estimado hace más de 30 años (Hernández *et al*., 1990). Considerando solamente aquellos roques de pequeño tamaño donde el esfuerzo de muestreo puede considerarse similar entre los dos censos, la reducción es del 40 % en tres décadas.

- Estabilización en el número de pollos deslumbrados. El número de jóvenes deslumbrados anualmente por la contaminación lumínica parece mantenerse estable en Tenerife (Rodríguez *et al*., 2012). Sin embargo, el esfuerzo de rescate no ha permanecido constante durante los años. Por un lado, la contaminación lumínica se ha incrementado, tanto en extensión como en intensidad. Por otro, la concienciación ambiental podría haber aumentado con los años en el archipiélago. Así pues, esta tendencia estable en el número de aves rescatadas anualmente no implica que la población sea estable, pues toda tendencia que no incremente el número de aves rescatadas debe tomarse como un declive poblacional o un bajo éxito reproductor continuado en el tiempo (Rodríguez *et al*., 2012).

Los mismos hábitos de la especie que hacen difícil conocer su tendencia poblacional dificultan la estimación del tamaño poblacional. Además, no se ha realizado un esfuerzo de campo razonable -dados sus hábitos- para censar el taxón. Según las estimaciones más recientes de cada una de las islas, la población canaria se sitúa alrededor de las 1.083 a 1.183 parejas reproductoras -. Sin embargo, varias evidencias sugieren que esta cifra podría ser una estima a la baja. Por un lado, el número de parejas estimadas para las colonias contiguas a las Áreas de Importancia para las Aves (IBA) marinas alcanza las 1.023 parejas, pese a no incluir todas las colonias conocidas (Arcos *et al*., 2009). En segundo lugar, gracias al proyecto LuMinAves, se ha realizado un mayor esfuerzo de prospección en la isla de Tenerife, el principal bastión de la población canaria según dichas estimaciones. Esto ha permitido encontrar nuevas colonias y un mayor número de nidos que en estimas previas en algunas de las colonias ya conocidas, probablemente debido a este mayor esfuerzo. Durante dicho proyecto se han detectado 332 nidos (datos propios), lo que hace que se calcule la población de Tenerife en un número mucho mayor a las estimaciones previas superiores de 400 parejas (Hernández *et al*., 1990; Martín et Lorenzo, 2001). Y en tercer lugar, de los 64 pollos anillados en su nido durante los años 2017-2019 en Tenerife y sus roques, no se ha producido ninguna recaptura entre los 90 pollos rescatados por el centro de recuperación de fauna silvestre de La Tahonilla -del Cabildo de Tenerife- en el mismo periodo, lo cual sugiere que la población en esta isla es mucho mayor de lo estimado.

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se han aplicado las categorías de amenaza y sus criterios UICN para el conjunto de la población reproductora, analizándola como una única unidad. Debido al declive poblacional de la especie y a lo restringido de su área de distribución, la población española de petrel de Bulwer debe ser catalogada como “En Peligro”, de acuerdo con los siguientes criterios:

Criterio B1

Presenta un área de reproducción muy reducida pues aunque su distribución geográfica es muy amplia en cuanto a su extensión, el área de ocupación de sus colonias reproductoras en el contexto estatal está muy restringida. Las principales colonias se encuentran en

roques marinos e islotes, cuya área es muy inferior a los 500 km² y se evidencia una aparente disminución en el número de individuos maduros, con lo que cumpliría el Criterio B2b(v), pero no parece que cumpla los criterios y subcriterios de ser una población severamente fragmentada ni que sufra fluctuaciones extremas.

No obstante, el hecho de que la extensión de presencia de la especie en el archipiélago canario no supere los 5.000 km², hace que también se le pueda catalogar como "En Peligro" de acuerdo con el Criterio B1.

Criterio C1

El número de individuos maduros es inferior a 2.500 ejemplares y se estima que se ha producido una disminución continua de más del 20 % en dos generaciones -47,8 años, siendo el tiempo de generación de 23,9 años-, por lo que cumple con los criterios para ser evaluada como "En Peligro" según este criterio.

AMENAZAS

- **Depredación por animales introducidos**

La depredación por animales introducidos determina mayormente su distribución y la densidad de nidos, y es su principal problema de conservación (Hernández *et al*., 1990). Por un lado, las ratas pueden depredar sobre huevos y pollos, y posiblemente también sobre adultos. Los gatos depredan sobre pollos y adultos. Estas dos especies introducidas relegan las principales colonias de petrel de Bulwer a lugares libres de ellos, como roques o islotes (Rodríguez *et al*., 2021). Por último, el reciente crecimiento y asentamiento de las poblaciones de hurón (Mustela putorius furo) y de culebra real de California (*Lampropeltis californiae*) en algunas islas supone una amenaza potencialmente grave dado el carácter depredador de ambas especies (Medina y Martín, 2010; Gallo y Mateo, 2020).

- **Contaminación lumínica**

La luz artificial nocturna de pueblos y ciudades causa mortalidad directa de ejemplares jóvenes. Durante los primeros vuelos, los petreles se dirigen desde sus nidos hacia el mar. En ese camino encuentran las luces y se ven forzadas a aterrizar (Rodríguez *et al*., 2017). Si sobreviven al primer impacto luego se enfrentan a atropellos (Tejera *et al*., 2018), depredación por especies introducidas, enganches o simplemente no encuentran su camino hacia el mar. Gracias a la colaboración ciudadana y al cuidado veterinario en los centros de rehabilitación de fauna silvestre, esta fuente de mortalidad consigue minimizarse y se liberan alrededor del 88 % de las aves ingresadas (Rodríguez y Rodríguez, 2009). Sin embargo, existe una fracción desconocida de los individuos que caen y nunca son rescatados, por lo que la mortalidad puede ser mayor de lo estimado. El número de jóvenes que se rescata anualmente parece mantenerse relativamente estable en Tenerife con alrededor de 30 pollos rescatados anualmente (Rodríguez *et al*., 2012). Para el resto de las islas, la información está bastante fragmentada y no existe un registro a largo plazo.

- **Mortalidad por tendidos eléctricos o aerogeneradores**

Se ha constatado la mortalidad en tendidos eléctricos y telefónicos, y bajo aerogeneradores por las colisiones contra las aspas (Siverio *et al*., 2005; Lorenzo y Ginovés, 2007; García del Rey y Rodríguez-Lorenzo, 2011; Gómez-Catasús *et al*., 2021; Lorenzo, 2017; datos propios). También en vallas de sujeción contra desprendimientos en acantilados (datos propios). El incremento

de parques eólicos, terrestres y marinos contribuirá a incrementar las bajas por colisiones, de ahí que los estudios al respecto sean necesarios.

Competencia con otras especies nativas

La abundante pardela cenicienta atlántica (*Calonectris borealis*) podría competir por los lugares de nidificación, causando incluso la muerte de adultos como ocurre en islas Azores (Ramos *et al*., 1997; Bried y Bourgeois, 2005). La proliferación de la paloma bravía (*Columba livia*) supone una amenaza para las parejas reproductoras de algunos roques marinos, donde las amenazas anteriormente citadas tienen menor incidencia. Las palomas compiten por los nidos desplazando a las parejas reproductoras, lo que podría ser grave en roques pequeños con un número limitado de lugares de nidificación. Estas mismas palomas podrían transmitir enfermedades o parásitos, y la acumulación de sus excrementos puede afectar a la vegetación y, por tanto, al hábitat de cría (Rodríguez *et al*., 2021).



© Juan Bécares

Depredación por especies nativas

Diversas especies nativas pueden depredar sobre el petrel de Bulwer con consecuencias negativas para aquellas colonias de pequeño tamaño. Se ha constatado la depredación por parte de busardo (*Buteo buteo*), lechuza (*Tyto alba*), búho chico (*Asio otus*), cuervo (*Corvus corax*), gaviota argéntea (*Larus michahellis*), halcón de Eleonora (*Falco eleonorae*) y musaraña canaria (*Crocidura canariensis*) (De León *et al*., 2007; Lorenzo, 2007; Cruz-Flores *et al*., 2019).

Destrucción del hábitat de nidificación

La gran densidad de la población humana en las islas principales hace que se requiera de grandes extensiones para su desarrollo. La expansión de zonas urbanas y turísticas -que tiene lugar principalmente en zonas costeras- ha destruido gran extensión del hábitat de nidificación original. Además, las infraestructuras -por ejemplo, carreteras, puentes, tendidos eléctricos o antenas- y las perturbaciones asociadas -contaminación lumínica, otras molestias por tránsito humano o por el paseo de mascotas- hacen que el radio de afección se extienda más allá del perímetro de las zonas urbanas.

Caza ilegal

La caza ilegal no es actualmente una causa generalizada de mortalidad, pero la especie fue capturada para su consumo por los isleños y para ser usada como cebo de pesca (Hernández *et al*., 1990; Martín y Lorenzo, 2001). En la actualidad, algunos nidos accesibles pueden ser descubiertos, modificados o destruidos por perros de caza, como ya ha ocurrido en Tenerife (datos propios).

Otras amenazas no cuantificadas

Aunque sus amenazas en el mar no son bien conocidas debido a su carácter pelágico, al menos, las siguientes amenazas que se mencionan podrían estar afectándole. La contaminación por plásticos y su ingesta podría bloquear su tracto digestivo, causar úlceras o transmitir contaminantes químicos desde los plásticos a los tejidos de las aves. De hecho, se ha constatado

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Berna: Anexo II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I.	Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011): Incluida.

AUTONÓMICAS		
CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Canarias	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno

OTRAS MEDIDAS

- Puesta en marcha de un plan de monitorización de aves marinas en Canarias para la evaluación del estado de conservación de sus poblaciones. Estudio de distribución, abundancia y parámetros reproductores del petrel de Bulwer (*Bulweria bulwerii*) y pardela cenicienta (*Calonectris diomedea*) en Canarias. Gobierno de Canarias.
- Rescate y liberación de los ejemplares deslumbrados por la contaminación lumínica a través de los centros de rehabilitación de fauna silvestre de los cabildos de las distintas islas.
- Censo y distribución en la isla de Tenerife, y mapas de siniestralidad por contaminación lumínica en toda Canarias. Proyecto Interreg LuMinAves, SEO/BirdLife.

ESPACIOS DE INTERÉS

Red Natura 2000 (ZEPA): ES0000095-Tigaiga, ES0000106-Teno, ES0000107-Montes y Cumbres de Tenerife, ES0000109-Anaga, ES0000343-Acantilados de Santo Domingo, ES0000344-Roque de La Playa, ES0000345-Rasca y Guaza, ES7020066-Roque de Garachico, ES0000040-Islotes del Norte de Lanzarote y Famara, ES0000100-La Geria, ES0000141-Parque Nacional de Timanfaya, ES0000350-Llanos de la Corona y Tegala Grande, ES0000351-Llanos de la Mareta y Cantil del Rubicón, ES0000043-Caldera de Taburiente, ES0000114-Cumbres y acantilados del norte de La Palma, ES0000339-Roques de Garafía, ES0000340-Roque Negro, ES0000105-Acantilados de Alajeró, ES0000103-El Hierro, ES0000104-Gorreta y Salmor, ES0000042-Dunas de Corralejo, ES0000348-Costa del Norte de Fuerteventura, ES0000349-Vallebrón y valles de Fimapaire y Fenimoy, ES0000099-Los Ajaches, ES0000338-Acantilados de Las Traviesas, ES0000341-Los Órganos, ES0000342-Costa de Majona, El Águila y Avalo, ES0000039-Jandía, ES0000097-Betancuria, ES0000101-Lajares, Esquinzo y Costa del Jarubio

IBA Terrestres: IBA 328-Riscos de Famara, IBA 327-Archipiélago Chinijo, IBA 335-Llanos de las Maretas - Hoya de la Yegua, IBA 333-El Mojón, IBA 341-Macizo de Pozo Negro - Vigán, IBA 342-Macizo de Tarajalejo, IBA 344-Península de Jandía, IBA 345-Jable del Itsmo de Jandía, IBA 366-Isla de Lobos, IBA 471-Montaña El Cardón-Jable de Bigocho, IBA 346-Bc. de Ajuy-Betancuria, IBA 348-Playa del Castillo-Costa de Esquinzo y Tebeto-Puertito de Los Molinos, IBA356-Roques de Anaga, IBA361-Roque de La Playa, IBA 363-Ladera de Tigaiga, IBA 364-Acantilados de Santo Domingo y Roque de Garachico, IBA 367-Acantilado de Los Gigantes, IBA 373-Malpaís de Rasca-Montaña de Guaza - Llano de las Mesas, IBA 374-Costa de Majona, IBA 377-Costa de Vallehermoso, IBA 378-Costa Meridional de La Gomera, IBA379-Monteverde de La Palma, IBA 384-El Roque, IBA 388-Monteverde de Frontera, IBA 390-La Dehesa, IBA 391-Bahía de Naos - Hoya de Tacorón, IBA395-Costa y Aguas de Mogán - La Aldea.

IBA Marinas: ES389-Costa occidental de El Hierro, ES387-Roques de Salmor, ES381-Aguas y acantilados del norta de La Palma, ES400-Aguas de La Gomera-Teno, ES401-Estrecho de la Bocaina, ES364-Acantilados de Santo Domingo y Roque de Garachico, ES361-Roque de La Playa, ES356-Roques de Anaga, ES395-Costa y aguas de Mogan, ES327-Los islotes de Lanzarote.

su ingesta desde 1978-1981 en petreles de Bulwer de Hawaii (Harrison *et al*., 1983). La contaminación por hidrocarburos podría causar la muerte de los ejemplares al perderse las propiedades aislantes del plumaje (Matcott *et al*., 2019). Ninguna de estas amenazas ha sido estudiada en la población canaria, por lo que su impacto es desconocido.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Actualización de su categoría en los catálogos estatal y autonómico de especies amenazadas, así como la aprobación y ejecución de los correspondientes planes de recuperación -si así fuera necesario-.

- ✔ Desarrollo de un plan de seguimiento de la evolución de la población y estudio de las causas del declive.

- ✔ Control de depredadores introducidos en las colonias de cría mediante zonas de exclusión de depredadores con la instalación de vallas. Dichas zonas deberían ser monitorizadas regularmente para controlar y erradicar los depredadores que pudieran recolonizarlas. También la erradicación de especies introducidas en los roques e islotes en caso de introducción de los depredadores.

- ✔ Reducción de la contaminación lumínica. La iluminación artificial debería minimizarse, al menos, durante la época de emancipación de los pollos -desde mediados de septiembre a principios de octubre- en las áreas limítrofes a las colonias. Esto se debería hacer apagando los puntos de luz innecesarios, apantallando las luminarias, reduciendo la intensidad luminosa y usando luces monocromáticas.

- ✔ Soterramiento o apantallamiento de las líneas aéreas. Con la intención de reducir las colisiones, los tendidos eléctricos y telefónicos podrían ser soterrados, alternativamente podrían ser apantallados con vegetación a los lados del tendido, obligando a las aves a sobrevolar el tendido y reducir colisiones.

- ✔ Estudio del impacto de los parques eólicos sobre la especie para una mejor planificación de la ubicación de los nuevos parques, así como para la regulación de los actuales.

- ✔ Instalación de cajas nido que impida la competencia con pardelas cenicientas y palomas bravías en roques libres de predadores. Esta acción, además de proporcionar nidos seguros para la nidificación, ayudaría a monitorizar la población a largo plazo.

EN PELIGRO
EN [D]

PICO DORSIBLANCO

Dendrocopos leucotos lilfordi



Picot garser dorsblanc; Picapau de dorso branco; Okil gibelnabarra;
Pica-pau-de-dorso-branco; White-backed Woodpecker; Pic à dos blanc o pic de lilfordi

Autoras: **Susana Cárcamo y Miguel Mari Elósegui**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2020)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	NE	VU	EN

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

Población peninsular

En Navarra la especie ocupa hayedos, tanto puros como mezclados con abetos u otras frondosas, en ocasiones con pequeños parches de repoblaciones de varias especies de coníferas o frondosas. Los bosquetes utilizados se sitúan habitualmente en laderas de fuerte pendiente donde por razones climáticas, morfológicas o de dificultad de acceso, se han mantenido las características adecuadas para sus requerimientos de hábitat.

En su gran mayoría, se reproduce dentro de espacios de la Red Natura 2000 desde Larra-Aztaparreta, Roncesvalles-Selva de Irati, el margen meridional de la Zona Especial de Conservación (ZEC) de Alduides (Quinto Real), ZEC de Belate y el Parque Natural del Señorío de Bértiz.

La práctica totalidad de la población española se sitúa en Navarra junto con un pequeño núcleo en el vecino valle de Ansó, en Huesca. Navarra cuenta con dos núcleos poblacionales principales, el bosque de Irati y Quinto Real -que juntos suponen el 70 % del total de la vertiente española-. Las mayores densidades se han localizado en Irati -siendo de 0,57 parejas/100 ha- (Campion, 1998) y en Quinto Real -de 0.30 y 0.34 parejas/100 ha- (Cárcamo, 2003; Fernández, 1997), densidades similares a las del Pirineo francés (Grangé, 2015). Las primeras observaciones fuera de esos núcleos centrales comen-

zaron a finales de los años 90: al noroeste en el Parque Natural de Bértiz, y al oeste en Belate. En el año 2010 se confirmó la presencia estable en Bértiz de al menos de un par de parejas. En años sucesivos, se han ido recopilando observaciones de especialistas al oeste de los núcleos clásicos. Así, en 2015, el Departamento de Medio Ambiente del Gobierno de Navarra pone en marcha un estudio específico y confirma entre 20 y 24 parejas reproductoras (Cárcamo, 2016) que son monitorizadas periódicamente por dicha Administración.

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

La población de pico dorsiblanco (*Dendrocopos leucotos lilfordi*) para la vertiente norte del Pirineo –Francia-, se estima entre 400-500 parejas (Grangé, 2015), mientras que para la vertiente sur -en el Pirineo español- está estimada en unas 100 parejas, de las que aproximadamente el 98 % se localizan en Navarra, con un único territorio de cría confirmado hasta la fecha, con posibilidades de llegar a dos o tres parejas, en el valle de Ansó -Huesca-. Esta pequeña representación de la especie en Huesca, que en los años 80 contabilizaba en este valle entre tres y cuatro parejas (Fernández, 1994), se encuentra conectada con la población navarra, por lo que el mantenimiento de la conectividad en esta zona es de gran importancia para la supervivencia de este pequeño núcleo poblacional aragonés (Dir. Gral. Medio Natural y Gestión Forestal del Gobierno de Aragón, com. pers., inédito).

Hasta mediados de los años noventa, la especie se encontraba desde Larra a Quinto real y el Señorío de Bértiz, con algunos núcleos reproductores cercanos al Puerto de Belate, siguiendo un patrón agregado y concentrándose en los rodales forestales más maduros (Fernández, 1994). Se calculaban entonces unas 75 parejas acantonadas principalmente en zonas de difícil acceso. Recientes muestreos específicos realizados por primera vez entre 2015-2016 confirman que la especie se encuentra más al oeste de lo esperado, con un aumento de su área de distribución del 50 % y unas 24 parejas reproductoras que se añaden al cómputo total (Cárcamo, 2016). Las 100 parejas, estimadas actualmente, son monitorizadas periódicamente por el Departamento de Medio Ambiente del Gobierno de Navarra, comprobándose que la ocupación de estas masas forestales es continua en el tiempo y que los núcleos poblacionales navarros puedan continuar albergando a la especie.

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se trata del pícido más amenazado del Estado (Campión y Senosiain, 2003). En el anterior *Libro Rojo de las Aves de España*, debido a su pequeña población, había sido catalogado como “Vulnerable” sin conocerse aun exactamente su tamaño poblacional ni su tendencia (Campión y Senosiain, 2004).

La población pirenaica y más concretamente los núcleos reproductores navarros del oeste, representan el límite suroeste mundial de su distribución, que en el resto de Europa llega a Italia, Grecia, antigua Yugoslavia, norte de Turquía y Cáucaso. Presentan principalmente tendencias poblacionales estables salvo en Albania, Turquía, Croacia, Azerbaiján y Bosnia, cuya tendencia poblacional está en disminución, y Rusia y Georgia donde aún no se ha confirmado definitivamente su presencia (Grangé, 2020).

Recientes estudios basados en análisis mitocondrial, métodos de delimitación molecular de especies, análisis de flujo de genes y diferencias en los patrones de adultos o juveniles indican que la subespecie *lilfordi*



© Yanina Maggiotto

puede clasificarse como especie filogenéticamente válida (Pons *et al*., 2020) diferenciada de *Dendrocopos leucotos*, por lo tanto, su categoría de amenaza deberá ser revisada.

Para el conjunto de la población reproductora española, analizándola como una unidad regional única, a pesar de que dicha población se encuentra interconectada con la población de la vertiente norte del Pirineo francés (Grangé, 2015; Cárcamo, 2016), se han aplicado las categorías y criterios de amenaza de la UICN.

Aunque no hay censos específicos de la especie, el seguimiento periódico llevado a cabo en Navarra, permite establecer que, a pesar de su pequeño tamaño poblacional, presenta una tendencia estable, por lo que no es posible aplicar los criterios que tienen en cuenta la reducción del tamaño poblacional (A).

Atendiendo a su distribución, tampoco parece que se esté produciendo una reducción del área de ocupación de la especie, por lo que tampoco cumpliría este criterio (B).

Debido a su pequeño tamaño poblacional podría cumplir el criterio C, ya que su población estatal ronda los 200 individuos maduros, pero sin embargo no hay datos que indiquen que la población está disminuyendo, por lo que tampoco cumpliría la condicionalidad para estar adscrita a esta categoría.

Criterio D

Para poblaciones muy pequeñas o restringidas, como es el caso, el criterio D establece que cuando el número de individuos maduros es inferior a 250, la especie debe catalogarse como “En Peligro”, criterio que cumple el pico dorsiblanco actualmente.

AMENAZAS

Pérdida de hábitat

Su principal amenaza es la pérdida de hábitat, ya que ocupa parcelas de bosque que se encuentran en algunos de los turnos de corta dentro de la fase de explotación que corresponda, siguiendo un modelo de gestión forestal clásica (Cárcamo, 2006). En este sentido, se vienen realizando en Navarra en los últimos años una serie de cortas en zonas coincidentes con la especie, que siguen unos criterios especiales de conservación. De este modo, una gestión forestal compatible con la especie y con unos objetivos de conservación dirigidos a mantener ciertas condiciones de naturalidad en los bosques es posible y, además, no supone una pérdida de rentabilidad, sino un cambio hacia una gestión más específica y basada en el conocimiento del uso del hábitat (Cárcamo, 2019).

Uno de los factores clave para la especie es la presencia de madera muerta y árboles viejos o añosos que generan ramas rotas y dañadas en donde se dan estos procesos de naturalidad, tan necesarios no solo para el pico dorsiblanco sino para un gran número de especies relacionadas con estas condiciones de naturalidad. Este criterio ya se está teniendo en cuenta en los planes de ordenación forestal.

Baja disponibilidad de recursos tróficos

En cuanto al uso de espacio, recientes estudios realizados en el marco del Proyecto HABIOS, (*Proyecto Interreg POCTEFA EFA079/15 HABIOS "Preservar y ges-*

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS		ESTATALES
Convenio de Berna: Anexo II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I.		Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011): EN PELIGRO DE EXTINCIÓN.
AUTONÓMICAS		
CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES Y PROGRAMAS
Aragón	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	No tiene plan de recuperación aprobado, pero el pico dorsiblanco ha sido una de las especies objetivo del proyecto HABIOS (Programa financiado por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional, 2014-2020) centrado en mejorar el conocimiento de avifauna bioindicadora de los Pirineos. En concreto, con el pico dorsiblanco se ha trabajado en el estudio del uso de hábitat y distribución de la especie, realizando un seguimiento, por primera vez, con emisores GPS y como conclusión del proyecto se ha publicado un manual de buenas prácticas en relación con la gestión forestal (Campion, 2021).
Navarra	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	No tiene plan de recuperación aprobado, pero cuenta con el documento "Directrices de gestión para zonas con pico dorsiblanco" (2016) y se están aplicando medidas de conservación en los Planes de Ordenación Forestal y en ZEC (Red Natura 2000) para mejorar la capacidad de acogida del hábitat para el pico dorsiblanco y el picamaderos negro.

tionar los hábitats de la avifauna bioindicadora de los Pirineos" muestran unos rangos de movimiento durante la época reproductora, mayores que lo recogido en la bibliografía para datos de la especie nominal (Campion, 2020). Esta elevada movilidad de los individuos territoriales puede ser un indicador de una baja disponibilidad de recursos. En este sentido, la productividad obtenida para Navarra -número de pollos por pareja- es una de las más bajas de toda Europa y está muy relacionada con un bajo ritmo de cebas, lo que se asocia a hábitats con escaso número de recursos tróficos (Cárcamo, 2019). En este sentido, la cantidad de madera muerta y de árboles dañados es un factor clave en la calidad del hábitat (Carlson, 1998, Gorman, 2004).

- **Cambio climático**

Está aún por estudiar cómo podría afectarle a la especie el cambio climático y sus posibles repercusiones en cuanto a la disponibilidad de alimento y fenología de la reproducción. Es de destacar, que la especie tiene una reproducción temprana para poder adaptar la eclosión de su puesta a los ciclos biológicos de sus presas en bosques con condiciones climáticas muy adversas.

- **Tendencia previsible**

Haciendo una retrospectiva en cuanto al uso de los montes en épocas anteriores a la guerra civil, podemos imaginar un bosque carboneado en el que quedaban sin tocar pequeños rodales aislados y de difícil acceso. El abandono de esta actividad provoca una modificación paulatina en la estructura forestal ya que el carboneo empleaba todo tipo de árboles y todo tipo de grosores, incluidos los dañados o muertos. Además, cambios relativamente recientes en los usos forestales relacionados con factores demográficos, económicos y sociales van permitiendo que la existencia de madera muerta deje de ser un valor raro y escaso, provocando una estructura forestal más favorable para la especie. Podemos suponer, que, de mantenerse esta tendencia, los núcleos poblacionales navarros puedan continuar albergando la especie. Pero la baja tasa de productividad que presenta en sus territorios actuales puede estar indicando unas condiciones subóptimas en ciertos rodales donde habita, ya que tanto el éxito reproductivo como la densidad de población presentan uno de los valores más bajos de Europa (Schwendtner *et al*., 2014).

- **Falta de estrategias de conservación y planes de recuperación**

Es necesario elaborar y aprobar una Estrategia para la de Conservación del pico dorsiblanco a nivel estatal que contemple la aplicación de medidas específicas para su protección y conservación, así como los preceptivos planes de recuperación en las comunidades autónomas donde está presente, especialmente en Navarra, donde además sería necesario identificar las áreas críticas para la especie y donde serán de aplicación medidas específicas de conservación como las que ya se están llevando a cabo, dotándolas de seguridad jurídica y una delimitación geográfica definida.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Desde el año 2016 el Departamento de Medio Ambiente de Gobierno de Navarra trabaja con el documento *Directrices de gestión para zonas con pico dorsiblanco* específico para planificar cortas en zonas coincidentes con la especie, y además realiza periódicamente cursos de formación a su personal técnico.

- ✔ De cara a una gestión responsable y con el objetivo de mantener la capacidad de acogida para la especie a escala forestal, es necesario planificar las actuaciones pensando que utiliza áreas de 250 a 300 ha (Campion, 2021). Además, según los análisis realizados para el grupo de montes de Quinto Real, los territorios de pico dorsiblanco se sitúan en masas con más de 30 ha de bosque maduro (Garmendia, 2006). Teniendo en cuenta que todos los bosques que ocupa la especie -excepto los situados en las reservas naturales- están sujetos a explotación forestal, es necesaria una planificación en todas las fases de explotación.

Algunas de las medidas más idóneas para compatibilizar la conservación de la especie con la gestión y el mantenimiento de la estructura forestal (Cárcamo *et al*., 2019, 2020) son:

- ✔ Realizar cortas en rodales pequeños.
- ✔ Alargar el turno de corta a través de "bosquetes de envejecimiento" o "bosquetes de senescencia en los que se identifican una serie de rodales o parches que quedan libres de cortas.
- ✔ No sacar pies extramaduros: aquellos que tienen diámetros superiores a los 60 cm y que normalmente no reúnen unas características adecuadas maderables -ya que normalmente empiezan a estar huecos o presentan corazón rojo, lo que reduce su valor económico-.
- ✔ Dejar *in situ* toda la madera muerta que genera la dinámica natural del hayedo en todas sus fases de corta. Durante los aprovechamientos, tener especial cuidado en no derribar los "snags", es decir, los árboles en gran parte dañados o muertos que quedan en pie.
- ✔ En caso de ser necesario -por recomendación de un estudio específico-, se puede plantear el anillado de ciertos pies arbóreos para generar madera muerta en pie y planificarla de cara a conseguir al menos 8 m^3/ha de madera muerta en pie a lo largo de varios años.
- ✔ Realización de un seguimiento de la especie y censos específicos, así como estudios sobre la disponibilidad de recursos tróficos y de aprovechamiento del hábitat.
- ✔ Por último, sería necesario aprobar los preceptivos planes de recuperación, de acuerdo a su categoría legal de protección, para delimitar las áreas críticas para la especie y desarrollar las adecuadas medidas de conservación vinculadas al cumplimiento del plan.

EN PELIGRO
(Invernante)
EN [A2b]

CASI AMENAZADA
(Reproductora)
NT

PORRÓN EUROPEO

Aythya ferina



Morell cap roig; Parrulo chupón europeo; Murgilari arrunta; Zarro-comum; Common pochard; Fuligule milouin

Autores: **Roberto González y Blas Molina**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2019)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
VU	VU	VU	NA	NE	EN

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

Se trata de una especie monotípica de amplia distribución paleártica tanto en temporada de reproducción como en invierno. Sus poblaciones, abundantes, se extienden prácticamente por toda Europa hasta Asia central y occidental (González y Pérez-Aranda, 2011). La población reproductora se extiende desde Europa occidental hasta el centro-sur de Siberia y norte de China (Carboneras y Kirwan, 2014). Durante el invierno aparece distribuida por las regiones de Europa noroccidental y occidental, el Mediterráneo oriental, el Mar Negro y el Mar Caspio, así como en Turquía, Oriente Medio y tan al sur como el África subsahariana (Hagemeijer y Blair, 1997, Carboneras y Kirwan, 2014). La expansión desde Asia central hacia el oeste tuvo lugar en el siglo XIX, aparentemente como resultado del secado de las áreas de reproducción en aquel territorio y facilitada por la creciente disponibilidad de humedales artificiales adecuados (Burguess y Hirons, 1992). En España la población reproductora está ampliamente distribuida, salvo en Canarias, donde su presencia es invernal y muy escasa, y falta igualmente en Ceuta y Melilla

(Palomino y Molina, 2009). Las regiones hidrográficas más importantes para las poblaciones reproductoras son las del Guadalquivir e internas andaluzas, Guadiana y Tajo (Palomino y Molina, 2009). El área de distribución invernal en España, más repartido que en la época reproductora (Coronado, 1973; Corbacho, 2003) es extremadamente amplia, aunque existen grandes zonas del interior donde su presencia es prácticamente nula (Lekuona, 2012). En los censos de aves acuáticas invernantes la especie se ha detectado en 1.063 humedales en el periodo 1991-2016, con el 90 % de la población dispersa en un total de 197 humedales. La tendencia en el número de zonas húmedas donde aparece anualmente es negativa, con un descenso cercano al 10 % en el número de humedales para el periodo 1991-2016. Las poblaciones invernantes se concentran mayoritariamente en las demarcaciones hidrográficas del Ebro, internas catalanas y el Tajo, que en el periodo 1990-2009 acogieron el 50 % de la población invernante (González et Pérez-Aranda, 2011). Esta distribución invernal se corresponde con la de una especie que utiliza una amplia tipología de humedales, desde embalses en el interior, hasta estuarios y bahías en la costa. En época reproductora requiere de humedales con más vegetación perilagunar y de protección, siendo menos exigente en invierno. Como anátida esencialmente buceadora que es, muestra mayor querencia por humedales de cierta profundidad (Lekuona, 2012), y con aguas eutróficas o neutras (Carboneras *et al*., 2020). Las mayores abundancias invernales para el periodo 1991-2016 se dan en las grandes zonas húmedas costeras -Doñana, delta del Ebro o la albufera de Valencia-, así como otros humedales de interior de cierta profundidad -características que se dan mayoritariamente en humedales artificiales como embalses, pantanos y graveras: El Hondo, embalse de Buendía, graveras de El Porcal, etc.-.

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

En 2003 se estimaron más de 5.000 parejas reproductoras (Corbacho, 2003). En el último censo estatal de la población reproductora se observaron cerca de 3.300 aves, muy repartidas entre 157 humedales, que permitieron realizar una estima poblacional media de unos 16.600 porrones europeos presentes en España durante el periodo potencialmente adecuado para su reproducción (Palomino y Molina, 2009). El área de ocupación estimada en 2018 fue de 83.400 km², correspondiente a poco más del 5 % del territorio estatal (SEO/BirdLife, 2021). La tendencia de ocupación de cuadrículas entre los dos últimos Atlas de aves reproductoras, de 2014-2018 respecto a 1998-2002, presenta un incremento del 60 % en el número de cuadrículas.

Durante la invernada, la población española puede considerarse muy abundante con una media de 29.222 ejemplares según los censos de aves acuáticas invernantes para el periodo 1990-2009, que sitúa a la especie entre las aves acuáticas invernantes más abundantes de España (González et Pérez-Aranda, 2011), y muy dispersa: 221 humedales concentraron el 90 % de los ejemplares invernantes en ese mismo periodo (González y Pérez-Aranda, 2011). Para el periodo de invernada 1991-2016, que es el correspondiente aproximado a las tres generaciones poblacionales -criterio utilizado por la UICN para evaluar las categorías de amenaza-, el promedio de la población invernante alcanzó los 26.000 ejemplares, con un mínimo de 12.431 en 2015 y un máximo de 61.213 en 1992. La especie ha sufrido un declive moderado con una reducción del 57 % en el periodo 1991-2016, con elevados porcentajes de reducción en algunos de los humedales más importantes para su invernada: delta del Ebro (80 %), albufera de Valencia (60 %) o el pantano del El Hondo (50 %).

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

El análisis de las categorías de amenaza de la UICN y sus criterios de evaluación se han aplicado tanto para la población reproductora como para la invernante, ambas como unidades regionales únicas.

En relación con la población reproductora, en el anterior *Libro Rojo de las Aves de España* (Madroño *et al*., 2004) figuró como "No Evaluado". El último Atlas de aves reproductoras estimaba una cifra superior a las 5.000 parejas reproductoras (Corvacho, 2003). Por su parte, los resultados del último censo estatal de la especie presentados en 2009 (Palomino y Molina, 2009) estimaron 16.600 ejemplares de media, valores que quedan fuera de los umbrales poblacionales para cumplir con los criterios de población muy pequeña y restringida (D). Igualmente, quedaría fuera de la categoría C sobre pequeño tamaño de la población unido a disminución, al superar los 10.000 individuos maduros en época reproductora y al haberse detectado, para el periodo 2014-2018, una ampliación en su área de ocupación en época reproductora superior al 60 % respecto al periodo 1998-2002 (SEO/BirdLife, 2021). Si bien la información más actualizada ofrece un número de ejemplares maduros no muy alejado de los 10.000 individuos, el hecho de que el número de cuadrículas en las que se confirma la reproducción de forma segura ha disminuido un 25 % (SEO/BirdLife, 2021), y una evolución poblacional europea y mundial aparentemente negativas, con una disminución rápida y global de sus poblaciones por la que fue incluida como "Vulnerable" en la Lista Roja de las Aves de Europa (BirdLife International, 2015, 2021), y viene a sugerir necesaria la consideración de la población en época reproductora como "Casi Amenazada".

Criterio A2

En relación con la población invernante y de acuerdo con el periodo que le corresponde por aproximación a las tres generaciones poblacionales -criterio utilizado por la UICN para evaluar las categorías de amenaza-, presenta una tendencia de declive moderado (1991-2016) calculado mediante el programa estadístico 'TRIM' (Trends for Indices and Monitoring data), con una reducción en ese periodo del 57 % de la población invernante. Tendencia negativa que ya se había detectado previamente para el periodo 1991-2010, cuyo índice de cambio se situaba en -55 % (Lekuona, 2012), así como gracias al programa de seguimiento de acuáticas de SEO/BirdLife (Molina, 2018). Para el periodo más corto y reciente (2000-2016) el declive se mantiene como moderado -menos del 39 %- con una evolución media interanual de -3,1 %. El descenso poblacional es especialmente fuerte comparando la primera década del presente siglo con los años noventa -menos del 40 %-, época en la que más de 20 humedales importantes para la especie pierden más del 70 % de su población invernante, especialmente en humedales de Castilla-La Mancha, Andalucía y Madrid. Aunque el caso más extremo se presenta en la laguna de Gallocanta -Aragón-, con invernada de la especie hasta principios de los años noventa de hasta 38.960 ejemplares -dato de 1992- y la posterior desaparición de la especie a partir de 1994. La población invernante estatal mantuvo su declive en la última década del periodo analizado -entre 1991 y 2016-, aunque con menor intensidad. Así, de acuerdo con las tendencias poblaciones observadas en el periodo indicativo para evaluar la categoría de amenaza, con una reducción del 57 % de la población invernante entre 1991-2016, la población invernante supera el rango considerado para la categoría de "En Peligro" al cumplir su población en invierno con el criterio



© Shutterstock

A2b de reducción del tamaño de la población observada en el pasado, con base en un índice de abundancia apropiado para el taxón, donde las causas de la reducción pudieron no haber cesado, no ser entendidas y conocidas, o no ser reversibles.

Finalmente, el número de humedales en los que está presente la especie como invernante presenta una reducción superior al 9 % entre 1991-2016.

AMENAZAS

No se conocen las causas locales que inciden en su regresión en España, ni existen estudios específicos, aunque lo que ocurre en las áreas de procedencia donde se reproduce, sin duda juega un papel destacado. En estos lugares son reconocibles la alteración y destrucción directa de sus hábitats como una de las amenazas más importantes. Se presenta a continuación una serie de amenazas identificadas tanto para la propia especie como, especialmente, en relación con los hábitats de las Áreas Importantes para la Conservación de las Aves y la Biodiversidad (IBA) y que actúan como refugio tanto para las poblaciones invernantes como para las reproductoras. No obstante, las amenazas recopiladas son compartidas para ambas poblaciones analizadas, reproductora e invernante.

Buena parte del contingente de porrones europeos invernantes que llega a España proviene del centro y este de Europa. El descenso en las poblaciones invernantes podría estar determinado por la combinación de varios factores: (i) pérdida de hábitat de reproducción en Europa del Este y (ii) cambios en la química del agua, especialmente por la hipereutrofización causada por la escorrentía agrícola (BirdLife International, 2021). Buena parte de los descensos poblacionales posiblemente estén relacionados con la intensificación o el abandono de la piscicultura de agua dulce en Europa del Este (Fox, 2016). Si bien, ambas amenazas, contaminación por nitratos y sobreexplotación e inadecuada gestión de las aguas, también tienen lugar en sus refugios de invernada.

● Destrucción y degradación del hábitat

Sin duda, la mayor amenaza a la que se enfrenta la especie, tanto en sus poblaciones reproductoras como invernantes, es la degradación global del hábitat, especialmente grave desde mediados del siglo XX. A ello se suma en la actualidad la gestión de las tierras que rodean los principales humedales refugio de la especie. Aquello sde gran importancia para su invernada han sufrido un proceso de intensificación agraria que desemboca en la sobreexplotación de sus aguas superficiales y subterráneas, y en el incremento desmesurado de los aportes de nutrientes utilizados en los cultivos limítrofes. Igualmente, en ocasiones, la entrada de contaminantes proviene de las aguas urbanas mal depuradas. Varios de los humedales más importantes para la especie, como Doñana, Gallocanta, delta del Ebro, albufera de Valencia o el embalse de Buendía -que en conjunto acogen cerca del 40 % del contingente invernante- sufren alguno o ambos de estos problemas (Paredes, 2020, 2021; Serrano, 2018; Rodríguez-Rodríguez, 2021).

● Especies exóticas invasoras

La competencia directa entre el porrón europeo y algunas especies piscícolas, como la carpa común o europea (*Cyprinus carpio*), está documentada (Pykal y Janda, 1994; Musil *et al*., 1997; Musil, 2006; Fox

et al., 2016). Si bien, uno de los mayores problemas que presenta esta especie proviene de su forma de alimentarse en los fondos lacustres, que provoca la pérdida de capacidad de acogida de macrófitos, incremento de la turbidez de las aguas, la proliferación de algas y el inicio de procesos de eutrofización, causando impactos negativos de relevancia sobre la abundancia y presencia de especies como el porrón europeo (Maceda *et al*., 2017). Igualmente, la carpa también reduce la densidad de invertebrados bentónicos, afectando a patos buceadores que se alimentan de ellos como el porrón europeo (Winfield et Winfield, 1994). La presencia de este pez, considerado como especie exótica invasora en algunos lugares, desencadena cambios tróficos que inciden especialmente en los meses de verano pero que desestabilizan por completo las estructuras tróficas de los humedales a lo largo de todo el año.

Presión cinegética

La especie se sigue considerando como cinegética en al menos seis comunidades autónomas españolas -Andalucía, Asturias, Baleares, Euskadi, La Rioja y Comunidad Valenciana-. Las cifras de ejemplares cazados por año son insuficientemente conocidas a escala estatal. Si bien, teniendo en cuenta el número de ejemplares cazados en algunas regiones, es una amenaza importante que estaría incidiendo en las tendencias poblacionales. Como es el caso de la Comunidad Valenciana donde, según los registros, se matan anualmente más de un millar de ejemplares -entre 2012 y 2018-, con un mínimo de capturas de 6.318 porrones cazados entre 2012 y 2018 -prácticamente toda la población invernante autonómica-. Igualmente, el 60 % de la recuperación de anillas científicas de la especie tuvieron lugar debido a la caza de ejemplares (SEO/BirdLife, 2012). Con toda seguridad, la caza en otros países europeos tendrá un efecto negativo para las poblaciones invernantes españolas, destacando la importancia de esta actividad en Francia, con más de 25.000 ejemplares capturados en una temporada (Guillemain, 2016).

Contaminación por plomo

La contaminación por plomo es un efecto que presenta multitud de evidencias científicas en relación con su impacto sobre los hábitats y las especies. Es en los humedales de la región Mediterránea, especialmente los grandes ecosistemas lacustres del sur de Europa que concentran buena parte de las poblaciones europeas de aves acuáticas en invernada, donde se dan las mayores prevalencias de ingestión por perdigones de plomo (Mateo, 2009). Aunque esta amenaza se presenta en un gran número de aves acuáticas, es en el porrón europeo donde se dan algunos de los mayores porcentajes de prevalencia, con valores en torno al 60-70 %. En concreto, valores superiores al 70 % en España y con una estimación de muerte por plomo del 23 % de su población (Mateo *et al*., 1998; Martínez-Haro, 2005; Mateo, 2009).

Cambio climático

Unas temperaturas más benignas en invierno, con un mayor acceso al alimento en las zonas de reproducción, debido a la falta de congelación de la lámina de agua de la superficie de los humedales, puede ser otra de las causas del descenso en el número de ejemplares invernantes. Se señala un desplazamiento de las zonas de invernada de algunas especies de aves acuáticas hacia el noreste del continente europeo -véase por ejemplo, Pavón *et al*. (2017, 2019)-.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Bonn: II(B2c). *Convenio de Berna*: Anexo III. *Directiva de Aves:* Anexos II y III.	No catalogada

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	Cinegética	Ninguno
Aragón	No catalogada	Ninguno
Asturias	Cinegética	Ninguno
Baleares	Cinegética	Ninguno
Canarias	No catalogada	Ninguno
Cantabria	No catalogada	Ninguno
Castilla-La Mancha	No catalogada	Ninguno
Castilla y León	No catalogada	Ninguno
Cataluña	No catalogada	Ninguno
Euskadi	Cinegética	Ninguno
Extremadura	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Galicia	No catalogada	Ninguno
Comunidad de Madrid	No catalogada	Ninguno
Región de Murcia	No catalogada	Ninguno
Navarra	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
La Rioja	Cinegética	Ninguno
Comunidad Valenciana	Cinegética	Ninguno

ESPACIOS DE INTERÉS

Las mayores concentraciones de las poblaciones invernantes tienen lugar en el Espacio Natural de Doñana -Huelva-, que en los años más recientes (2011-2016) acoge más de 4.800 ejemplares de media. Tan solo cinco humedales superan la media de los 1.000 ejemplares invernantes en ese periodo reciente: embalse de Buendía -2.645 ejemplares invernantes-, laguna de Manjavacas -2.261-, embalse de Orellana -1.324-, embalse de Ullibarri-Gamboa -1.244- y El Hondo -1.187-. De estos humedales, ni el embalse de Buendía ni el de Ullibarri-Gamboa son Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA). Igualmente, una mayoría de los humedales donde está presente la especie como invernante no están recogidos en el Inventario Nacional de Zonas Húmedas.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Revisar la catalogación de protección legal de la especie a escala estatal. Actualmente no está incluida en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial, por lo que debería revisarse para ser incluida como "En Peligro de Extinción" en el Catálogo Español de Especies Amenazadas. Con esta revisión y su catalogación se promovería la elaboración de planes de conservación en las CCAA con presencia de la especie, que deben dotarse de los recursos necesarios para llevarlos a cabo.

- ✔ Revisar la catalogación de protección legal de la especie a escala autonómica, una vez incorporada al Catálogo Español de Especies Amenazadas, y elaborar, aprobar y aplicar los planes de recuperación correspondientes.

- ✔ Promover la redacción y publicación de los instrumentos de conservación de los humedales donde está presente e incorporar las necesidades de la especie no solo en reproducción sino también en invernada.

- ✔ Promover la protección legal de todos los humedales donde está presente, indistintamente sea un humedal natural o artificial. Establecer planes de ordenación y reestructuración agraria en los entornos de los humedales que verdaderamente queden supeditados a la conservación a largo plazo de los hábitats y las especies, como son las aves acuáticas.

- ✔ Aplicar planes de ordenación y reestructuración del sector agrícola en los entornos de los humedales que verdaderamente supediten su ordenación a la conservación a largo plazo de los hábitats y las especies, especialmente de las aves acuáticas.

- ✔ Asegurar que se establecen los hidroperíodos que más se aproximen a la naturalidad asociada a las especies y los hábitats de los humedales. Y para ello, desarrollar un plan que recoja el régimen hídrico que mantenga a largo plazo una funcionalidad y estructura del ecosistema que permita la conservación, sostenida en el tiempo, de los hábitats de la especie.

- ✔ Frenar la entrada de aportes de nitratos y fosfatos que aceleren procesos de eutrofización en los humedales, regulando el empleo de dichos productos en los entornos agrarios de estos ecosistemas.

- ✔ Aunque existe legalmente la prohibición del uso de plomo para la caza en humedales protegidos, todavía no se aplica con rotundidad en todo el territorio. Así pues, es necesario asegurar que se cumple la prohibición del uso de perdigones de plomo en todos los humedales mediante la vigilancia en los mismos. Ejecutar acciones de limpieza de suelos y fondos lacustres en las zonas más contaminadas de los humedales más destacados para la invernada de la especie.

- ✔ Incrementar la investigación sobre las causas de los declives poblacionales, y de las amenazas e impactos sobre la especie. Mejorar y asegurar el seguimiento de la evolución de la población, identificación de las causas específicas del declive y evaluación de su importancia relativa.

- ✔ Prohibir de forma urgente su caza hasta el momento de su catalogación como "En Peligro de Extinción", que ya conllevaría automáticamente su prohibición de ser cazada.

PORRÓN MOÑUDO

Aythya fuligula

EN PELIGRO
(Invernante)
EN [A2b; C1]

DATOS INSUFICIENTES
(Reproductora)
DD



Morell de plomall; Parrulo cristado; Murgilari mottoduna; Zarro-negrinha; Tufted Duck; Fuligule morillon

Autores: **Roberto González y Blas Molina**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2016)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	NT	NA	NE	EN

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

Se trata de una especie monotípica de distribución paleártica septentrional que se extiende desde Islandia hasta Kamchatka, alcanzando hacia el sur Europa central y Mongolia, donde ocupa grandes lagos profundos de aguas dulces con islas y aguas abiertas, pero también en grandes ríos, lagunas salobres y bahías durante la invernada. Es un migrador parcial que se desplaza hacia el sur durante los meses invernales -sur y centro de Europa, África, Oriente Medio y sudeste asiático- (Carboneras et Kirwan, 2020), con poblaciones sedentarias en Europa occidental (del Hoyo *et al*., 1992). La especie ha ampliado su distribución hacia el sur y el oeste en los dos últimos siglos (Sauer, 1984), con especial importancia hasta las décadas de 1980 y 1990 (Wetlands International, 2017). Las razones de dicha expansión son diversas: nuevos humedales artificiales como embalses, llegada de moluscos exóticos que pasan a formar parte de su dieta (de Leeuw, 1999; Kear, 2005), etc. Aunque nidifica esporádicamente en diferentes puntos de la península ibérica (Ramírez, 2003; Molina, 2009), resulta eminentemente invernante, con efectivos procedentes de Europa central y septentrional (Díaz *et al*., 1996). Las

escasas recuperaciones en España de aves anilladas proceden del Reino Unido, y del norte y centro de Europa (SEO/BirdLife, 2012).

En España la población reproductora está muy localizada, con citas ocasionales y dispersas. Mayoritariamente las observaciones en periodo reproductor corresponden a escasos ejemplares que permanecen en los lugares tras la invernada por diversas razones, o bien a citas muy tempranas o tardías. Si bien, existen citas de reproducción confirmada en las lagunas de Villafáfila -Zamora-, en el embalse de Sierra Brava -Cáceres- (Corbacho, 2008; Molina, 2009), así como en las Marismas Blancas –Cantabria- (Molina *et al*., 2019) y Salburúa -Álava-, siendo este último humedal el más importante para la reproducción de la especie, donde ya es considerada como reproductora regular y estable, con un máximo de nueve parejas en 2017, habiendo criado 17 de los últimos 20 años (Molina *et al*., 2014, 2018, 2021). No hay registros de reproducción ni en los archipiélagos balear ni canario, ni tampoco en Ceuta o en Melilla (Ramírez, 2003; Molina, 2009). El área de distribución invernal en España está muy repartida, aunque existe una distribución preferente en el tercio norte peninsular, seguido en importancia por el centro peninsular y el valle del Ebro (Molina, 2012). En los censos de aves acuáticas invernantes, la especie ha sido detectada en 631 humedales en el periodo 1991-2016, con el 90 % de la población dispersa en un total de 211 humedales. Las poblaciones invernantes se concentran mayoritariamente en las demarcaciones hidrográficas del Norte, el Tajo y el Ebro e internas catalanas, que en el periodo 1990-2009 acogieron cerca del 80 % de la población invernante (González et Pérez-Aranda, 2011). La distribución invernal se presenta en humedales de diversa tipología, con preferencia por aguas eutróficas de tres a cinco metros de profundidad (Kear, 2005), y en ríos anchos de corrientes lentas, lagunas salobres, bahías y estuarios con aguas protegidas (Jakubas, 2003; Snow *et al*., 1998; Carboneras, 2020), así como humedales de agua dulce, e incluso en humedales urbanos y artificiales. Su carácter buceador le hace seleccionar humedales con cierta profundidad, principalmente embalses y otros grandes humedales lénticos, donde alcanza las densidades más altas (Molina, 2012). En época reproductora requiere de humedales con más vegetación perilagunar y vegetación sumergida con aguas abiertas. Las mayores abundancias invernales para el periodo 1991-2016 se dan en los humedales de la región gallega -Ourense: embalse de Castrelo de Miño, embalse de Cachamuiña y embalse de San Martín; y Pontevedra: estuario del Miño-. Otros humedales del norte presentan relevancia por su regularidad, como el embalse de Ullíbarri-Gamboa -Álava-, así como otros humedales de interior de cierta profundidad, siendo los embalses y afines las localidades que presentan mayor importancia para su invernada, pues 30 de los 50 humedales más importantes para la especie en España son embalses. Entre los humedales con mayor regularidad de presencia invernal de la especie están: embalse de Ullíbarri-Gamboa, delta del Ebro, lagunazo de Moncayuelo, graveras del Porcal, albufera de Mallorca, albufera de Adra, Aigüamolls de l´Emporda, albufera de Valencia, embalse de Castrelo de Miño y el embalse de Cecebre.

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

En 2003 se estimó un mínimo de 12 parejas reproductoras para el periodo 1998-2002 (Ramírez, 2003). Si bien, la población reproductora del último censo específico estatal resultó en dos parejas en las que se constató actividad reproductora clara, así como

otros ejemplares sin signos evidentes de cría, considerándose muy escasa y localizada (Molina, 2009), en concordancia con los trabajos previos (Purroy, 1997). Con esta información, se considera la población reproductora como excepcional y muy reducida (Molina, 2009), tal y como corresponde con el límite de distribución meridional de la especie. La presencia en España en el periodo 2014-2018 para el III Atlas Aves Reproductoras en España (SEO/BirdLife, 2021) se mantuvo estable en el número total de cuadrículas respecto al atlas anterior (1998-2002). Si bien, solo repitió localidades en un 33 % de las cuadrículas -el resto fueron nuevas localidades-, reflejando su carácter ocasional. En este periodo solo se confirmó reproducción segura en la mitad de las localidades donde se detectó. El área de ocupación estimada en el mismo periodo 2014-2018 fue de 1.000 km².

Como invernante, la especie puede considerarse común en España, con una media de 3.129 ejemplares según los censos de aves acuáticas invernantes para el periodo 1990-2009, y muy dispersa: 176 humedales concentraron el 90 % de los ejemplares invernantes en ese mismo periodo (González y Pérez-Aranda, 2011). Para el periodo de invernada 1991-2016, que es el correspondiente aproximado a las tres generaciones poblacionales -criterio utilizado por la UICN para evaluar las categorías de amenaza-, el promedio de la población invernante alcanzó los 2.214 ejemplares, con un mínimo de 612 porrones moñudos en 2012 y un máximo de 4.966 en 1994. Si bien, la media de los últimos cinco años con datos -entre 2012 y 2016- no alcanza el millar de ejemplares invernantes. La especie ha sufrido un declive acusado con una reducción del 71,4 % en el periodo 1991-2016 -muy significativa estadísticamente-, y una tasa de pérdida interanual del 6,4 %; con elevados porcentajes de reducción en los humedales más importantes para su invernada: embalse de Castrelo de Miño -85 %- y estuario del Miño -100 %-. Esta tendencia parece ser compatible con los resultados del informe sobre el estado y las tendencias de los tipos de hábitats y las especies regulados por las Directivas de Aves y de Hábitats durante el período 2013-2018, en el que se detecta el descenso de las poblaciones reproductoras de la especie en Europa y se identifica el estado de conservación de la especie como “Amenazada” (European Environmental Agency, 2020). En España el único humedal que presenta una tendencia positiva, donde la especie está presente de forma regular, es el embalse de Ullíbarri-Gamboa -Álava-.

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

El análisis de las categorías de amenaza de la UICN y sus criterios de evaluación se han aplicado tanto para la población reproductora como para la invernante, ambas como unidades regionales únicas.

En relación a la población reproductora, en el anterior *Libro Rojo de las Aves de España* (Madroño *et al*., 2004) figuró como “No Evaluado”. El último Atlas de Aves Reproductoras estimaba un mínimo de 12 parejas nidificantes para el periodo 1998-2002 (Ramírez, 2003). Si bien, el último censo estatal de la especie, correspondiente al año 2007, confirmó la reproducción tan solo en Villafáfila y en el embalse de Sierra Brava (Molina, 2009), donde ya previamente se había confirmado su reproducción (Corbacho, 2008). Con la información disponible, y según los criterios de la UICN para evaluar la categoría de amenazada de una especie, la población reproductora del porrón moñudo podría considerarse como muy pequeña o restringida, con un número de individuos maduros menor de 50, lo que le correspondería la categoría de “En Peligro Crítico”. En relación a

su distribución geográfica, representada como área de ocupación (B2), se estima un área menor de 1.000 km² en el periodo 2014-2018, cumpliendo a su vez con el condicionante de población severamente fragmentada o número de localidades menor o igual a 10, lo que correspondería con la categoría de "Vulnerable". Si bien, dado que la información histórica disponible sobre reproducción refleja que no se trata de una población establecida de forma permanente y estable, y dado que sus ligeros cambios en el escaso número de parejas o localidades pueden tener una fuerte componente puramente estocástica, la información existente no permite llegar a una conclusión clara sobre el estado de conservación de la población reproductora, por lo que encajaría mejor con el criterio "Datos Insuficientes", modificando ligeramente recomendaciones anteriores que lo incluían como "No Evaluado" (Molina, 2009).

Criterio A2

En relación con la población invernante, y de acuerdo al periodo que le corresponde por aproximación a las tres generaciones poblacionales -criterio utilizado por la UICN para evaluar las categorías de amenaza-, presenta una tendencia de declive acusado -de 1991 a 2016-, calculado mediante el programa estadístico 'TRIM' (*Trends for Indices and Monitoring data*), con una reducción en ese periodo del 71,4 % de la población invernante. Una fuerte tendencia negativa que ya se había detectado previamente para el periodo 1991-2010 (Molina, 2012), así como gracias al programa de seguimiento de acuáticas de SEO/BirdLife (Molina, 2018). Para el periodo más corto y reciente, de 2000 a 2016, el declive se hace menos intenso, aunque se mantiene preocupantemente como moderado -menos el 47,4 %- con una evolución media interanual de menos 3,2 %. El descenso poblacional es especialmente fuerte comparando la primera década del presente siglo con los años noventa -menos 53,7 %-, época en la que seis de los 10 humedales más importantes para la invernada de la especie pierden más del 70 % de su población invernante, especialmente en humedales de Galicia y Asturias con relevantes contingentes invernantes en el pasado. Los casos más extremos han tenido lugar el embalse de San Martín -Ourense-, embalse de Castrejón -Toledo-, Estuario del Miño -Pontevedra-, embalse de Castrelo de Miño -Ourense- y Parque Isabel la Católica -Asturias-. En todos ellos la especie ha perdido el 80 % del contingente invernante si comparamos los últimos años del siglo pasado con los primeros del presente siglo XXI, incluso habiendo desaparecido por completo en los tres primeros casos. De acuerdo con estas tendencias poblaciones observadas en el periodo indicativo para evaluar la categoría de amenaza, la población invernante presenta una reducción del 71,4 % entre 1991 y 2016, que supera el rango considerado para la categoría de "En Peligro" al cumplir su población invernante con el criterio A2b de reducción del tamaño de la población observada en el pasado, en base a un índice de abundancia apropiado para el taxón, y donde las causas de la reducción pudieron no haber cesado, no ser entendidas y conocidas, o no ser reversibles.

Criterio C1

Igualmente, cumple con la categoría "En Peligro" por contar con una población menor a 2.500 individuos maduros y sufrir una disminución de al menos el 20 % en dos generaciones (C1).

Finalmente, el número de humedales en los que está presente la especie como invernante presenta una reducción superior al 40 % entre 1991 y 2016.

AMENAZAS

Aunque no se conocen con precisión las causas locales que inciden en su regresión en España, mediante estudios específicos, las amenazas que han sufrido muchos humedales y que se mantienen en la actualidad son: afecciones a la calidad del agua, cambios en la disponibilidad de recursos tróficos de relevancia que afectan a la vegetación sumergida de la que depende la especie -alimento directo y refugio de moluscos o crustáceos-, extracción de aguas superficiales y subterráneas que limitan la disponibilidad de un hábitat de calidad, sequías más extremas y cambio climático que exigen modificaciones en la explotación de las aguas de los embalses, etc. Todo ello estaría ejerciendo una presión global negativa sobre la disponibilidad de hábitat potencial para la especie. Por otra parte, a pesar de su histórica expansión y colonización europea, sin duda juega un papel destacado lo que ocurre en las áreas de procedencia donde se reproduce. En estos lugares se registran amenazas globales como la degradación del hábitat por contaminación, el drenaje de humedales, la explotación y gestión de las tierras (Grishanov, 2006), así como la intensificación agrícola (Kear, 2005). Otras amenazas más localizadas tienen que ver con el uso público: actividades recreativas en las propias láminas de agua de algunos embalses (Kear, 2005), la caza (Evans y Day, 2002) o la depredación debida a la expansión del visón americano (Nordstrom *et al*., 2002). A continuación se identifican una serie de amenazas tanto para la propia especie como, especialmente, para los hábitats de las Áreas Importantes para la Conservación de las Aves y la Biodiversidad (IBA) que actúan como refugio para la especie.

Buena parte de las amenazas que presentan las poblaciones invernantes de porrón moñudo son compartidas con las del porrón europeo (*Aythya ferina*), ya que mayoritariamente el contingente que llega a España de porrones invernantes de ambas especies proviene del norte, centro y este de Europa. El descenso en las poblaciones invernantes podría estar determinado por la combinación de varios factores: pérdida de hábitat de reproducción en Europa y cambios en la gestión de los cultivos e intensificación agrícola (BirdLife International, 2021), unido a actividades más concretas relacionadas con la propia especie. Sin duda alguna, tanto la pérdida de calidad de las aguas como las inadecuadas prácticas que afectan a la cantidad del recurso hídrico son cuestiones compartidas con los refugios de invernada en España.

● Destrucción y degradación del hábitat

Evidentemente, la mayor amenaza a la que se enfrenta la especie es la degradación global del hábitat. A la herencia de las desecaciones y trasformaciones para uso agrícola que impide el funcionamiento efectivo de muchos humedales, se le suma a estos ecosistemas un gran abanico de amenazas: extracción excesiva de los recursos superficiales y subterráneos, aportes de contaminantes desdeun entorno agrícola, la presión urbanística (MITECO, 2021), especies invasoras, etc. Así, a un proceso de destrucción directa del hábitat, especialmente gravoso desde mediados del siglo XX, se suma en la actualidad la gestión de los humedales refugio de la especie. Los humedales de gran importancia para su invernada son mayoritariamente artificiales -embalses, pantanos, grandes balsas, etc.- cuya intensificación en la gestión, con la acumulación de contaminantes -especialmente la excesiva entrada de nutrientes derivada de la intensificación agraria- podría conllevar cambios en la funcionalidad de estos humedales con la consecuente pérdida de hábitat potencial. Un ejemplo podría

ser el que ha sido el humedal más importante para la invernada de la especie, el embalse de Castrelo de Miño –Ourense-, que en los años noventa acogía a un contingente invernante que superaba el millar de ejemplares y que en la actualidad prácticamente ha desaparecido. Este embalse se encuentra en la actualidad en un estado ecológico deficiente (Confederación Hidrográfica del Miño-Sil, 2016).

Especies exóticas invasoras

La competencia directa entre algunas especies piscícolas, como la carpa común o europea (*Cyprinus carpio)* está documentada en otras especies de porrones, como el porrón europeo (Pykal yJanda, 1994; Musil *et al*.. 1997; Musil, 2006; Fox *et al*., 2016). Si bien, una de las mayores problemáticas que presenta esta especie invasora proviene de su forma de alimentación en los fondos lacustres, que provoca la pérdida de capacidad de acogida de macrófitos, incremento de la turbidez de las aguas, proliferación de algas e inicio de procesos de eutrofización, causando impactos negativos de relevancia sobre la abundancia y presencia de especies (Maceda *et al*., 2017). Igualmente, la carpa también reduce la densidad de invertebrados bentónicos, afectando a patos buceadores que se alimentan de ellos (Winfield y Winfield, 1994). La presencia de esta especie, en muchos casos exótica invasora, desencadena cambios tróficos que inciden especialmente en los meses de verano, pero que desestabilizan por completo las estructuras tróficas de los humedales a lo largo de todo el año. El visón americano (*Neovison vison*) se ha constatado como una especie exótica invasora que depreda sobre la especie, corroborándose que tras campañas de erradicación local de esta especie invasora aumentaron las poblaciones de porrón moñudo (Nordstron *et al*., 2002). Otras amenazas indirectas podrían provenir de especies exó*ticas invasoras vegetales, como* Ludwigia peploides, que podría estar ocupando y modificando las características del hábitat potencial de la especie en algunos de los humedales más importantes para su invernada, como el embalse de Castrelo de Miño.

Presión cinegética

La especie se sigue considerando como cinegética en al menos cinco comunidades autónomas españolas -Aragón, Asturias, Baleares, Euskadi y Comunidad Valenciana-. Si bien, la actividad cinegética en España con esta especie es menor que con el porrón europeo (*Aythya ferina*), tampoco es posible conocer las cifras de ejemplares cazados por año, ya que la información es insuficientemente conocida a escala estatal. Al tratarse de una especie casi netamente invernante y migratoria, el peso específico que pueda tener la actividad cinegética en los países europeos -origen de los ejemplares que invernan en España- será relevante con toda seguridad. Algunos estudios sitúan en cerca de los 250.000 porrones moñudos cazados por temporada en Europa (Hirschfeld y Heyd, 2005). Francia y Reino Unido se sitúan entre los países con mayor número de porrones abatidos: 18.819 y 105.661, respectivamente (Hirschfeld y Heyd, 2005), siendo estos países los registrados como origen de las aves anilladas recuperadas en España (SEO/BirdLife, 2012).

Contaminación por plomo

La contaminación por plomo es un efecto que presenta multitud de evidencias científicas en relación a su impacto sobre los hábitats y las especies. Es en los humedales de la región mediterránea, especialmente los grandes ecosistemas lacustres del sur de Europa

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Bonn: II(C1). Convenio de Berna: Anexo III. Directiva de Aves: Anexos II y III.	No catalogada

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	No catalogada	Ninguno
Aragón	Cinegética	Ninguno
Asturias	Cinegética	Ninguno
Baleares	Cinegética	Ninguno
Canarias	No catalogada	Ninguno
Cantabria	No catalogada	Ninguno
Castilla-La Mancha	No catalogada	Ninguno
Castilla y León	No catalogada	Ninguno
Cataluña	No catalogada	Ninguno
Euskadi	Cinegética	Ninguno
Extremadura	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Galicia	No catalogada	Ninguno
Comunidad de Madrid	No catalogada	Ninguno
Región de Murcia	No catalogada	Ninguno
Navarra	No catalogada	Ninguno
La Rioja	No catalogada	Ninguno
Comunidad Valenciana	Cinegética	Ninguno

ESPACIOS DE INTERÉS

Las mayores concentraciones de las poblaciones invernantes de la especie, considerando el periodo de estudio que cubre las tres generaciones establecido por los criterios de UICN (1991-2016), se dan en tres humedales que no estaban considerados Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA): embalse de Castrelo de Miño -Ourense-, bahía de Gijón -Asturias- y embalse de Ullibarri- Gamboa –Álava-; que concentraban cerca del 20 % de la población invernante. De hecho, tan solo las colas del embalse de Ullibarri-Gamboa están recogidas en el Inventario Nacional de Zonas Húmedas. En relación con los años más recientes (2011-2016), seis de los 10 humedales más importantes para la especie no son ZEPA: embalse de Ullibarri- Gamboa -Álava-, charca de Brozas –Cáceres-, embalse de Buendía –Cuenca-, embalse de Selgas de Ordás –León-, embalse de Urrúnaga –-Álava- y embalse de Fervenza -A Coruña-.



© Leya-Selena- Shutterstock

que concentran buena parte de las poblaciones europeas de aves acuáticas en invernada, donde se dan las mayores prevalencias de ingestión por perdigones de plomo (Mateo, 2009). Si bien, y aunque esta amenaza se presenta en un gran número de aves acuáticas, las tasas más altas de la prevalencia de plomo debido a la ingesta de perdigones en el norte de Europa se han observado en especies como el porrón moñudo, con tasas altas igualmente en el sur de Europa y en concreto en España, con valores del 80 % aunque en un número escaso de muestra (Mateo, 2009). En concreto, para el porrón moñudo la estimación de muerte por plomo se sitúa en el 10 % de la población de la especie (Martínez-Haro, 2005; Mateo, 2009), y parece existir una correlación entre la prevalencia de la ingestión de perdigones de plomo y la tendencia de la población invernante en Europa.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Revisar la catalogación de protección legal de la especie a escala estatal. Actualmente, el porrón moñudo no está incluido en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial, por lo que debería revisarse para ser incluida como "En Peligro de Extinción" en el Catálogo Español de Especies Amenazadas. Con esta revisión y su catalogación se promovería la elaboración de planes de conservación en las CCAA con presencia de la especie, que deben dotarse de los recursos necesarios para llevarlos a acabo.

- ✔ Revisar la catalogación de protección legal de la especie a escala autonómica, una vez incorporada la especie al Catálogo Español de Especies Amenazadas, y elaborar, aprobar y aplicar los planes de recuperación de la especie.

- ✔ Promover la redacción y publicación de los instrumentos de conservación de los humedales donde está presente e incorporar las necesidades de la especie no solo en reproducción, sino también en invernada.

- ✔ Promover la protección legal de todos los humedales donde está presente la especie, indistintamente sea un humedal natural o artificial. Establecer planes de ordenación y reestructuración agraria en los entornos de los humedales que verdaderamente queden supeditados a la conservación a largo plazo de los hábitats y las especies, como las aves acuáticas.

- ✔ Aplicar planes de ordenación y reestructuración del sector agrícola en los entornos de los humedales que verdaderamente supediten su ordenación a la conservación a largo plazo de los hábitats y las especies, especialmente de las aves acuáticas.

- ✔ Asegurar que se establecen los hidroperiodos que más se aproximen a la naturalidad asociada a las especies y los hábitats de los humedales. Y para ello, desarrollar un plan que recoja el régimen hídrico que mantenga a largo plazo una funcionalidad y estructura del ecosistema que permita la conservación, sostenida en el tiempo, de los hábitats de la especie.

- ✔ Frenar la entrada de aportes de nitratos y fosfatos que aceleren procesos de eutrofización en los humedales, regulando el empleo de dichos productos en los entornos agrarios de estos ecosistemas.

- ✔ Aunque existe legalmente la prohibición del uso de plomo para la caza en humedales protegidos, todavía no se aplica con rotundidad en todo el territorio. Así pues, es necesario asegurar que se cumple la prohibición del uso de perdigones de plomo en todos los humedales y hacer cumplir la prohibición mediante la vigilancia en los humedales. Ejecutar acciones de limpieza de suelos y fondos lacustres en las zonas más contaminadas de los humedales más destacados para la invernada de la especie.

- ✔ Incrementar la investigación sobre las causas de los declives poblacionales y de las amenazas e impactos sobre la especie. Mejorar o asegurar el seguimiento de la evolución de la población, identificación de las causas específicas del declive y la evaluación de su importancia relativa.

- ✔ Prohibir de forma urgente su caza hasta el momento de su catalogación como "En Peligro", que ya conllevaría automáticamente la prohibición de la caza de la especie.

EN PELIGRO
EN [B2c(ii); D]

RABIJUNCO ETÉREO

Phaethon aethereus



Cuajonc bec-roig; Rabixunco de bico vermello;
Rabo de palha de bico vermelho; Red-billed Tropicbird; Phaéton à bec rouge

Autores: **Marcel Gil-Velasco, Juan Bécares y Gustavo Tejera Betancort**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2019)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	NE	NE	NE	NE	EN

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

Se reproduce de forma regular en las islas Canarias, concretamente en El Hierro, Fuerteventura y Lanzarote, aunque se han dado episodios de reproducción también en La Gomera y posiblemente en otras islas. En El Hierro ocupa el extremo oeste de la isla, aunque también se especula con su reproducción en la costa suroeste y este. En Lanzarote, la única localidad de cría regular se sitúa en el extremo norte, pero también se ha constatado la reproducción en la costa oeste central e incluso en el extremo sur. En Fuerteventura sólo se ha registrado su cría en la costa central oeste, pero sin embargo esta localidad acoge la única colonia propiamente dicha del archipiélago (Gil-Velasco *et al*., 2019).

El hábitat de cría principal en Canarias son los acantilados costeros verticales con cavidades de mediano y gran tamaño o pequeñas cuevas, siempre en zonas tranquilas donde se produzcan pocas molestias. También se han registrado episodios de cría o intentos en zonas costeras llanas, siempre en ambientes xerófitos con poca cobertura vegetal, pero solamente de forma irregular (Gil-Velasco *et al*., 2019).

No se dispone de información precisa de la especie en el mar, pero a tenor de lo observado en Cabo Verde y Senegal, la especie parece mostrar una gran plasticidad para adaptarse a las particularidades tróficas de cada archipiélago (Diop *et al*., 2018), por lo que es de esperar que la población canaria pueda combinar las zonas productivas de la plataforma continental africana con ambientes pelágicos más oligotróficos.

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

La especie se reprodujo por primera vez en Canarias en el año 1988. A lo largo de la pasada década de los noventa y el inicio del siglo XXI se registraron distintos episodios de reproducción, en sitios distintos y de forma irregular. Sin embargo, a partir de 2007 se empezaron a registrar episodios regulares de reproducción, siempre por parte de parejas aisladas, hasta que en el año 2017 se descubrió la primera colonia de la especie, en concreto en la vertiente oeste de Fuerteventura. En aquel momento se estimó en alrededor de ocho parejas, una cifra que se ha mantenido hasta la fecha, aunque con algunas oscilaciones. Actualmente, se estima que se reproducen en Canarias alrededor de 12 parejas, con una tendencia general positiva. Sin embargo, el tamaño de la población es aún demasiado pequeño y dependiente de una única colonia, por lo que la tendencia podría revertirse de forma súbita (Gil-Velasco *et al*., 2019).

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

A pesar de que la aplicación estricta de los criterios podría situar la especie en la categoría “En Peligro Crítico”, debido a que, tanto su reducida área de ocupación actual como el pequeño tamaño poblacional cumplen los criterios para ello, se considera que la tendencia ligeramente positiva en ambos indicadores y la aparente estabilidad de algunos núcleos de cría permitan incluirla en la categoría de “En Peligro”. Sin embargo, teniendo en cuenta que las amenazas que sufre el rabijunco etéreo son comunes a muchas otras especies de aves marinas incluidas en esta publicación, se recomienda la implementación de planes de gestión enfocados a garantizar la viabilidad de las poblaciones.

Criterio B2

(a) El área de ocupación se reduce a menos de un kilómetro de acantilado, por lo que la especie podría encajar incluso en la categoría de “En Peligro Crítico”. Además, estos emplazamientos no están exentos de amenazas, que ya tienen un impacto sobre la especie en la actualidad, especialmente en los valores de productividad.

A pesar de que el número de localidades ha aumentado durante la última década, se considera que el número de enclaves de cría regular -de tres- es todavía muy bajo, por lo que la población está severamente fragmentada, cumpliendo criterios de la categoría de “En Peligro”.

(c) Existen un buen número de localidades donde se han registrado episodios de reproducción, pero de forma muy esporádica. Esta fluctuación en el número de localidades -subcriterio iii- de cría podría indicar que el archipiélago canario tiene mayor potencial para acoger colonias de la especie de lo que podría parecer por el número de



© Kongsak Sumano - Shutterstock

colonias actuales. Sin embargo, el hecho de que la reproducción sea irregular en un buen número de localidades también indica que estas soportan amenazas y presiones que impiden el asentamiento definitivo de la especie.

Criterio D

Como se ha comentado anteriormente, la población canaria de rabijunco etéreo cuenta con muy pocos efectivos, por debajo del límite de los 50 individuos maduros que establece el límite entre las categorías "En Peligro" y "En Peligro Crítico". Sin embargo, de seguir la tendencia actual es probable que a corto o medio plazo se supere esta cifra.

AMENAZAS

Producción de energía renovable

Ante el creciente interés por la instalación de aerogeneradores en alta mar, es necesario tener en cuenta a esta especie a la hora de evaluar la idoneidad de las localidades elegidas para el emplazamiento de plantas de producción. Actualmente, todavía existen lagunas de conocimiento importantes en cuanto a la distribución en el mar y altura de vuelo de la especie en Canarias, pero sí se sabe que está presente a lo largo de todo el año o que puede desplazarse a distancias muy largas entre las zonas de cría y áreas de alimentación.

A pesar de que todo el archipiélago está excluido de la instalación de parques eólicos marinos, la zona situada en el sector nororiental, crítica para la pardela chica y otras especies, está considerada como "zona con condicionantes", por lo que sigue siendo candidata a acoger centrales eólicas marinas en el futuro (Arcos *et al*., 2009).

Especies invasoras

Durante el seguimiento de la especie llevado a cabo en 2018 y 2019 se pudo constatar la presencia de gatos vagabundos asilvestrados (*Felis catus*), rata parda (*Rattus norvegicus*), ratón (*Mus musculus*) y ardilla moruna (*Atlantoxerus getulus*) en la colonia de cría de la especie al oeste de Fuerteventura. Todas estas especies pueden depredar sobre la especie, especialmente sobre los huevos y pollos, por lo que suponen una amenaza para el rabijunco en Canarias (Sarmento *et al*., 2014; Debrot *et al*., 2014; Chan, 2013). Además, la zona soporta el pastoreo intenso de rebaños de cabras que eliminan la vegetación típica de acantilado, esencial para la estabilidad de este hábitat.

Eventos geológicos

Los movimientos sísmicos registrados en El Hierro durante los últimos años, asociados a la actividad volcánica de la isla, han afectado a la zona donde se reproduce la especie, por lo que estos fenómenos podrían suponer una amenaza. Sin embargo, esta localidad acoge una única pareja, y la zona presenta abundancia de cavidades por lo que podría reemplazar el nido.

Perturbaciones y molestias humanas

Se trata de una de las amenazas más importantes para la especie, dado que se han registrado expolios y molestias directas en nidos, tanto en El Hierro como en Fuerteventura. En el primer caso, el nido situado en el sector noroeste de la isla fue visitado asiduamente por población local, que llegó a capturar temporalmente a adultos reproductores. Afortunadamente, estas prácticas parecen haber remitido, pero la zona todavía no goza de vigilancia ambiental enfocada hacia la conservación de la especie.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Ninguna	Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011-Ampliación): Incluida.

AUTONÓMICAS		
CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Canarias	No catalogada	Se llevó a cabo un análisis histórico de la tendencia de la especie en Canarias y seguimiento de las colonias de cría durante las temporadas 2018 y 2019, para la Dirección General de Protección de la Naturaleza. Consejería de Política Territorial, sostenibilidad y Seguridad. Gobierno de Canarias.

ESPACIOS DE INTERÉS:
Red Natura 2000 (ZEPA): ES0000535-Banco de la Concepción, ES0000532-Espacio marino de los Islotes de Lanzarote, ES0000531-Espacio marino de la Bocayna, ES0000530-Espacio marino de Mogán-La Aldea, ES0000523-Espacio marino de la zona occidental de El Hierro, ES7020002-Roques de Salmor, ES0000103-El Hierro, ES0000105-Acantilados de Alajeró, La Dama y Valle Gran Rey, ES0000097-Betancuria, ES0000101-Lajares, Esquinzo y costa del Jarubio, ES0000042-Dunas de Corralejo e Isla de Lobos, ES0000099 -Los Ajaches e ES0000040 -Islotes del norte de Lanzarote y Famara.

Por su parte, la colonia de Fuerteventura recibe numerosas visitas por parte de ornitólogos y fotógrafos, además de pescadores, ganaderos y excursionistas. Por ello, resulta recomendable regular los accesos a las zonas de nidificación, al menos durante el periodo reproductor.

● Basura y desechos sólidos

Recientemente se ha descrito que la especie puede ingerir plásticos, resultando un potencial daño mecánico o químico en el organismo de las aves (Madden y Eggermont, 2020). Si bien la presencia de plásticos en los ambientes marinos canarios no es tan alta como en las zonas tropicales donde se han descrito, no se descarta que pueda suponer una amenaza a tener en cuenta en el futuro, especialmente de no mejorarse la gestión de los residuos sólidos en las islas del archipiélago.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Catalogación de la especie y elaboración y aprobación de los preceptivos planes de recuperación o conservación en Canarias.
- ✔ Gestión de las especies exóticas invasoras con impacto sobre la especie.
- ✔ Regulación del acceso y tránsito de personas y animales domésticos a las colonias durante la temporada de cría.
- ✔ Seguimiento regular de las colonias de cría.
- ✔ Designación de nuevas ZEPA o ampliación de las existentes para que alberguen un mayor porcentaje de la población reproductora.

SISÓN COMÚN

EN PELIGRO
EN [A2abc; A3b]

Tetrax tetrax



Sisó comú; Sisón común; Basoilo txikia; Sisão;
Little Bustard; Outarde canepetière

Autores: **Nicolás López-Jiménez, Eladio García de la Morena, Gerard Bota, Santiago Mañosa, Manuel B. Morales y Juan Traba**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2018)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
NT	VU	VU	NE	VU	EN

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

El área distribución del sisón común en España se restringe al territorio peninsular, donde la especie está presente en los ambientes de planicies abiertas, fundamentalmente terrenos agrícolas dominados por cultivos herbáceos de secano -con predominio de cereal- o pastizales extensivos, alcanzando mayores densidades en paisajes heterogéneos con parcelas de cultivo pequeñas y con presencia de eriales, barbechos y campos de leguminosas (Traba *et al*., 2021).

Las principales áreas de reproducción se encuentran en la meseta sur y Extremadura, existiendo además poblaciones más dispersas en la meseta norte, el valle del Ebro y Andalucía, así como núcleos muy reducidos y aislados en el sureste peninsular y Galicia. Fuera del periodo reproductor se producen movimientos dispersivos o migratorios de diverso alcance (García de la Morena *et al*., 2015). Los sisones abandonan parcial o totalmente las áreas de cría más norteñas, produciéndose concentraciones invernales más al sur, principalmente en Castilla-La Mancha y Extremadura, y en menor número en el valle del Ebro, Andalucía y Murcia. Por otro lado, en esta época también llegan a la península ibérica ejemplares de las poblaciones migratorias francesas, que invernan principalmente en su mitad sur, incluyendo Extremadura y Portugal (Villers *et al*., 2010; Morales *et al*., 2021). Tam-

bién se produce una cantidad relevante de movimientos durante el periodo estival, justo después de la reproducción (García de la Morena *et al*., 2015) cuando el calor y la sequía de la vegetación alcanza su máximo (Silva *et al*., 2007), desplazándose a áreas más norteñas, a mayor altitud o bien a regadíos, donde exista la disponibilidad de alimento y las condiciones ambientales sean más adecuadas (García de la Morena *et* al., 2015; Silva *et al*., 2007, 2015).

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

De acuerdo con el último censo de sisón en España (García de la Morena *et al*., 2018) se estimó que en 2016 la población constaba de unos 38.856 machos -de 27.037 a 59.136-. Aunque no existen datos fiables acerca del número de hembras, se estimó una población total de 51.808 individuos, considerando una razón de sexos de 1 a 3, sesgada hacia los machos (García de la Morena *et al*., 2018; García de la Morena *et al*., 2020). En cualquier caso, estas cifras, que actualmente constituyen la mejor estima disponible, deben tomarse con cautela pues pueden sobreestimar la población debido a la extrapolación de las densidades resultantes sobre un área de distribución que probablemente sea superior a la real, ya sea en términos de extensión -presencia actual- o a la capacidad de carga del medio -calidad de hábitat- (García de la Morena *et al*., 2020).

El 87 % de la población se concentra en las estepas cerealistas de la meseta sur de España y Extremadura, siendo Castilla-La Mancha la comunidad autónoma con la mayor población reproductora de sisón, con aproximadamente el 65 % de la población española. La población de la mitad norte (meseta norte y valle del Ebro) es significativamente inferior, concentrándose la mayor parte de los efectivos en Aragón y Cataluña, seguidas por las provincias de Zamora y León. Por su parte, la estima de la población invernal fue de 14.643 individuos totales -de 6.668 a 29.848-, siendo también Castilla-La Mancha la zona con mayor porcentaje de la población. La estima media de la población total de machos reproductores en España ha pasado de 74.084 a 38.856 individuos entre los años 2005 y 2016. En 2016 quedaba tan sólo el 52 % de los machos de sisón que existían en 2005 y, por tanto, se ha producido un descenso del 48 % en tan sólo 11 años -disminución promedio del 5,7 % anual-. De las 34 provincias para las que se dispone de estima poblacional, la tendencia mediana fue de un descenso del 60% en el número de machos. Para el conjunto de la población -machos y hembras-, comparando los censos realizados en 2005 y 2016, se ha producido un declive de la población del 59 % en 11 años (García de la Morena *et al*., 2018).

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se han aplicado las categorías de amenaza y los criterios UICN para el conjunto de la población reproductora española, analizándola como una unidad regional única.

Teniendo en cuenta las tendencias poblacionales del sisón observadas entre 2005 y 2016, período transcurrido entre los dos últimos censos realizados -el cual es superior a diez años o al tiempo necesario para el transcurso de tres generaciones de la especie-, así como la reducción en su área de ocupación, la población española de sisón cumpliría con los criterios para ser catalogada como “En Peligro”, de acuerdo con el criterio A2 (A2a, A2b y A2c). Además, la proyección del tamaño poblacional de la especie para el periodo 2016-2026 en España, de acuerdo con los índices de abundancia, estima una

reducción del 56,6 %, cumpliendo también con el criterio A3b para incluir a la especie en la categoría de "En Peligro" (García de la Morena *et al.*, 2018).

Criterio A2

(a) La evolución del tamaño estimado de la población española comparando los censos realizados en 2005 y en 2016, muestra un descenso del conjunto de la población -machos y hembras- del 59 % en 11 años (García de la Morena *et al*., 2018), por lo que supera los umbrales del criterio que establecen una reducción del tamaño de la población igual o superior al 50 % durante los últimos diez años. Por comunidades autónomas, el declive superó también el 50 % en 8 de las 12 en las que hay presencia reproductora de la especie (García de la Morena *et al.*, 2018).

(b) La tendencia poblacional estimada en España, obtenida a través del programa de seguimiento SACRE desde 1998 hasta 2018, fue de un declive acumulado del -68,5 % (SEO/BirdLife, 2019), con una reducción media interanual de -5,5 %, muy similar en magnitud al estimado a partir de los censos nacionales y superando el rango de la reducción del tamaño de la población mayor del 50 % en los últimos 10 años o tres generaciones.

(c) La disminución en el número de machos censados por cuadrícula de 10x10 km entre el censo de 2005 (García de la Morena *et al.*, 2006) y el censo de 2016 (García de la Morena *et al*, 2018) en el conjunto de España ha sido del 50 %, y superior a esa proporción en cinco comunidades autónomas. La proporción de cuadrículas con presencia respecto al total de cuadrículas censadas pasó del 75,5 % -480 presencias en las 636 cuadrículas censadas- en el censo nacional de 2005, al 61,5 % -de 554 presencias en las 901 cuadrículas censadas- en el conteo de 2016.

Criterio A3

(b) Las proyecciones basadas en los índices de abundancia muestran que el porcentaje de descenso del conjunto de la población española de sisón común esperado para el periodo 2016-2026 es del 56,6 % (García de la Morena *et al*., 2018) y por lo tanto se prevé una reducción superior al 50 % de la población en los próximos diez años. Un análisis de viabilidad poblacional de la población española de sisón común mostró unas tasas proyectadas muy negativas, con un descenso en 10 años cercano al 75 %, lo que impediría el mantenimiento a medio plazo de la metapoblación (García de la Morena *et al*., 2020).

AMENAZAS

● Pérdida y transformación del hábitat

La pérdida, fragmentación o transformación del hábitat y la intensificación de determinadas prácticas agrícolas, así como los condicionantes impuestos por la Política Agraria Común (PAC), suponen una de las principales causas del declive de las poblaciones de sisón (Silva *et al*., 2021). En cuanto a la intensificación agrícola, las prácticas que más han contribuido a la pérdida y transformación de los hábitats del sisón han sido: reducción de superficies de barbecho e intensificación del mismo (Traba y Morales, 2019) –por ejemplo, mediante arado o aplicación de herbicida-, intensificación de los cultivos de cereal de secano, abandono del cultivo de cereal de secano con incremento de las superficies de cultivos de regadío e intensificación de los

mismos, desaparición de linderos y eriales, incremento de la superficie de cultivos que cambian de herbáceos a leñosos, incluyendo la intensificación del viñedo -con riego y emparrados, y del olivar-, reforestación de tierras agrarias en zonas de reproducción de la especie, uso de variedades tempranas de cebada -poco usadas por la especie debido a su excesiva altura en primavera-, y destrucción de nidos durante las tareas agrícolas realizadas con maquinaria, principalmente durante la roturación de los barbechos y la siega del cereal -debido a la utilización de variedades de ciclo corto y la recogida de la paja (Silva *et al*., 2021)-.

Los hábitats óptimos para la reproducción del sisón son los agrosistemas basados en modelos de explotación de baja intensidad y de pastoreo en régimen extensivo, los cuales actualmente se están viendo amenazados por las profundas modificaciones del paisaje (Santos *et al*., 2016). A estos cambios hay que añadir también diversos proyectos de urbanización y grandes infraestructuras que, en el caso del sisón, afectan a importantes áreas de reproducción e invernada, algunas incluidas en IBA e incluso ZEPA. La proliferación de todo tipo de infraestructuras, como carreteras, vías de tren, presas, líneas eléctricas, etc., está provocando la fragmentación y modificación de los hábitats de la especie a gran escala (Morales *et al*.,2015; Martínez-Abraín *et al*., 2009; Silva *et al*., 2021).

Una nueva transformación del hábitat a la que debe enfrentarse el sisón en los últimos tiempos es la masiva implantación de proyectos para la generación de energía mediante fuentes renovables -eólica y fotovoltaica- y sus infraestructuras asociadas. Ambos tipos de infraestructuras, cuando no se planifica adecuadamente su ubicación, pueden producir la destrucción del hábitat donde son instaladas, reduciendo y fragmentando las zonas de cría, veraneo o invernada. Y por último, el sisón también es especialmente sensible a la proliferación de líneas eléctricas y la pérdida de hábitat que provocan (Silva *et al*., 2010).



© Paolo Manzi - Shutterstock

Mortalidad por tendidos eléctricos o aerogeneradores

El sisón sufre con frecuencia bajas por colisión contra tendidos eléctricos (Marcelino *et al*., 2017; Silva *et al*., 2010, 2014; Marques *et al*., 2021). En zonas de

alta concentración de sisones no reproductores y presencia de tendidos -como los regadíos del Tajo-, no es raro encontrar aves colisionadas, así como en el centro de España (Barrientos *et al*., 2012). La colisión con las líneas eléctricas es una de las principales causas de mortalidad de origen antropogénico para la población adulta, causando el 3,4-3,8 % de las muertes directas al año (Marcelino *et al.,* 2017).La instalación de centrales eólicas también puede suponer un grave riesgo por la mortalidad provocada por la colisión contra los aerogeneradores (Atienza *et al.*, 2011; Marcelino *et al*., 2017; Silva *et al*., 2021), y podría ser un factor de declive en zonas concretas.

● Caza ilegal

La caza ilegal se ha identificado como la segunda causa de mortalidad de origen antrópico para la especie (Íñigo y Barov, 2010; Marcelino *et al*., 2017). A priori, la caza ilegal no parecía una causa generalizada de mortalidad (Madroño *et al*., 2004), aunque localmente se hayan producido episodios puntuales como consecuencia de supuestos daños a la agricultura, particularmente en Castilla-La Mancha y La Rioja. Sin embargo, posteriores estimaciones destacaron esta causa entre las más importantes de mortalidad no natural de la especie (Marcelino *et al*., 2017).

● Atropellos

El aumento del número de kilómetros de autovías y carreteras que ha sufrido España en las últimas décadas también podría provocar que haya un significativo aumento del número de muertes de sisones por atropellos (Marcelino *et al*., 2017), ya que algunas las poblaciones de aves pueden ser muy sensibles a estas amenazas cuando sus territorios son atravesados por carreteras (Grillo *et al*., 2020).

● Pérdida de recursos tróficos

La paulatina y grave desaparición de las poblaciones de insectos y otros invertebrados terrestres que está afectando a nivel global a muchos ecosistemas (Hallmann *et al*., 2017; Sánchez-Bayo y Wyckhuys, 2019; Cardoso *et al*., 2020) también puede estar afectando negativamente al sisón, ya que se trata de un recurso trófico fundamental para la especie (González del Portillo *et al*., 2021).

● Inacción de las Administraciones públicas

La falta de designación de espacios protegidos, especialmente de ZEPA de la Red Natura 2000, cuyos planes de gestión, además, raramente se desarrollan, y la no aplicación de medidas específicas para su protección -como puede ser la falta de catalogación adecuada, y de aprobación y ejecución de planes de recuperación o de conservación-, son factores indirectos que afectan a la viabilidad futura de las poblaciones de sisón (García de la Morena *et al*., 2020).

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

✔ Revisar la catalogación a escala estatal de la especie, actualmente catalogada como “Vulnerable”, y declararla “En Peligro de Extinción” a la luz de las tendencias descritas aquí. Con esta revisión se desencadenarían los mecanismos establecidos en las leyes de protección de la biodiversidad, obligando a la elaboración de planes autonómicos de recupera-

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Bonn: Apéndices I y II. Convención sobre Especies Migratorias (CMS): Apéndices I y II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I. Species Action Plan for the Little Bustard Tetrax tetrax in the European Union (Íñigo y Barov, 2010).	Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011): VULNERABLE. Solicitado cambio de categoría a En Peligro de Extinción (pendiente de aprobación). Estrategia Agroesteparias MITECO - 2021 (En preparación)

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES Y PROGRAMAS
Andalucía	VULNERABLE	• ACUERDO de 18 de enero de 2011, del Consejo de Gobierno, por el que se aprueban los planes de recuperación y conservación de determinadas especies silvestres y hábitats protegidos. Anexo IV. Plan de Recuperación y Conservación de Aves Esteparias. 3.5. Sisón. • Programa de Actuación del Plan de Recuperación y Conservación de las Aves Esteparias. Años 2014 -2018. (2013).
Aragón	VULNERABLE	• Orden de 26 de febrero de 2018, del Consejero del Departamento de Desarrollo Rural y Sostenibilidad, por el que se acuerda iniciar el proyecto de Decreto por el que se establece un régimen de protección para el sisón común, ganga ibérica y ganga ortega, así como para la avutarda común en Aragón, y se aprueba el Plan de Recuperación conjunto (Pendiente de aprobación final).
Castilla-La Mancha	VULNERABLE	Ninguno
Castilla y León	No catalogada	Ninguno
Cataluña	Propuesta de catalogación como “EN PELIGRO DE EXTINCIÓN” (pendiente de aprobación)	Actuaciones puntuales de conservación en el marco de las medidas compensatorias del Canal Segarra-Garrigues i del Plan Especial de Gestión de las áreas de la Red Natura 2000 de la Plana de Lleida.
Euskadi	VULNERABLE	Ninguno
Extremadura	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Ninguno
Galicia	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Ninguno
Comunidad de Madrid	SENSIBLE A LA ALTERACIÓN DE SU HÁBITAT	Ninguno
Región de Murcia	VULNERABLE	Ninguno
Navarra	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Ninguno

AUTONÓMICAS		
CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES Y PROGRAMAS
La Rioja	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	• Decreto 8/2000, de 18 de febrero, por el que se aprueba el Plan de Recuperación del Sisón Común en La Rioja. • Decreto 55/2014, de 19 de diciembre, por el que se aprueban los Planes de Gestión de determinadas Especies de la Flora y Fauna Silvestre Catalogadas como Amenazadas en la Comunidad Autónoma de La Rioja. Anexo 5: Plan de Gestión de las Aves Esteparias en La Rioja: sisón común (Tetrax tetrax), aguilucho cenizo (Circus pygargus), cernícalo primilla (Falco naumanni), ganga ortega (Pterocles orientalis) y ganga ibérica (Pterocles alchata).
Comunidad Valenciana	VULNERABLE	• Resolución de 22 de diciembre de 2005, del conseller de Territorio y Vivienda, por la que se aprueba el Plan de Acción para la Conservación de las Aves de las Estepas Cerealistas de la Comunidad Valenciana. Sisón.

ción, a la aprobación de una estrategia estatal para su conservación y a la liberación de fondos para su ejecución.

✔ Elaboración y aprobación de los preceptivos planes de recuperación o conservación en las CCAA con presencia de la especie, garantizando la coordinación entre CCAA.

✔ Designación de nuevas ZEPA o ampliación de las existentes para que alberguen un mayor porcentaje de la población reproductora e invernante, así como identificar las Áreas Críticas para la especie tal como establece la Ley 42/2007.

✔ Desarrollo de medidas específicas ligadas a los usos agrícolas: conservación y promoción de linderos, eriales, desarrollo de medidas que permitan la conservación de barbechos gestionados para fomentar la biodiversidad -en al menos un 10 % de la superficie de cultivo- y prohibición del laboreo en época de reproducción.

✔ Prohibición de repoblaciones forestales en hábitats actuales o potenciales de la especie.

✔ Prohibición del desarrollo de infraestructuras y proyectos de regadío e infraestructuras energéticas en las zonas más sensibles para la especie, especialmente en sus hábitats de alimentación y en sus zonas de reproducción.

✔ En líneas eléctricas ya instaladas colocación de la adecuada señalización visual de los tendidos, mediante dispositivos adecuados de eficacia comprobada. Evitar la construcción de líneas de nueva instalación en las zonas más sensibles para la especie, especialmente en sus hábitats de alimentación y en sus zonas de reproducción, priorizando el soterramiento de las líneas.

✔ Seguimiento de la evolución de la población e investigación para conocer en profundidad las causas de su declive. Estudio para mitigar o evitar las causas de mortalidad directa.

EN PELIGRO
EN [B1bc]

TARABILLA CANARIA

Saxicola dacotiae

Bitxac de Fuerteventura; Chasco canario; Pitxartxar kanariarra; Caldeireta; Fuerteventura Stonechat; Tarier des Canaries



Autor: **Juan Carlos Illera**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2017)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
NT	NT	NT	NE	EN	EN

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

La tarabilla canaria es una especie endémica que únicamente se distribuye de manera amplia, pero parcheada, a lo largo de toda la geografía de la isla de Fuerteventura -Canarias-. Necesita unos requerimientos mínimos de hábitat: cobertura arbustiva media-alta, piedras grandes, cierta pendiente y un mínimo de suelo desnudo, o al menos no cubierto por piedras (Illera, 2001; Seoane *et al*., 2010a). Suele evitar los medios arenosos -jables- y lavas volcánicas recientes o subrecientes -malpaíses-. Es una especie muy fiel al territorio, y desde que se asienta en uno y se empareja, allí permanece todo el año durante el resto de su vida (Illera y Díaz, 2008). Es una especie territorial todo el año, defendiendo sus territorios frente a individuos de su misma especie, así como frente a individuos de otras especies de paseriformes nativos, migrantes o invernantes (Illera y Seoane, 2012, Seoane y Illera, 2012).

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

La tarabilla canaria es una especie endémica de la isla de Fuerteventura. El censo más completo tanto por superficie muestreada, como por precisión al considerar explícitamente características del hábitat se realizó entre 2005 y 2006, arrojando una estima poblacional de 14.436 -entre 13.376 y 15.492- individuos (Seoane *et al*., 2010a). La mayor parte de sus efectivos se concentraban en la isla, en barrancos y zonas terroso-pedregosas con cierta

inclinación orográfica, presencia de una buena cobertura de piedras grandes, así como de arbustos medianos y grandes. Estas zonas le proporcionan las disponibilidades de invertebrados más altas, y un gran número de lugares potenciales para ubicar sus nidos durante el período reproductor (Illera, 2001; Illera *et al*., 2006). No hay información sobre tendencias poblacionales, ya que no se ha repetido ningún censo en la isla, parcial o total.

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

No es posible inferir tendencias poblacionales debido a la ausencia de censos posteriores. Sin embargo, debido a lo restringido de su distribución mundial, la especie cumple los criterios para ser catalogada como "En Peligro". Dicha figura estaría basada en el criterio B1 (B1bc).

Criterio B1

La especie es endémica de la isla de Fuerteventura, por tanto, se distribuye en una superficie menor a 1.660 km².

(b) El desmesurado crecimiento de viviendas unifamiliares, más o menos aisladas, fuera de los núcleos urbanos ya establecidos, así como el desarrollo de nuevas instalaciones energéticas eólicas y fotovoltaicas, junto a las pistas de nueva creación para el mantenimiento de estas infraestructuras, hace razonable inferir una pérdida continuada de la extensión y calidad del hábitat, que repercutirá negativamente en el número de ejemplares reproductores. A esto hay que añadir el desproporcionado número de cabezas de ganado -fundamentalmente caprino-, tanto asilvestrado como en régimen semiextensivo, que disminuyen la cobertura arbustiva y aceleran los procesos de desertificación (Illera, 2001; Seoane *et al*., 2010b).

(c) Las previsiones climáticas futuras en la isla de Fuerteventura predicen un descenso en el régimen pluviométrico en los próximos años. Sabemos que el esfuerzo reproductor de la tarabilla canaria está íntimamente relacionado con el volumen de agua precipitado en la isla (Illera y Díaz, 2006). Por tanto, es previsible que el número de individuos reclutados anualmente disminuya en los próximos años debido a la menor cantidad de agua precipitada en la isla, incluso es previsible que puedan desaparecer de aquellas localidades que menos agua reciban. El mantenimiento de la cabaña caprina y ovina en la isla, tanto en régimen de estabulación parcial como directamente asilvestradas -las denominadas cabras de costa- también seguirá propiciando una disminución de la calidad de los hábitats para la especie.

AMENAZAS

Los principales problemas de conservación residen en la destrucción y alteración de sus territorios, tanto por la acción antrópica directa como indirecta. Tampoco es desdeñable el impacto de especies alóctonas introducidas como gatos depredando sobre pollos o adultos, y el sobrepastoreo de cabras y ovejas (Illera, 2003, 2004, 2007).

- **Desarrollo urbanístico, de ocio, e infraestructuras**

Existe una dinámica muy extendida en Fuerteventura de construir viviendas familiares en zonas despobladas, lo cual supone una ocupación del territorio desordenado, y cuando esto tiene lugar en zonas óptimas para la especie tiene consecuencias negativas. Además, el desarrollo de nuevas carreteras en forma de autovías o vías de servicio, más las pistas legales e ilegales, propicia de nuevo una pérdida de territorios en una especie que es muy fiel al espacio ocupado durante toda su vida (Illera, 2001; Illera *et al*., 2010). En los últimos años la ocupación

del espacio por parte de fuentes de obtención de energía renovables, como plantas fotovoltaicas o centrales eólicas, es una nueva fuente de amenaza, la cual se asociaría de nuevo a la pérdida de territorios en esta especie. Tampoco es desdeñable el impacto de nuevos proyectos de explotación de áridos, u otros destinados al sector turístico como nuevos campos de golf, campings, etc., los cuales propician una degradación de la calidad de las zonas donde vive (Illera, 2001; Illera *et al*., 2010).

● Sobrepastoreo y apertura de nuevas granjas caprinas u ovinas

A pesar de que Fuerteventura es considerada una isla semiárida o semidesértica, mantiene una cabaña ganadera, fundamentalmente caprina y ovina, muy elevada -por encima de los 80.000 ejemplares-. Estas especies fueron introducidas por los aborígenes hace unos 2.000 años, y su impacto sobre la cubierta vegetal ya tuvo que ser significativa desde ese momento (Illera *et al*. 2006). Esta cabaña se mantiene en régimen semiextensivo, es decir, pasan parte del día dentro de los corrales, y otra parte la pasan fuera de los mismos. Es en esos períodos cuando provocan el mayor daño a los ecosistemas de la isla, ya que ramonean la cubierta vegetal de los lugares por donde pasan, reduciéndola sensiblemente, pero también provocando la pulverización del sustrato con las pisadas. Esta circunstancia provoca la erosión subsiguiente del suelo después de que tienen lugar las lluvias torrenciales en la isla, dejando expuesta a la roca madre (Illera, 2001; Illera y Seoane, 2012). La proliferación de corrales por toda la geografía de Fuerteventura es, por tanto, un problema muy serio para la conservación de esta especie. A esta cabaña hay que sumarle los rebaños de cabras silvestres conocidas localmente como las "cabras de costa", de número desconocido, pero que se distribuyen sin control por toda la isla.

● Especies introducidas

Los gatos asilvestrados o domésticos descontrolados suponen un problema muy grave para la especie, especialmente durante el periodo reproductor, ya que depredan sobre los nidos con pollos en el nido; y en ocasiones también sobre la hembra que está incubando o dando calor a los pollos en el nido (Illera y Díaz, 2006). Por tanto, esta amenaza puede reducir sensiblemente tanto la supervivencia de los adultos como el reclutamiento anual de nuevos individuos. Este hecho se hace más problemático cuando se establecen nuevos asentamientos humanos en las cercanías de territorios de esta especie, ya que los gatos domésticos tienen un radio de acción letal muy amplio alrededor de las viviendas a las

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I.	Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011): VULNERABLE.

AUTONÓMICAS		
CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Canarias	VULNERABLE	Ninguno



© Martin Pelanek - Shutterstock

que están asociados. Otras especies introducidas como ratas, ratones, erizos y ardillas morunas no parecen tener una influencia negativa reseñable (Illera y Díaz, 2006).

● **Cambio climático**

Las previsiones climáticas futuras en la isla de Fuerteventura predicen un descenso en el régimen pluviométrico en los próximos años (Expósito *et al*., 2015). Debido a que se sabe que el esfuerzo reproductor de la tarabilla canaria está íntimamente relacionado con el volumen de agua precipitado en la isla (Illera y Díaz, 2006), es previsible que el número de individuos reclutados anualmente disminuya en los próximos años debido a la menor cantidad de agua precipitada en la isla, incluso pudiendo desaparecer de las localidades que menos agua reciban.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Limitar la proliferación de corrales de cabras y ovejas en Fuerteventura. Preferentemente reducir su número.
- ✔ Regular y controlar la población de cabras asilvestradas en la isla. Esto no solo repercutiría en la conservación de la tarabilla canaria, sino en la biodiversidad general de Fuerteventura.
- ✔ Regular y controlar la población de gatos en los enclaves con las mejores poblaciones de la especie, con el objetivo de reducir las pérdidas de individuos adultos y pollos producidos durante el periodo reproductor.
- ✔ Evaluar la tendencia poblacional de la especie con un nuevo censo que sirva para comparar con los resultados obtenidos durante 2005-2006.
- ✔ Limitar la proliferación de nuevos parques eólicos o fotovoltaicos en zonas óptimas para la especie.
- ✔ Evitar la construcción de nuevas infraestructuras de cualquier tipo cerca de territorios, como mínimo, en las mejores zonas para la especie.
- ✔ Puesta en marcha de acciones de divulgación periódicas hacia la población residente y turista.

VU
VULNERABLE





© Tony Brindley-Shutterstock

VULNERABLE
VU [A2ac; C1]

ÁGUILA PERDICERA

Aquila fasciata

Àguila cuabarrada; Águia de Bonelli; Bonelli arranoa; Águia-de-Bonelli; Bonelli's eagle; Aigle de Bonelli



Autora: **Carlota Viada**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2019)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	NT	LC	V	EN	VU

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

El águila perdicera, de Bonelli o águila-azor perdicera se extiende mayoritariamente en áreas de clima mediterráneo, siendo menos favorables las zonas norteñas de la península ibérica; aunque precisamente el cambio climático estaría actuando en sentido favorable a la expansión norteña de la especie (Huntley *et al*., 2007). Se distribuye más densamente por el arco de sierras litorales y prelitorales mediterráneas de Andalucía, Murcia, Comunidad Valenciana, Cataluña, así como en Extremadura. Está presente en las dos mesetas, con poblaciones más laxas y residuales, igual que ocurre en Aragón, Navarra y País Vasco (Álava). No se encuentra en Canarias ni Galicia, y se considera extinguida en Asturias y Cantabria. En Baleares se extinguió en la década de los 70 del siglo pasado, y se ha reintroducido con éxito entre 2011 y 2017 (datos propios).

Las poblaciones de águila perdicera seleccionan hábitats diferenciados, según sea su clase de edad: los adultos territoriales, que son sedentarios y con apenas movilidad, seleccionan territorios con cortados rocosos para construir sus nidos, aunque también se pueden instalar en árboles, con un área de caza en zonas de matorral o maquia mediterránea más o menos extensa según la abundancia de presas. Por otro lado, los individuos no territoriales -en su mayoría preadultos- tienen un comportamiento nómada y seleccionan zonas con ausencia de parejas territoriales y con abundancia

de presas, normalmente con hábitats dominados por el matorral mediterráneo y mosaico agroforestal (Cadahía *et al*., 2010). Estas áreas dispersivas son de gran importancia para la conservación de la especie y las más importantes se encuentran en La Sagra y el embalse de Torrejón (Toledo), La Janda (Cádiz), los secanos de Lleida, Tierra de Campos (Ávila), sureste de la Comunidad de Madrid y Aranjuez, Bajo Guadalquivir (Sevilla), Alto Ebro, Sierra de Escalona (Murcia-Alicante), Utiel-Requena (Valencia) o Bajo Ebro-Montsià (Tarragona), por citar algunas (Cadahía *et al.*, 2010; Grefa, 2020b).

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

La población de águila perdicera en España, según el último censo realizado por las comunidades autónomas en 2018, está formada por 711-745 parejas -711 seguras y 34 más probables-. Se distribuyen por 13 comunidades autónomas, acumulando Andalucía algo más del 45 % de la población española, siendo, con mucha diferencia, la región más importante para la especie en España y en Europa. Le siguen en abundancia Extremadura, Comunidad Valenciana, Cataluña y Castilla-La Mancha, con poblaciones que suponen entre el 10 y el 13 % del censo total. Por otro lado, Murcia, Aragón y Castilla y León tienen entre 17-22 parejas cada una, lo que implica cerca del 3 % de parejas reproductoras en cada caso. Ya por debajo de las 10 parejas se encuentran otras cinco comunidades. No existe en Canarias ni en Galicia y no ha reaparecido ni en Asturias ni en Cantabria, dónde sí hay datos históricos. Solo ha retornado a Baleares, tras una ausencia de más de 45 años gracias a un proyecto de reintroducción.

En 2018 se han localizado 22 parejas menos respecto del último censo estatal de 2005 -cuando se censaron 733 seguras-, por lo que la población ha experimentado un ligero declive del 3 % en los últimos 13 años. A este ligero descenso se le podría sumar el detectado entre 2003 y 2005 -otras 14 parejas menos-, aunque no se descartó que fuera debido a deficiencias en los muestreos, lo que sumaría un declive de un 5 % en los últimos 15 años. Sin embargo, en las décadas anteriores al 2000, concretamente entre los años 70 y 90 del siglo XX -es decir, hace 50 años, lo que equivaldría a 2,8 generaciones-, se detectó un declive considerable del 30 % o más en Cataluña, Aragón, Murcia, Castilla y León -dónde se llegó al 58 %-, Madrid y Navarra. A partir de la década del 2010 parece que los esfuerzos de conservación están dando sus frutos, y se ha detectado una ralentización del declive en el conjunto de la población española. En efecto, la tendencia poblacional se torna positiva en algunos de los baluartes históricos de esta especie como es el caso de Cataluña o Castilla y León. En Madrid -con cinco parejas territoriales en 2021, tres de ellas criando, datos inéditos de GREFA), Navarra (con dos parejas territoriales en 2021 (datos inéditos de GAN-Gobierno de Navarra), tras haber perdido todos sus territorios entre 2012 y 2016-, y Mallorca -nueve parejas territoriales en 2021 (datos inéditos del Gobierno de las Islas Baleares)-, las poblaciones han aumentado como consecuencia de proyectos de reintroducción o reforzamiento poblacional. Si bien en algunas regiones la tendencia poblacional sigue siendo negativa, caso de Aragón -declive del 35 % entre 2005 y 2018- o Murcia -tras una recuperación considerable desde finales de los 90, mantiene una tendencia en descenso desde 2012-. La principal población, la andaluza, se mantiene en buen estado de salud en su conjunto según el censo de 2018, aunque con diferentes tendencias entre provincias.

Afortunadamente, en las últimas décadas se han invertido importantes esfuerzos de conservación en la especie que han permitido que su situación demográfica actual no sea mucho peor.

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se han aplicado las categorías de amenaza y los criterios UICN para el conjunto de la población reproductora española, analizándola como una metapoblación, según describen Hernández-Matías *et al*. (2013).

La población en su conjunto cumple los criterios A2ac; C1 para ser evaluada como "Vulnerable".

Criterio A2

(a) La evaluación se apoya en el declive de más del 30 % de las parejas territoriales presentes en el pasado, entre los años 70 y 90 del siglo XX -2,8 generaciones-. Los datos de los últimos 10-15 años muestran una desaceleración en el cómputo estatal de territorios perdidos, hasta el 3 y el 5 % en los últimos 13 y 15 años respectivamente (del Moral, 2006; del Moral y Molina, 2018). Considerando que el umbral establece una reducción de la población igual o superior al 30 % durante los últimos 10 años o de tres generaciones, y una generación en el caso del águila perdicera son 18 años, se alcanza a cumplir este criterio por el declive en las últimas 2,8 generaciones.

(c) Se produce en paralelo un deterioro en la calidad del hábitat, debido a la expansión de la electrificación rural junto con el abandono de la gestión agroganadera en grandes territorios, lo que ha conllevado el aumento de la mortalidad por electrocución en una de las rapaces más vulnerable a este problema, así como una disminución de la disponibilidad de alimento, sobre todo del conejo, junto con otras causas de mortalidad no natural como la persecución directa, el ahogamiento, el plumbismo o la colisión con tendidos eléctricos.

Criterio C1

Con unos 1.500 individuos maduros y una reducción de la población igual o superior al 30 % durante las últimas tres generaciones -54 años-, supera el rango del criterio C1 de «reducción del 10 % en 10 años o en tres generaciones», además de tener una población de menos de 10.000 ejemplares adultos.

AMENAZAS

- **Electrocución en tendidos eléctricos**

La electrocución es actualmente la principal causa de mortalidad no natural del águila perdicera, representando entre el 43 y el 60 % de las bajas según los estudios, con mucha diferencia sobre el resto de causas (Rollan *et al*., 2016; López *et al*., 2019; Grefa, 2020a). La electrocución afecta más a la fracción preadulta de las poblaciones de aves rapaces -62 % de las que mueren lo hacen por electrocución-, más inexperta y más dada a utilizar las torres eléctricas como soporte, a lo que se suma su poca pericia al posarse. Sin embargo, afecta también a adultos reproductores -26 % de las bajas lo son por esta causa-, originandoun mayor impacto negativo en la viabilidad de las poblaciones (Hernández-Matías *et al*., 2015; Viada, 2017a). El águila perdicera es una de las especies de aves más vulnerables a la electrocución por su hábito de colocarse dentro del entramado de las torres -con mayor riesgo de tocar puntos en tensión- y por su tendencia a comer sobre ellas, al aumentar la presa el riesgo de contactar con elementos en tensión (Viada, 2017b).

- **Persecución directa**

Es la segunda causa de mortalidad no natural en la especie. En este caso, no hay diferencia entre clases



© AndreAnita - Shutterstock

de edad y tanto preadultos como adultos se ven afectados de manera similar. Los disparos, sobre todo, pero también el trampeo o el envenenamiento, representaban hace 50 años la primera causa de mortalidad no natural, siendo la causa de muerte para el 53 % de los ejemplares muertos entre 1960 y 1989 en Cataluña (Rollan *et al*., 2016). Actualmente, tras la moderación detectada en la persecución directa hacia la fauna (Martínez-Abraín *et al*., 2009) y el incremento de la electrocución -quizás también porque se inspeccionan más tendidos-, el porcentaje ha bajado, por ejemplo, hasta el 5 % en la Comunidad Valenciana entre 2009 y 2016 (López *et al*., 2019) o hasta el 3 %, en 133 águilas perdiceras bajo seguimiento con GPS muertas entre 2010 y 2020 (Grefa, 2020). Aunque sea un porcentaje menor, en números absolutos la cifra sigue siendo considerable, más aún sabiendo que se trata de hechos intencionados y delictivos absolutamente reprobables.

Colisiones y atropellos

A mucha distancia de las anteriores causas de mortalidad, la colisión con tendidos eléctricos, sobre todo en días de mucho viento o con poca visibilidad, representa aproximadamente el 5 % de las causas de mortalidad detectadas (Rollan *et al*., 2016). En menor medida, se han registrado colisiones con viñedos en espaldera -hay casos registrados en Cataluña y Aragón- o contra vallados con alambre de espino. También hay casos de atropellos (Chevalier *et al.*, 2015; Rollan *et al*., 2016), por ejemplo, en zonas de alta densidad de presas atravesadas por una vía rápida (A. Hernández, com. pers.). Es destacable que hay escasos registros conocidos de colisión con parques eólicos, probablemente porque con la actual planificación eólica no se han implantado instalaciones hasta ahora en las áreas ocupadas por esta especie. Sin embargo, es una amenaza potencial que debe tenerse muy en cuenta a la hora de aprobar nuevos proyectos en áreas sensibles para esta águila.

Ahogamiento en balsas de riego

Una amenaza similar a la colisión con tendidos, significando un 5 % de las águilas muertas (Rollan *et al*., 2016; López *et al.*, 2019). Ocurre sobre todo en balsas de riego, pero también en depósitos contra incendios. Se ve afectada con mayor frecuencia la fracción preadulta, aunque también la adulta, en especial si se instalan nuevos estanques peligrosos dentro de los territorios de cría

Molestias humanas por la falta de regulación de actividades deportivas al aire libre

El auge de los deportes de montaña, con competiciones masificadas, junto con excursionistas y escaladores, está incrementando la presencia humana en el campo en las últimas dos décadas. Además de poder causar la pérdida de nidadas, puede provocar el abandono del territorio (Real, 2004). Allí dónde la especie se está recuperando, los territorios con elevada frecuentación humana son evitados por la especie. Por ejemplo, en Mallorca sólo uno de los nueve territorios de la nueva población reintroducida está en una zona con elevada presencia humana mientras que cinco se ubican en fincas privadas inaccesibles al público, y el resto en fincas accesibles, pero con baja frecuentación.

Predación

Aunque se trata de una causa de mortalidad natural, es relevante señalar que la predación por parte del águila real se confirma como la segunda causa de mortalidad, en general, para el águila perdicera en España. Un 35 % de las 133 águilas muertas bajo seguimiento de los proyectos LIFE Bonelli y AQUILA a-LIFE, fue por ataques de águila real (Grefa, 2020a). Este fenómeno está dificultando la recuperación poblacional de la perdicera, que ve cómo la más agresiva águila real -en expansión desde hace varias décadas- va ocupando los territorios históricos de aquella (Gil Sánchez, 2018). En el equilibrio de estas nuevas realidades, cuando llegue, la perdicera lleva las de perder, ya que tiene dificultad en ocupar nuevos territorios (López, 2011). También hay casos de mortalidad por peleas con águila imperial e incluso con la propia especie, así como depredación por búho real sobre pollos o volantones.

Falta de recursos tróficos que deriva en mayor riesgo de plumbismo o tricomoniasis

La rarefacción de sus presas principales debido a enfermedades, inadecuada gestión de los recursos cinegéticos y/o de los cambios en los usos del suelo,

constituyen un grave problema en algunas zonas del norte peninsular -como Álava, Navarra o Aragón-. En algunas zonas han sustituido sus presas habituales por otras presas antropófilas (perdices de cotos intensivos, palomas de competición o domésticas, córvidos, gaviotas, etc.), lo que, por otro lado, incrementa el riesgo de persecución directa o de sufrir plumbismo o tricomoniasis (Real, 2004). Por ejemplo, se están detectando niveles letales de plumbismo al realizar necropsias de águilas perdiceras, –caso de un ejemplar en el CRFS de Ilundain en 2020 (Adrián López, com. pers.)-, que se sospecha que pueden ser procedentes del consumo de animales que escapan heridos tras ser disparados -sobre todo perdices en cotos intensivos-. Podría haber más casos de plumbismo no detectados en animales que mueren por otras causas. Con niveles subletales su productividad se puede ver mermada (Mateo, 1998). Más grave aún, en otras zonas con menor densidad de población humana, donde no aparecen presas alternativas, este problema está limitando la recolonización de territorios históricos.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ El elevado nivel de conocimiento que se tiene de la especie, que ha sido objeto de numerosas tesis doctorales, así como de intensos programas de conservación, permite afinar cada vez mejor sus necesidades de conservación:

- ✔ Continuar realizando censos sistemáticos y comparables, con periodicidad anual -allí dónde la especie se encuentra en declive- o cada 10 años -de manera estatal-.

- ✔ Destinar fondos al seguimiento de los ejemplares mediante marcaje con dispositivos GPS, lo que aporta detalles valiosísimos para corregir las causas de mortalidad.

- ✔ Abordar la resolución del gravísimo problema de la electrocución, por ejemplo, mediante la elaboración de una estrategia de lucha contra la electrocución a nivel estatal de manera participativa, la creación de un grupo de trabajo multidisciplinar a nivel estatal, la prohibición de instalar nuevas líneas de distribución/evacuación con diseños peligrosos en todo el territorio español, que la corrección de los tendidos peligrosos no esté supeditada a la existencia de fondos públicos, que las compañías eléctricas inviertan cuantías muy superiores a las actuales para resolver gran parte del problema en pocos años, que las autoridades industriales pongan al día el Registro Integrado Industrial con las capas de las líneas particulares (art. 21 Ley 21/1992) y que estas medidas sean adecuadas para evitar electrocuciones (Grefa, 2020b).

- ✔ Elaboración y aprobación de los preceptivos Planes de Recuperación o Conservación en las CCAA con presencia de la especie, que no los hayan aprobado todavía.

- ✔ Perseguir judicialmente los casos de persecución directa; podrá ser más factible en casos en los que el águila fuese equipada con un dispositivo GPS.

- ✔ Seguir incidiendo en la sensibilización y concienciación hacia el respeto a las especies protegidas en especial con los diferentes sectores más directamente relacionados con la persecución directa (cinegético, colombófilo o neoruralista).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Bonn: Apéndice II. Convención de Berna: Anexo II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I. European Union Species Action Plan for Bonelli's Eagle (Hieraaetus fasciatus) (ARROYO y FERREIRO, 1997).	Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011): VULNERABLE.

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	VULNERABLE	Ninguno
Aragón	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Decreto 326/2011, de 27 de septiembre, del Gobierno de Aragón, por el que se establece un régimen de protección para el águila-azor perdicera (Hieraaetus fasciatus) en Aragón, y se aprueba el plan de recuperación. (Modificado en 2013).
Asturias	---	Ninguno
Baleares	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Resolució del conseller de Medi Ambient de 14 de juliol de 2009 per la qual s'aproven el pla de reintroducció d'àguila coabarrada Hieraoetus fasciatus; el pla de recuperació d'Euphorbia margalidiana i els plans de conservació de la tortuga mora Testudo graeca i de la miloca Neophron percnopterus. Plan de recuperación, conservación y seguimiento de las rapaces diurnas de las Islas Baleares 2020 (en trámite de aprobación).
Cantabria	EXTINTA	Ninguno
Castilla-La Mancha	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Decreto 76/2016, de 13/12/2016, por el que se aprueba el Plan de Recuperación del Águila Perdicera (Aquila fasciata) y se declaran zonas sensibles las áreas críticas para la supervivencia de esta especie en Castilla-La Mancha.
Castilla y León	No catalogada	Decreto 83/2006, de 23 de noviembre, por el que se aprueba el Plan de Conservación del Águila Perdicera en Castilla y León.
Cataluña	No catalogada	Ninguno
Euskadi	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Orden Foral 612/2001 de 28 de setiembre, por la que se aprueba el Plan de Gestión del ave "Aguila de Bonelli o Aguila-azor perdicera" (Hieraaetus fasciatus) en Álava.
Extremadura	SENSIBLE A LA ALTERACIÓN DE SU HÁBITAT	Orden de 6 de junio de 2005 por la que se aprueba el Plan de Conservación del Hábitat del Águila Perdicera en Extremadura (Modificada en 2016).
Galicia	VULNERABLE	Ninguno
Comunidad de Madrid	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Ninguno
Región de Murcia	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Decreto 59/2016, de 22 de junio, de aprobación de los planes de recuperación del águila perdicera, la nutria y el fartet.
Navarra	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Decreto Foral 15/1996, de 15 de enero, Plan de Recuperación del águila perdicera en Navarra.

AUTONÓMICAS		
CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
La Rioja	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Decreto 19/2009, de 27 de marzo, por el que se renueva el Plan de Recuperación del Águila-Azor perdicera. Decreto 33/2016, de 26 de agosto, por el que se aprueba el Plan de Recuperación del águila-azor perdicera en la Comunidad Autónoma de La Rioja.
Comunidad Valenciana	VULNERABLE	Ninguno

OTRAS MEDIDAS

Desde 2010 se llevan a cabo varios proyectos de reforzamiento poblacional y reintroducción en diversos enclaves de España, con cofinanciación de proyectos LIFE (LIFE Bonelli y AQUILA a-LIFE), e impulsados por los gobiernos autonómicos de Madrid, Islas Baleares y Navarra, y por la Diputación Foral de Álava, junto con la ONG Grefa y la Fundació Natura Parc, que han servido para establecer una nueva población en Mallorca y aumentar los territorios ocupados en Madrid, Álava y Navarra.

- ✔ Colocación de dispositivos antiahogamiento en estanques y balsas de riego, y obligación de instalar escalera o rampa interior en los de nueva construcción, al menos dentro de áreas críticas para la especie -1 km alrededor del nido y áreas de dispersión-.
- ✔ Señalizar los vanos de las líneas eléctricas que atraviesen áreas frecuentadas por la especie.
- ✔ Instalar viñas en espaldera utilizando flejes en vez de tensores de cable de aluminio, para así evitar la mortalidad por colisión.
- ✔ Limitaciones temporales de la escalada y cierre de pistas en áreas vulnerables durante la época de cría.
- ✔ Prohibir el uso de alambre de púas en los cerramientos dentro de las áreas críticas para la especie.
- ✔ Evitar cruzar áreas de dispersión con carreteras rápidas.
- ✔ Regular la masificación en los espacios naturales protegidos. El turismo sostenible no es igual a turismo en la naturaleza.
- ✔ Mejorar la gestión del hábitat allí dónde han disminuido las presas, mediante desbroces -que pueden ser mantenidos por sociedades de cazadores locales mediante acuerdos de custodia, como los que lleva a cabo GAN-Gobierno de Navarra-, siembras y pasto de ganado, o mediante la creación de majanos o puntos de alimentación suplementaria diseñados específicamente para el águila perdicera.
- ✔ Es fundamental evitar la pérdida de territorios, ya que son rápidamente ocupados por águila real o imperial evitando su posterior recolonización. Para ello, es necesario aumentar el reclutamiento de preadultos a la fracción reproductora, lo que se puede lograr con mucho éxito mediante la liberación de juveniles por crianza campestre o *hacking,* como se ha demostrado en Madrid, Navarra y Álava en el marco de los proyectos de reforzamiento llevados a cabo por los respectivos gobiernos autonómicos y la ONG madrileña GREFA.

VULNERABLE
VU [A2ac]

AGUILUCHO CENIZO

Circus pygargus

Arpella cendrosa; Tartaraña cincenta; Mirotz urdina; Águia-caçadeira; Montagu's Harrier; Busard cendré



Autores: **Nicolás López-Jiménez y Beatriz Arroyo**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2017)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	V	VU	VU

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

Especie paleártica, que en España aparece como nidificante por casi todo el territorio peninsular, haciéndose más rara en las zonas más atlánticas de la cordillera Cantábrica. También falta como reproductor en amplias áreas del litoral levantino, en las zonas más áridas del extremo suroriental y sureste de Andalucía, en Baleares y en Canarias. A nivel autonómico las mejores poblaciones reproductoras se encuentran en Castilla y León, superando las 2.000 parejas -40 % del total-, Andalucía, con unas 1.000 parejas, Extremadura y Castilla-La Mancha -con unas 600 parejas cada una-. Las densidades más altas -mayores cifras de parejas por cuadrícula UTM- se dan en Badajoz, en el valle del Guadalquivir -Huelva, Sevilla y Málaga-, en Castilla y León, además de en Castellón (Arroyo *et al*., 2019).

Tradicionalmente ligada a los cultivos cerealistas de zonas amplias y llanas -donde nidifica en mayor medida-, en zonas montañosas del norte peninsular, aunque en zonas del Levante también puede encontrarse en enclaves de vegetación natural, con una vegetación formada por manchas de matorrales bajos dominados por leguminosas arbustivas espinosas (*Ulex* sp., *Genista* sp.), brezales (*Erica sp*.) o pastizales altos.

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

La población reproductora de aguilucho cenizo en España, de acuerdo con los datos del último censo disponible en 2017 (Arroyo *et al*., 2019), se estimó entre 4.276 y 5.362 parejas reproductoras -estima que excluye las poblaciones reproductoras de Aragón, Navarra, A Coruña y Pontevedra-. En el anterior censo poblacional realizado en 2006 se estimó que la población reproductora en el territorio muestreado en 2017 estaba formada por unas 5.818-6.934 parejas (Arroyo y García, 2007), lo que significa que ha habido una reducción de aproximadamente de 1.500 parejas en dicho territorio, constatándose que la especie muestra una tendencia claramente negativa, con un declive de entre el 23 y el 27 % entre 2006 y 2017. Dentro de su área de distribución los mayores declives se han observado en Galicia, Andalucía, Extremadura, Madrid o País Vasco. En general se observa un fuerte y generalizado declive en la mitad occidental del territorio donde habita el aguilucho cenizo.

Según los datos del último censo estatal (Arroyo *et al*., 2019), España constituye el país europeo más importante para la especie a nivel numérico, seguido por Francia - con entre 3.800 y 5.100 parejas-, o Polonia -con entre 3.000 y 4.000 parejas- (BirdLife International, 2017). Por lo tanto, España tiene una gran responsabilidad en la conservación de esta especie a escala global y debe actuar en consecuencia.

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se ha evaluado el estado de conservación del aguilucho cenizo para el conjunto de la población reproductora española, analizándola como una unidad regional única, y teniendo en cuenta los datos de las tendencias poblacionales observadas entre los censos de 2006 (Arroyo y García, 2007) y de 2017 (Arroyo *et al*., 2019).

La especie calificó como "Vulnerable" en el anterior *Libro Rojo de las Aves de España* (Arroyo y García, 2004), aunque se indicaba que no había datos suficientes como para evaluar correctamente su tendencia poblacional a nivel estatal, poniendo de manifiesto que se preveía un declive ante la ausencia de medidas de conservación debido a la pérdida paulatina de calidad del hábitat y a las graves repercusiones que la intensificación de muchas labores agrícolas estaba teniendo sobre la nidificación de la especie.

Posteriormente, y tras la realización del censo estatal de la especie en 2006, se volvió a evaluar su estado de conservación , en función de los nuevos datos, calificándola de nuevo con la categoría de "Vulnerable" (Arroyo y García, 2007).

Teniendo en cuenta las tendencias poblacionales del aguilucho cenizo observadas durante los últimos censos entre el periodo 2006-2017, inferior al necesario para el transcurso de tres generaciones de la especie, la población española de aguilucho cenizo cumpliría con los criterios para ser catalogada como "Vulnerable", de acuerdo con los criterios A2ac.

Criterio A2

Considerando el declive poblacional sufrido por la especie en 10 años -de entre el 23 y el 27 %-, se considera una reducción estimada del 43,5 % en tres generaciones - una generación es de 7,9 años-, por lo que la especie cumple con el criterio de una reducción de la población superior al 30 % para calificar como "Vulnerable", basada en la observación directa **(a)** de la diferencias obtenidas entre los censos de 2006 y 2016, y en la proyección poblacional a tres generaciones, donde además ha habido una notable reducción de la calidad del hábitat

(c) debida al impacto de las labores agrícolas intensivas y a la gestión de las cosechas de cereal.

Criterio B

A pesar del claro declive poblacional del aguilucho cenizo en España, no parece que esta reducción haya afectado significativamente al área de distribución de la especie, que sigue conservando un área total de ocupación muy similar a la que contaba anteriormente, comparando los datos de los últimos *Atlas de Aves Reproductoras de España* (García y Arroyo, 2003; SEO/BirdLife, 2021) y las últimas monografías de censo (Arroyo y García, 2007; Arroyo *et al*., 2019), por lo que no cumpliría con los parámetros mínimos como para cumplir el Criterio B, y además su extensión de presencia y su área de ocupación en España superan con creces los mínimos para entrar dentro de las categorías de amenaza en base a este criterio. No obstante, es importante indicar que la distribución ha disminuido en zonas tradicionalmente muy adecuadas para la especie, y en cambio se extiende por zonas menos adecuadas para la misma (SEO/BirdLife, 2021), lo cual está asociado a la disminución poblacional indicada anteriormente.

Criterio C

Según el último censo de 2017 para la especie (Arroyo *et al*., 2019), se estima que la población mínima de aguilucho cenizo en España estaría alrededor de las 4.276-5.362 parejas reproductoras, y teniendo en cuenta que en dicho censo no se estimaron las parejas que habitan en Aragón, Navarra, A Coruña o Pontevedra -donde la especie cría regularmente- parece que la población supera los 10.000 individuos maduros, por lo que no cumpliría este criterio para poder calificarla dentro de la categoría de “Vulnerable”.

AMENAZAS

● Transformación del hábitat y gestión agraria

El principal factor de su declive es, probablemente, la pérdida o transformación de los hábitats de reproducción y alimentación.

Por un lado, al ser una rapaz que anida en el suelo, la principal amenaza para la especie en las zonas en las que se reproduce en cultivos cerealistas se encuentra en el momento de la cosecha agrícola del cereal, que al ocurrir antes del vuelo de los pollos produce un alto porcentaje de mortalidad en huevos y pollos (Millon *et al*., 2002; Arroyo *et al*., 2002; Pinilla, 2015). La fecha de cosecha está adelantándose cada año (Berger-Geiger *et al*., 2020), tanto por la utilización de variedades con maduración más temprana como por consecuencia del cambio climático. Además, la intensificación de determinadas técnicas de cultivo y explotación de las tierras agrícolas, condicionadas por la Política Agraria Común (PAC), están provocando profundas transformaciones de los hábitats óptimos para la especie: el abandono del cultivo de cereal de secano, el incremento de las superficies de cultivos de regadío e intensificación de los mismos, la desaparición de linderos, eriales o barbechos no arados de media o larga duración -de uno a tres años-, el incremento de la superficie de cultivos que cambian de herbáceos a leñosos -incluyendo la intensificación del viñedo con riego y los emparrados-, además de la reforestación de tierras agrarias en zonas de reproducción de la especie.

Por otro lado, la destrucción y transformación de hábitats de reproducción afecta también a poblaciones que crían en vegetación natural. Por ejemplo, las poblaciones del cuadrante noroccidental de su área de distribución



© Vitaly Ilyasov - Shutterstock

en España se han visto afectadas por la drástica destrucción de la cubierta vegetal natural donde anidan, formada por matorral bajo de tojal-brezal, principalmente a causa de su transformación hacia cultivos de regadío (Tapia *et al*., 2004, 2016).

● Pérdida de hábitats y mortalidad por tendidos eléctricos o aerogeneradores

Otra amenaza a la que se enfrenta la especie en amplias zonas de su área de distribución, especialmente en el cuadrante noroccidental de su área de distribución, es el desmesurado desarrollo de centrales eólicas y sus infraestructuras asociadas -pistas de acceso, subestaciones eléctricas, líneas eléctricas, etc.). El desarrollo industrial de grandes centrales eólicas, especialmente en amplias zonas de Castilla y León, Asturias y Galicia supone, no solo supone un grave riesgo de colisión contra los aerogeneradores o líneas eléctricas de evacuación para los ejemplares de aguilucho cenizo, sino también la destrucción de amplias zonas de hábitats propicias para la reproducción o alimentación de la especie y molestias derivadas del funcionamiento de estas infraestructuras (Atienza *et al*., 2014).

A su vez, la expansión de las plantas fotovoltaicas en zonas anteriormente cubiertas de cultivos de cereal también supone una importante pérdida de hábitat para la especie, eliminando no solo la comunidad vegetal donde habita, sino también sus zonas de alimentación, de reproducción o cortejo.

● Mortalidad por consumo de sustancias tóxicas

La muerte por envenenamiento ha podido afectar a esta especie en algunas zonas concretas como consecuencia de la muerte, por consumo indirecto de rodenticidas o cebos envenenados. La dimensión del problema de la mortalidad por el uso ilegal de cebos envenenados o por intoxicación indirecta al consumir presas contaminadas -por ejemplo, topillos- no se conoce con exactitud, puesto que los ejemplares hallados son solo una pequeña parte de los realmente muertos por esta causa. Se estima que únicamente entre 1992-2013 pudieron haber muerto por esta causa entre 1.300-2.160 ejemplares en España (Cano *et al.,* 2016).

● Inacción de las Administraciones públicas

A pesar de que a nivel estatal la especie está catalogada como "Vulnerable" desde hace años, son pocas las comunidades autónomas que han desarrollado los preceptivos planes de conservación de la especie. Tampoco se han designado las correspondientes áreas sensibles para el aguilucho cenizo. La falta de designación de espacios protegidos específicos para la especie, especialmente ZEPA de la Red Natura 2000, y la no aplicación de medidas específicas para su protección, como pueden ser la aprobación y ejecución de planes de conservación, son factores indirectos que evidentemente afectan a la viabilidad futura de las poblaciones de aguilucho cenizo. Por último, sería deseable que todas las Administraciones diseñaran y aplicaran campañas específicas de concienciación para evitar la alta mortalidad de pollos que se producen durante el desarrollo de las labores agrícolas de la recogida del cereal -algo que actualmente ocurre sólo en algunas comunidades autónomas-, compensando a los agricultores o poniendo en marcha medidas para que en el desarrollo de la Política Agraria Común (PAC) se consideren prioritarias para la conservación de los valores naturales y la especies, y que se incentive a los agricultores a adecuar sus actividades a las necesidades de la naturaleza.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Bonn: Apéndice II. Convenio de Berna: Anexo II. Convención sobre Especies Migratorias (CMS): Apéndice II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I.	Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011): VULNERABLE.

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	VULNERABLE	ACUERDO de 18 de enero de 2011, del Consejo de Gobierno, por el que se aprueban los planes de recuperación y conservación de determinadas especies silvestres y hábitats protegidos. ANEXO IV. PLAN DE RECUPERACIÓN Y CONSERVACIÓN DE AVES ESTEPARIAS. 3.3. Aguilucho cenizo Programa de Actuación del Plan de Recuperación y Conservación de las Aves Esteparias. Años 2014 -2018. (2013)
Aragón	VULNERABLE	Ninguno
Asturias	No catalogada	Ninguno
Baleares	VULNERABLE	Ninguno
Cantabria	VULNERABLE	Ninguno
Castilla-La Mancha	VULNERABLE	Ninguno
Castilla y León	No catalogada	Ninguno
Cataluña	No catalogada	Ninguno
Euskadi	VULNERABLE	Ninguno
Extremadura	SENSIBLE A LA ALTERACIÓN DE SU HÁBITAT	Ninguno
Galicia	VULNERABLE	Ninguno
Comunidad de Madrid	VULNERABLE	Ninguno
Región de Murcia	VULNERABLE	Ninguno
Navarra	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Ninguno
La Rioja	No catalogada	Decreto 55/2014, de 19 de diciembre, por el que se aprueban los Planes de Gestión de determinadas Especies de la Flora y Fauna Silvestre Catalogadas como Amenazadas en la Comunidad Autónoma de La Rioja. ANEXO 5: PLAN DE GESTIÓN DE LAS AVES ESTEPARIAS EN LA RIOJA: SISÓN COMÚN (*Tetrax tetrax*), AGUILUCHO CENIZO (*Circus pygargus*), CERNÍCALO PRIMILLA (*Falco naumanni*), GANGA ORTEGA (*Pterocles orientalis*) y GANGA IBÉRICA (*Pterocles alchata*).
Comunidad Valenciana	VULNERABLE	Ninguno

OTRAS MEDIDAS

Diversas ONG repartidas por todo el estado vienen desarrollando desde hace muchos años campañas de salvamento de aguiluchos sobre el terreno, para evitar la mortalidad de esta especie en el transcurso de las labores agrícolas de recogida del cereal. Por ejemplo, el Grupo Extremeño de Aguiluchos (GEA), compuesto por varias ONG de conservación, lleva trabajando en campañas de salvamento de aguiluchos en esa comunidad autónoma -junto con la Dirección General de Sostenibilidad de la Junta de Extremadura- desde los años 90, manejando y protegiendo anualmente más de 500 nidos de aguilucho. Asimismo, en 2019 los Grupos Locales de SEO/BirdLife -SEO-Salamanca, SEO-Segovia, SEO-Sierra Norte de Madrid y SEO-Málaga- junto con la delegación de SEO/BirdLife en Extremadura trabajaron en colaboración con los agricultores locales en una campaña en la que se lograron salvar más de 100 nidos con sus pollos.

Desde 1991, el Grupo Ibérico de Aguiluchos (GIA, https://grupoibericodeaguiluchos.org/), formado por 16 entidades conservacionistas y constituido como un grupo de trabajo en defensa de los aguiluchos en España y Portugal, lleva trabajando para resolver los problemas de conservación de estas especies, y en especial en lo referente a las amenazas que sufre el aguilucho cenizo. Desde entonces, el GIA ha celebrado 15 congresos donde especialistas, asociaciones y técnicos de administraciones invitadas han puesto de manifiesto el alarmante declive de esta y otras especies de aguiluchos, proponiendo soluciones e instando a los organismos públicos para que solucionen los problemas de conservación planteados.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Revisar la catalogación de la especie a escala autonómica, y catalogarla adecuadamente, especialmente en aquellas comunidades autónomas catalogada. Desarrollar los correspondientes planes de conservación en aquellas regiones que cuentan con una población reproductora.

- ✔ Protección de los nidos durante las labores de la cosecha: apoyo a los proyectos de conservación y salvamento de aguiluchos que desarrollan grupos de voluntarios de varias ONG, proporcionando medios, fondos y medidas de compensación a los agricultores ligadas al cumplimiento de los objetivos de conservación de la especie. Además, es necesario el desarrollo de medidas específicas ligadas a los usos agrícolas en los cultivos de cereal: retraso de la cosecha, conservación de linderos o eriales y desarrollo de medidas que permitan la conservación de barbechos gestionados para fomentar la biodiversidad en al menos un 10 % de la superficie de cultivo.

- ✔ Regulación o prohibición del desarrollo de infraestructuras viales y repoblaciones forestales en los hábitats naturales de reproducción o alimentación de la especie.

- ✔ Prohibición de quemas prescritas en aquellas zonas de matorral con tojal-brezal que constituyen el hábitat de cría o alimentación de la especie en sus poblaciones más norteñas -Galicia, León, Asturias y Cantabria-, promoviendo la protección de este tipo de matorral como hábitats de interés de conservación para la especie, ampliando las ZEPA donde haya presencia de este hábitat o designando nuevas ZEPA.

- ✔ Persecución del delito, aumento de las penas y cierre de los cotos donde se produzcan episodios de envenenamiento de fauna.

- ✔ Prohibición de la implantación de proyectos eólicos o de nuevas líneas eléctricas en los territorios donde habita la especie, así como prohibición del desarrollo de cualquier infraestructura en las zonas más sensibles para la misma. En las centrales eólicas ya instaladas en las zonas donde habita la especie, habría que establecer periodos de parada en la época reproductora, valorando la posibilidad de la paralización total de la actividad durante los meses en que la especie se encuentra en España.

- ✔ En líneas eléctricas ya instaladas es necesario colocar balizamientos de eficacia contrastada para la señalización de las líneas.

- ✔ Seguimiento de la evolución de la población y estudio de las causas del declive.

- ✔ Designación de nuevas ZEPA o ampliación de las existentes para que alberguen un mayor porcentaje de la población reproductora, especialmente en el cuadrante noroccidental de su área de distribución.

ALCAUDÓN DORSIRROJO

VULNERABLE
VU [A2bc]

Lanius collurio

Escorxador comú; Picanzo vermello; Antzandobi arrunta; Picanço-de-dorso-ruivo; Red-backed Shrike; Pie-grièche écorcheur



Autor: **Octavio Infante**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2017)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	NE	NE	VU

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

El alcaudón dorsirrojo se distribuye por la franja norte peninsular -coincidiendo con la región eurosiberiana- y presentando una densidad más parcheada en Galicia. En cambio, ocupa zonas hacia el sur de las provincias de Burgos y Soria, conectando con el sistema Central por donde se ha ido expandiendo hasta el sur de la provincia de Salamanca. Ausente por completo de la mitad sur peninsular, en el archipiélago canario, islas Baleares, Ceuta y Melilla.

Tiene una clara relación positiva con la cobertura de bosque y las precipitaciones, y una relación negativa

con las temperaturas. Prefiere zonas de montaña, favorablemente por encima de los 1.000 metros sobre el nivel del mar.

Se localiza en hábitats de mosaico, principalmente en latitudes altas donde predomina el clima centroeuropeo, en campiñas, pastizales con setos espinosos e, incluso, brezales. La actividad ganadera permite un bajo crecimiento de la vegetación, lo que favorece la captura de invertebrados.

En relación con el cambio climático, puede sufrir una reducción considerable de su distribución en la península ibérica. Los modelos proyectan contracciones en la distribución potencial actual de la especie de entre un 89 % y un 92 % entre 2041 y 2070, mientras que el nivel de coincidencia entre la distribución observada y potencial se reduce hasta un rango de entre un 6 % y un 10 % entre los años 2041 y 2070 (Araújo *et al*., 2011).

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

La tendencia observada, teniendo en cuenta los datos obtenidos en el programa Sacre (SEO/BirdLife, 2019a) entre los años 1998 y 2018, es de un declive cercano al 50 %, con una evolución media interanual de menos 2,5 puntos. De acuerdo con las estimaciones poblacionales realizadas por Carrascal y Palomino (2008), el tamaño de la población de alcaudón dorsirrojo entre 2004 y 2006 rondaba los 360.000 ejemplares de media -de 263.000 a 492.000-. Teniendo en cuenta el porcentaje de declive sufrido por esta especie, se estima que la población actual podría estar en torno a los 180.000 individuos, por lo que se habrían perdido unos 178.000 alcaudones dorsirrojos entre los años 1998 y 2018. A pesar de esta alarmante disminución, y su rarificación en algunas zonas del norte del país, el alcaudón dorsirrojo está colonizando áreas con hábitat óptimo, siguiendo principalmente las cuerdas de los grandes sistemas montañosos como es el caso del sistema Central.

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se han aplicado los criterios de la UICN para el conjunto de la población reproductora española analizándola como una unidad regional única.

Teniendo en cuenta las tendencias poblacionales del alcaudón dorsirrojo observadas durante las últimas estimaciones realizadas entre el periodo 1998-2018, superior al necesario para el transcurso de tres generaciones de la especie o durante 10 años, la población española de alcaudón dorsirrojo cumpliría con los criterios para ser catalogada como “Vulnerable”, de acuerdo con los criterios A2bc.

Criterio A2

(b) La evolución del tamaño de la población española obtenida mediante el programa de ciencia ciudadana (Sacre) desde 1998 hasta 2018 (SEO/BirdLife, 2019a), indica un descenso acumulado del conjunto de la población del 49,4 % en 20 años. No supera el rango para ser calificada como “En Peligro”, pero si no se reducen las amenazas es muy probable que se supere este rango en no mucho tiempo, teniendo en cuenta que la evolución media anual es de menos 2,5 %. Siguiendo dicho criterio, la especie califica como “Vulnerable”.

(c) A su vez, ha sufrido una notable reducción de la extensión y calidad de los hábitats idóneos para alimentación y cría.



© Aaltair-Shutterstock

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Berna: Anexo II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I.	Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011): Incluido.

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	Listado Andaluz de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial	Ninguno
Aragón	No catalogada	Ninguno
Asturias	No catalogada	Ninguno
Baleares	No catalogada	Ninguno
Canarias	No catalogada	Ninguno
Cantabria	No catalogada	Ninguno
Castilla-La Mancha	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Castilla y León	No catalogada	Ninguno
Cataluña	No catalogada	Ninguno
Euskadi	No catalogada	Ninguno
Extremadura	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Galicia	No catalogada	Ninguno
Comunidad de Madrid	No catalogada	Ninguno
Región de Murcia	No catalogada	Ninguno
Navarra	VULNERABLE	Ninguno
La Rioja	No catalogada	Ninguno
Comunidad Valenciana	No catalogada	Ninguno

AMENAZAS

● Pérdida de recursos tróficos

La paulatina y grave desaparición de las poblaciones de invertebrados terrestres que se está produciendo a nivel global en muchos ecosistemas también puede estar afectando negativamente al alcaudón dorsirrojo, ya que se

trata de un recurso trófico fundamental para la especie. El uso abusivo de plaguicidas está provocando que las especies depredadoras de invertebrados no encuentren recursos alimentarios suficientes.

● **Transformación del hábitat y gestión agraria**

Aunque es difícil concretar un único factor en su declive, probablemente la pérdida o transformación del hábitat y la intensificación de determinadas técnicas de cultivo o explotación de las tierras agrícolas, y el condicionamiento de la Política Agraria Común (PAC), se encuentren entre los principales: reducción de superficies de barbecho; abandono del cultivo de cereal de secano; incremento de las superficies de cultivos de regadío e intensificación de los mismos; o la desaparición de linderos, eriales y barbechos no arados de media o larga duración. Además, la concentración parcelaria provoca la pérdida de lindes y setos que son claves para el mantenimiento de los territorios de cría.

● **Causas naturales**

La peculiar migración de la especie, en Z o lazo, hace que la Península sea uno de los límites de su distribución europea. Esta circunstancia conlleva un recorrido de miles de kilómetros entre las áreas de cría e invernada, estando expuestos a las modificaciones y cambios entre ellos.

También la disminución de la productividad de sus presas en las zonas de cría puede conllevar una mortalidad aún por determinar.

● **Cambio climático**

Los cambios que se prevé que provoque el cambio climático harán que las poblaciones de esta especie se restrinjan a cumbres de cordilleras y cadenas montañosas, lo que impedirá su posible expansión, perdiendo hábitat favorable.

● **Otras causas desconocidas**

Hacen falta estudios que permitan conocer otros factores que afecten a las poblaciones de alcaudón dorsirrojo, como por ejemplo el marcaje de individuos para conocer con mayor exactitud los desplazamientos y zonas de descanso.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

✔ Revisar la catalogación de la especie a escala estatal, no evaluada en el anterior *Libro Rojo de las Aves de España*, y declararla como "Vulnerable" a nivel estatal. Con esta revisión se desencadenarían los mecanismos establecidos en las leyes de protección de la biodiversidad, obligando a la elaboración de planes autonómicos de conservación y a la liberación de fondos económicos para su ejecución.

✔ Se debería favorecer un paisaje de mosaico con pastizales y arbustos espinosos, preferiblemente con actividad ganadera extensiva que beneficie la captura de sus presas. La gestión de estos espacios es clave para incrementar su productividad.

✔ Se deberían realizar más estudios para conocer sus lugares de invernada, así como sus desplazamientos y las causas de su declive. Esto permitiría conocer las zonas de descanso, así como los requerimientos durante su estancia en ellas.

VULNERABLE
VU [C1]

EN PELIGRO
EN* [D]

ALIMOCHE COMÚN

Neophron percnopterus

Aufrany comú; Voitre branco; Sai zuria; Abutre-do-egipto; Egyptian vulture, Percnoptère d'Égypte



Autores: **José Antonio Donázar y Jorge F. Orueta**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2019)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
EN	EN	VU	V	EN/CR*	VU/EN*

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

El alimoche común se distribuye por todas las comunidades autónomas excepto en Madrid y Murcia, aunque también falta en las ciudades autónomas de Ceuta y Melilla. Su presencia, no obstante, no es homogénea y se encuentra muy concentrada en macizos montañosos del norte y centro peninsular, así como en las islas orientales de Canarias -Alegranza, Lanzarote y Fuerteventura- y en Baleares (del Moral y Molina, 2018). La subespecie nominal (*N. p. percnopterus*) ocupa la península ibérica y Baleares, mientras que en Canarias se encuentra otra subespecie (*N. p. majorensis*) que presenta diferenciación con base a caracteres genéticos, morfológicos y ecológicos (Donázar *et al*., 2002).

La distribución de la subespecie nominal, a grandes rasgos, sigue manteniendo los seis núcleos que ya se distinguieron en los censos previos (Perea *et al*., 1990). El mayor núcleo ocupa la cordillera Cantábrica, se une

al Pirineo a través del País Vasco y La Rioja, siguiendo hasta Girona. Presenta dos grandes ramificaciones hacia el sur, una a lo largo del valle del río Ebro y otra a lo largo del sistema Ibérico. El segundo núcleo peninsular ocupa los Arribes del Duero, baja por Extremadura -básicamente por la sierra de San Pedro y sus estribaciones y a lo largo de las sierras que delimitan el río Tajo-, y ensambla a través de las Villuercas con Sierra Morena. Dos núcleos menores se encuentran en Cazorla y en las sierras de Cádiz. Además, cría en las islas Baleares -Mallorca y Menorca-. La mayor población se distribuye a lo largo de la cordillera Cantábrica y los Pirineos y todos los sistemas montañosos que unen estas, además de en sus alrededores, incluyendo el valle del Ebro y el sistema Ibérico (del Moral y Molina, 2018).

La filopatria de la especie es muy marcada, siendo mayor en el caso de los machos que generalmente crían a menos de 100 km de los lugares de nacimiento, aunque se han constatado dispersiones a mucha mayor distancia (Elorriaga *et al*., 2009; Serrano *et al*., 2021). En general, los alimoches de poblaciones más densas se dispersan menos, lo que indica el papel de la atracción conespecífica en este fenómeno (Serrano *et al*., 2021).

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

El último censo realizado en España en 2018 estima una población correspondiente a unos 1.490-1.567 territorios ocupados. El incremento de la población desde que en 1988 se realizara la primera estima ha sido muy lento y exiguo, y la diferencia con el de 2008 es de tan sólo 11 a 38 parejas. Se detectó incremento en 17 provincias y un declive en un número similar, no habiéndose recolonizado ninguna zona en las que la especie desapareció en la década de 1980 o a principios de los años 90 (del Moral y Molina, 2018). En esta situación, se podría hablar de un aumento muy ligero, y posiblemente constante respecto a la década anterior. La población actual se encuentra probablemente muy por debajo de la existente en las décadas de 1980 y 1990. En aquellos años la cobertura de los censos seguramente fue insuficiente, pero se conocía que la especie ya se había extinguido en varias provincias, por lo que razonablemente ha existido un importante declive a largo plazo de la especie a escala estatal en las últimas cuatro décadas (del Moral y Molina, 2018). Al igual que en los censos previos, en 2018 la mayor población se localizó en Castilla y León 22,89 %, seguida de Aragón 15,91 % y Castilla La Mancha 13,76 %. Todas ellas suman algo más de la mitad de la población estatal (Del Moral, 2009; Del Moral y Molina, 2018).

Por su parte, la subespecie *N. p. majorensis* totalizaba 74 parejas en 2018, 32 más que en la última década –de 2008 a 2018-. Dicho aumento es una prolongación del observado en la década anterior -23 parejas entre 1998 y 2008-. Se encuentra en las dos islas más orientales: Lanzarote y Fuerteventura -donde se concentra la mayor parte de la población-, habiendo también una pareja en el archipiélago Chinijo -Alegranza-. La especie desapareció del resto del archipiélago -particularmente de Gran Canaria y Tenerife, donde fue muy abundante- en la década de 1980 (Palacios, 2004; del Moral, 2009; del Moral y Molina, 2018).

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se han aplicado las categorías de amenaza y los criterios de la UICN para el conjunto de la población reproductora española analizándola como una unidad regional única. Además, se ha realizado una evaluación

complementaria de la población canaria, dada su diferenciación taxonómica.

Teniendo en cuenta las tendencias poblacionales del alimoche común observadas en las últimas décadas, la especie califica a escala estatal en la categoría de "Vulnerable" con base a su población inferior a 10.000 individuos -Criterio C- y su declive esperado, superior al 10 % en las próximas generaciones -Criterio C1-, según los declives ya detectados en 17 provincias. Además, la especie sigue experimentando una elevada mortalidad en gran parte de su área de distribución (del Moral y Molina, 2018). Por su parte, la población de Canarias, de la subespecie *N. p. majorensis*, califica dentro la categoría de "En Peligro" por contar con una población inferior a los 250 individuos maduros (criterio D).

Población ibérica y balear (*Neophron percnopterus* subsp. *percnopterus*):

Criterio C1

La población se encuentra por encima de los 2.500 individuos maduros y por debajo de los 10.000.

Dada la elevada mortalidad registrada en gran parte de su área de distribución y la disminución de su abundancia en 17 provincias, se considera que la población sufrirá un declive superior al 10 % en las próximas tres generaciones -unos 53 años- si no se aplican medidas correctoras urgentemente. Por todo ello, cumple con el Criterio C1 como para ser evaluada dentro de la categoría de "Vulnerable".

Población canaria (*Neophron percnopterus* subsp. *majorensis*):

Criterio D

La población canaria, existente en las islas de Lanzarote, Fuerteventura y Alegranza, es muy pequeña y restringida, con menos de 250 individuos maduros, por lo que cumple el Criterio D como para estar catalogada dentro de la categoría de "En Peligro".

AMENAZAS

● Mortalidad por uso de cebos envenenados

La primera causa de mortalidad registrada para el alimoche es el envenenamiento. En el período de 1992 a 2017 se contabilizaron 325 alimoches envenenados. Provincialmente, la importancia relativa en relación con la población es muy dispar, con provincias como Álava o Zaragoza con una incidencia de veneno proporcionalmente muy superior que la de Cáceres, donde es relativamente baja (Cano *et al*., 2016; de La Bodega *et al*., 2020). Una posible razón del importante número de ejemplares encontrados muertos en Zaragoza y Navarra es el seguimiento continuado de la población reproductora en la comarca de Bardenas Reales, limítrofe entre ambas. Algo parecido ocurre con la provincia de Segovia, donde se localiza el Refugio de Rapaces de Montejo de la Vega, espacio gestionado por WWF desde 1975. La elevada incidencia en provincias como Badajoz o Cádiz se debe a su carácter de zonas de paso de las poblaciones migratorias (Cano *et al*., 2016). Los casos de envenenamiento aparecen fundamentalmente en abril, mayo y junio, lo que coincide con el periodo de llegada de la especie a la Península, así como el inicio del periodo reproductor, excepto en Canarias donde la subespecie local es sedentaria. En cuanto a los tóxicos principalmente involucrados destacan los carbamatos

-64 %- y los organofosforados/carbamatos -21 %- junto a la estricnina -9 %- (Cano *et al*., 2016). El envenenamiento también es una de las principales causas de mortalidad detectadas durante la migración en el resto de Europa (Buechley *et al*., 2021).

Intoxicación no intencional

El aprovechamiento de recursos procedentes de la ganadería puede ocasionar diversas afecciones, algunas de las cuales pueden ser letales o reducir la supervivencia. Los restos de ganado provenientes de explotaciones intensivas exponen a los carroñeros a compuestos particulares y cócteles de fármacos que pueden causar mortalidad directa o indirecta (Margalida *et al*., 2014; Blanco *et al*., 2019, Pitarch, 2020). El impacto del diclofenaco en los alimoches de La India ha sido sugerido por el fuerte descenso en sus poblaciones (Cuthbert *et al*., 2006), sin pruebas clínicas que demuestren su causalidad. No obstante, la reducción del declive o, incluso, un ligero aumento tras la prohibición del fármaco para su uso en el ganado sugiere una correlación con su uso veterinario (Galligan *et al*., 2014). Hasta la fecha no se han detectado restos de diclofenaco en esta especie en Europa, pero la detección del primer caso de muerte por esta causa en España debería servir de precaución (Herrero *et al*., 2020a).

El uso de rodenticidas, tanto en agricultura como en vertederos, podría aparejar una cierta mortalidad por envenenamiento secundario (Tauler-Ametller *et al*., 2017) y se conocen muertes de alimoches en vertederos por esta causa (J.A. Donázar., dat. inéd.). De hecho, la presencia de anticoagulantes en hígados de alimoche ha sido constatada en ejemplares canarios en la proximidad de granjas intensivas (Rial-Berriel *et al*., 2021). También se ha documentado envenenamiento secundario de alimoches tras consumir palomas envenenadas por ingerir semillas con lindano (Hernández y Margalida, 2009). Y el consumo de carroña de animales sacrificados con barbitúricos -pentobarbital, fenobarbital- ha sido detectado como causa de muerte de alimoches (Hernández y Margalida, 2009; Herrero *et al*., 2020b).

Reducción general en la disponibilidad de alimento

Tras la crisis de la encefalopatía espongiforme bovina en Europa y las medidas legales que se tomaron para reducir su impacto, el abandono de cadáveres quedó prohibido, por lo que se produjo una reducción en la disponibilidad de alimento para las aves necrófagas y una alarma sobre sus consecuencias en la conservación de los buitres (Tella, 2001). La pérdida de estos recursos tróficos para las aves necrófagas ocasionó cambios en la dieta tanto del alimoche como de otras especies de mayor tamaño, modificando las relaciones dentro del gremio y potencialmente perjudicando al alimoche (Donázar *et al*., 2010). No obstante, se ha comprobado que la carroña de especies de ganado menor continuó siendo una fuente de alimento importante en los ejemplares de la cordillera Cantábrica o en el valle del Ebro (Donázar *et al*., 2010; Cabrera-García *et al*., 2020). En años recientes, la mayor permisividad sanitaria ha dado lugar a una recuperación de determinados parámetros reproductivos como la condición física de los pollos (Donázar *et al*., 2020). Sin embargo, a largo plazo existe un riesgo asociado a la reducción de la cabaña ganadera extensiva -sobre todo de ganado menor-, especialmente en áreas en las que los alimoches no dependen de recursos predecibles -como muladares y basureros- (Mateo-Tomás *et al*., 2010).

La disminución del conejo en la década de 1990 debido a las epizootias determinó un importante impacto en poblaciones de alimoche muy densas como la del valle del Ebro. A corto plazo se vieron reducidos los parámetros reproductores (Grande *et al*., 2010). A largo plazo los alimoches pasaron a alimentarse de restos de ganadería intensiva en áreas muy humanizadas incrementándose la mortalidad accidental en infraestructuras y los envenenamientos indirectos derivados de la ingestión de venenos (Grande *et al*., 2009; Donázar *et al*., 2010; Cortés-Avizanda *et al*., 2015).

Los vertederos son una fuente importante de alimentación para los alimoches, al menos en algunas zonas de su distribución (Tauler-Ametller *et al*., 2018). La expansión en alguna zona geográfica se ha asociado positivamente con la proximidad de vertederos (Tauler-Ametller *et al*., 2017). La predictibilidad de este recurso trófico resulta positiva para mejorar los parámetros reproductivos y el estado físico general, pero tiene consecuencias negativas en otros parámetros fisiológicos (Tauler-Ametller, 2018) con un importante riesgo de intoxicación por productos vertidos o por rodenticidas (Tauler-Ametller *et al*., 2017). Si bien el cierre de estos ha sido identificado como posible amenaza para algunas poblaciones, sin embargo, al menos en algunos casos estudiados, parece que no tiene efecto sobre el éxito reproductor (Katzenberger *et al*., 2019), en particular si se prevén medidas compensatorias (Tauler-Ametller *et al*., 2017).

El papel de los comederos y muladares en la ecología y conservación de las carroñeras tiene aspectos positivos y negativos que deben ser cuidadosamente examinados (Cortés-Avizanda *et al*., 2016). En el caso del alimoche, las fuentes de alimento predecibles pueden promover la fijación de dormideros comunales y así incrementar la probabilidad de persistencia de las poblaciones (Grande *et al*., 2009, Benítez *et al*., 2009). También parece que las fuentes de alimento altamente predecibles están detrás de la tendencia a la sedentarización de una parte de la población Ibérica, con cifras que llegan a superar el centenar de ejemplares algunos años (Morant *et al*., 2020). Los grandes comederos pueden llegar a ser monopolizados por buitres leonados en detrimento del alimoche y otros pequeños carroñeros (Cortés-Avizanda *et al*., 2010; Arrondo *et al*., 2015). Por otro lado, el grado de predictibilidad del alimento determina su uso asimétrico por individuos de una misma población de alimoches, con fuertes diferencias en cuanto a sexo, edad y estatus social (García-Heras *et al*., 2011, Van Overveld *et al*., 2018, García-Alfonso *et al*., 2020).

● Molestias en áreas de cría o persecución antrópica

Las molestias por actividades deportivas -escalada, principalmente- o por visitas de observadores de aves pueden causar importantes pérdidas de éxito reproductor (Zuberogoitia *et al*., 2008). Las pistas forestales de nueva instalación tienen un impacto muy grave, así como los trabajos forestales continuados (Zuberogoitia *et al*., 2008). Otros factores, como las características del hábitat de reproducción, la meteorología y la abundancia de alimento pueden influir e interactuar con las molestias a la hora de determinar el abandono de territorios (Mateo-Tomás y Olea, 2010; Zuberogoitia *et al*., 2014). De hecho, la eliminación de estas perturbaciones ha demostrado ser eficaz a la hora de mejorar los parámetros reproductivos (Zuberogoitia *et al*., 2014). Por otro lado, se ha demostrado que las molestias en días de mucha afluencia de personas a áreas protegidas pueden afectar al proceso de consumo de carroñas por determinadas especies de aves necrófagas, entre ellas el alimoche (Donázar *et al*., 2020).

● Mortalidad, pérdida de hábitat y alteraciones en áreas de invernada o lugares de paso

Tradicionalmente, se ha considerado que el deterioro de las áreas de invernada es una causa importante en el declive del alimoche en Europa. Sin embargo, la existencia en la península ibérica de poblaciones con tendencias muy contrapuestas demuestra que no existe un factor común de declive de importancia asociado a la invernada, pues todas las poblaciones comparten vías de migración y zonas de invernada (Carrete *et al*., 2013, Buechley *et al*., 2021). De hecho, estudios recientes demuestran que la mayor mortalidad se da predominantemente en la población europea oriental y ocurre durante la migración al cruzar el Mediterráneo. Y que, en general, la mortalidad durante la migración supera a la que se produce en las áreas de invernada o de reproducción (Buechley *et al*., 2021).

En las áreas de invernada de África occidental también se produce una cierta mortalidad no natural no intencionada, porque existe la creencia de que determinadas partes de los buitres tienen poderes curativos o mágicos (Buij *et al*., 2015), lo que les hace objeto de persecución directa. Se ha documentado la muerte de alimoches en Níger, para su venta en Nigeria, con esta finalidad (Kret *et al*., 2018). Esta posible causa de mortalidad en sus áreas de invernada africanas podría repercutir en el estado de conservación de la especie en España. También se han registrado casos de mortalidad intencionada en los Balcanes (Botha *et al*., 2017).

● Electrocución y colisión con infraestructuras energéticas

La primera causa de mortalidad antropógena durante la migración, a escala de la población europea, es la electrocución o colisión con tendidos eléctricos (Buechley *et al*., 2021). La electrocución es una fuente de mortalidad particularmente elevada en el corredor migratorio oriental, que afecta a poblaciones de los Balcanes (Angelov *et al*., 2013). Los accidentes en tendidos eléctricos no parecen tener una importancia muy acusada en Iberia, pero son la principal causa de mortalidad no natural en la población de alimoches canarios (Donázar *et al*., 2002, García-Alfonso *et al*., 2021). De hecho, la corrección de tendidos para evitar electrocuciones, colisiones y enganches ha conseguido reducir significativamente la mortalidad, incrementando la tasa de crecimiento poblacional (Badía-Boher *et al*., 2020).

Las colisiones con aerogeneradores han provocado la muerte de 41 alimoches en toda España -tres de ellos ejemplares canarios-. Esta amenaza afecta a toda el área de distribución de la especie en España hasta el punto de que es responsable, junto con el veneno, del declive de poblaciones como la andaluza de Cádiz (Sanz-Aguilar *et al*., 2015). Con el actual desarrollo eólico y el que se prevé en el futuro esta puede convertirse en la principal causa de mortalidad no natural del alimoche en España. Su planificación debe tener muy presente la presencia de la especie, tanto como nidificante, como en dormideros o lugares de concentración durante la migración (Carrete *et al*., 2009; Mateo-Tomás *et al*., 2010).

● Inacción o ineficacia de las Administraciones públicas

Existe una clara falta de adecuación de la red de espacios protegidos para garantizar la conservación de las poblaciones de alimoche, ya que hay zonas de reproducción o de concentración de individuos de gran y creciente importancia para la especie en España, las cuales no se

encuentran protegidas adecuadamente. Es el caso de áreas cercanas a Cáceres, donde recientemente se está produciendo una tendencia a la sedentarización (Morant *et al*., 2020) y de grandes dormideros de Aragón amenazados por la instalación de centrales eólicas.

Por otra parte, aunque a nivel estatal está catalogada en las categorías de conservación y protección legal adecuadas, son muchas las comunidades autónomas que no la han incluido dentro de sus catálogos regionales de protección de especies y, lo que es peor, que no han elaborado, aprobado y puesto en marcha los preceptivos y obligatorios planes de recuperación o conservación, que garantizarían la protección de las áreas críticas para el alimoche y la liberación de fondos económicos para el desarrollo de las medidas de conservación necesarias para revertir su actual declive.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Bonn: Apéndice II. Convenio de Berna: Anexo II. Convención sobre Especies Migratorias (CMS): Apéndice I. Raptors MoU. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I. Species Action Plan for the Egyptian Vulture Neophron percnopterus in the European Union (Íñigo *et al*., 2008). Multi-species action plan to conserve african-eurasian vultures (*Vulture msap*) (Botha *et al*., 2017).	Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011): VULNERABLE (subespecie nominal) En Peligro de Extinción (subespecie canaria). Real Decreto 1632/2011, de 14 de noviembre, por el que se regula la alimentación de determinadas especies de fauna silvestre con subproductos animales no destinados a consumo humano. Directrices técnicas para la gestión de la alimentación de especies necrófagas en España (MITECO, 2011).

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Acuerdo de 18 de enero de 2011, del Consejo de Gobierno, por el que se aprueban los planes de recuperación y conservación de determinadas especies silvestres y hábitats protegidos. Plan de recuperación y conservación de las aves necrófagas (incl. alimoche común)
Aragón	VULNERABLE	Ninguno
Asturias	DE INTERÉS ESPECIAL	Decreto 135/2001, de 29 de noviembre, por el que se aprueba el Plan de Manejo del Alimoche Común (Neophron percnopterus)
Baleares	VULNERABLE	Resolución del consejero de Medio Ambiente de 14 de julio de 2009 por la cual se aprueban el plan de reintroducción del Águila de Bonelli (*Hieraetus fasciatus*); el plan de recuperación de Euphorbia margalidiana; y los planes de conservación de la Tortuga mora (*Testudo graeca*) y del alimoche (*Neophron percnopterus*)
Canarias	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Decreto 183/2006, de 12 de diciembre, por el que se aprueba el Plan de Recuperación del Guirre (*Neophron percnopterus*)
Cantabria	VULNERABLE	Ninguno
Castilla-La Mancha	VULNERABLE	Ninguno
Castilla y León	No catalogada	Ninguno

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Cataluña	No catalogada	Ninguno
Euskadi	VULNERABLE	Plan Conjunto de Gestión de las aves necrófagas de interés comunitario de la Comunidad Autónoma del País Vasco, suscrito por la Administración General del País Vasco y las Diputaciones Forales de Álava-Araba, Bizkaia y Gipuzkoa (2015)
Extremadura	VULNERABLE	Ninguno
Galicia	VULNERABLE	Ninguno
Comunidad de Madrid	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Ninguno
Región de Murcia	EXTINTA	Ninguno
Navarra	VULNERABLE	Ninguno
La Rioja	No catalogada	Decreto 55/2014, de 19 de diciembre, por el que se aprueban los Planes de Gestión de determinadas Especies de la Flora y Fauna Silvestre Catalogadas como Amenazadas en la Comunidad Autónoma de La Rioja. Anexo 7: Plan de Conservación del alimoche
Comunidad Valenciana	VULNERABLE	Ninguno

OTRAS MEDIDAS:

Proyecto LiFE Rupis- "Conservación de alimoche e águila perdicera en el Valle del Duero" (LIFE14 NAT/PT/000855): Proyecto de conservación transfronterizo -Portugal y España- desarrollado entre 2015-2019, en las áreas protegidas del Douro Internacional, Valle del río Águeda y Arribes del Duero -ZEC Arribes del Duero ES 4150096 y ZEPA Arribes del Duero ES0000118-. Pretende implementar acciones dirigidas a reforzar las poblaciones de alimoche (*Neophron percnopterus*) y águila perdicera (Aquila fasciata). Asimismo, el buitre negro (*Aegipius monachus*) y el milano real (*Milvus milvus*) son especies que también se verán beneficiadas con las acciones del proyecto (http://www.rupis.pt/es/).

Proyecto ECOGYP-EFA-089/15 INTERREG V-A. Servicios ecosistémicos, rapaces necrófagas y hábitats. Las regiones de ambos lados del Pirineo se han unido en el proyecto Ecogyp para proteger el hábitat de las rapaces necrófagas, actualmente amenazadas. Estas especies y sus hábitats proporcionan importantes beneficios para el equilibrio de los ecosistemas y a los seres humanos por los servicios ecosistémicos que generan (http://es.ecogyp.org/index.php).

Proyecto LIFE Egyptian vulture. (LIFE16 NAT/IT/000659). Dirigido a mejorar el estado de conservación del alimoche en Italia y en las islas Canarias con medidas que mitiguen el impacto de factores negativos que afectan a la especie y, al mismo tiempo, favorezcan su expansión o el aumento de la población. En Canarias se concretan en la vigilancia de los puntos de nidificación, la creación y gestión de puntos de alimentación suplementaria, intervenciones en las líneas eléctricas -corrección de los soportes que puedan provocar episodios de electrocución-, actividades contra el uso ilegal de veneno, reproducción ex situ y liberación de ejemplares nacidos en cautividad. (https://www.lifegyptianvulture.it/es/).

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

✔ Se trata de una especie percibida positivamente por distintos colectivos, lo que puede revertir favorablemente en la toma de medidas de conservación (Cortés-Avizanda *et al*., 2018). Las acciones emprendidas para su conservación tienen que desarrollarse en múltiples frentes o se producirá una regresión de la población (Sanz-Aguilar *et al*., 2015).

- ✔ Elaboración y aprobación de los preceptivos planes de recuperación o conservación en las CCAA con presencia de la especie.
- ✔ Persecución del uso de veneno y campañas de sensibilización complementarias.
- ✔ Exclusión del desarrollo de aerogeneradores en áreas frecuentadas por el alimoche.
- ✔ Identificación de tendidos eléctricos peligrosos en las áreas de reproducción, reposo, alimentación, migración y potencial expansión para su corrección adecuada.
- ✔ Protección adecuada de las áreas en las que se aprecia invernada de la especie en la Península.
- ✔ Vigilancia de las actividades deportivas o de observación, y aumento de las zonas tampón para adecuarlas a las necesidades de la especie, bajo criterios científicos. Sensibilización dirigida a clubes, federaciones y agencias de desarrollo de estas actividades.
- ✔ Prohibición de actividades de explotación o de apertura de pistas forestales en zonas tampón, definidas adecuadamente mediante criterios científicos.
- ✔ Aplicación de medidas de fomento de la especie en las zonas potencialmente de origen.
- ✔ Aplicación de medidas de conservación del hábitat y de favorecimiento de la especie en las zonas potencialmente receptoras de individuos dispersantes.



© Galabin Vasilev Asenov - Shutterstock

- ✔ Planificación de fuentes de alimentación alternativa, en el caso del cierre de vertederos que estén siendo frecuentados por la especie. Control de la aplicación de rodenticidas en vertederos.
- ✔ Vigilancia farmacológica del uso de productos que se han identificado como perjudiciales o letales, así como la prohibición de aquellos que tengan alternativas no perjudiciales para la biodiversidad.

VULNERABLE
VU [A2bc]

ALONDRA COMÚN

Alauda arvensis

Alosa comuna; Laverca común; Hegatxabal arrunta; Laverca-eurasiática; Eurasian Skylark; Alouette des champs

Autores: **Cristian Pérez-Granados y Juan Traba**



ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2018)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	NE	NE	VU

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

Cría casi en la totalidad de la península ibérica, aunque falta en las islas Baleares, donde es un ave migratoria e invernante, y en las islas Canarias. Se extiende principalmente por la mitad norte peninsular. Las poblaciones más importantes se encuentran en Castilla-León, que junto con Aragón y Castilla-La Mancha acogen casi el 70 % de la población española (Pérez-Granados *et al*., 2016; SEO/BirdLife, 2021).

La especie ocupa casi todos los pisos bioclimáticos, pero durante la época reproductora muestra una clara preferencia por zonas de matorrales de caméfitos y en menor medida por zonas de cultivos de los pisos mesomediterráneo y supramediterráneo (Suárez *et al*., 2009). Sus principales poblaciones reproductoras se encuentran en zonas agrícolas, pastizales y matorrales de montaña del piso supramediterráneo en la meseta norte y sur de Aragón, con densidades que pueden superar el centenar de aves por km² en parameras del supramediterráneo en el sistema Ibérico (Pérez-Granados, 2014), y siendo algo menos abundantes las poblaciones del piso mesomediterráneo. La mayoría de las parejas se reproducen por encima de los 1.000 m de altitud, y de hecho, numerosas parejas se reproducen en zonas de alta montaña de los pi-

sos crioro y oromediterráneo (Suárez *et al*., 2003, 2009), adquiriendo los máximos altitudinales en la ladera sur del pico Mulhacén a 3.100 m (Pleguezuelos, 1992).

El carácter migrador de la alondra común varía en función de la latitud a la que crían, siendo sedentarias las poblaciones más meridionales, migrantes parciales las intermedias y migrantes regulares las más norteñas (Suárez *et al*., 2009). En España la mayoría de las poblaciones no realizan una verdadera migración, sino movimientos altitudinales donde las aves que crían a elevada altitud bajan hacia las llanuras y valles de pisos bioclimáticos más bajos, seleccionando positivamente los barbechos, rastrojos del año anterior, cereales en crecimiento -como los campos de avena- y pastizales (Pérez-Granados *et al*., 2016). En invierno abunda especialmente en el centro peninsular en áreas relativamente homogéneas, compuestas de cultivos de cereales y campos arados (Morales *et al*., 2015).

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

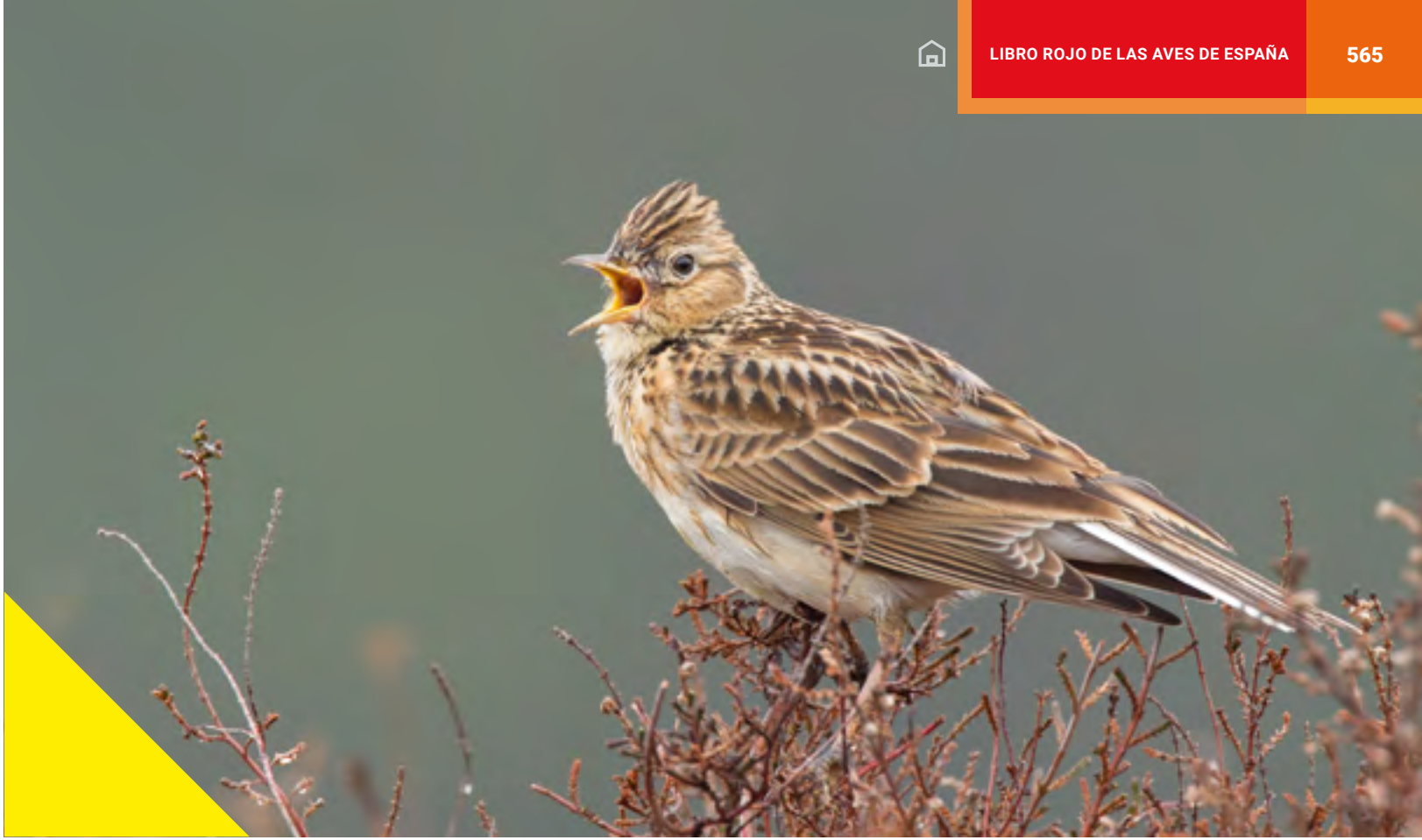
El tamaño poblacional de la alondra común en España fue estimado durante el periodo 2004-2006, con un intervalo de confianza al 90 %, entre 2.594.149 y 3.778.194 ejemplares (Carrascal y Palomino, 2008). No obstante, el tamaño poblacional actual se ha estimado que podría ser ostensiblemente inferior, y rondar los 2.052.000 ejemplares, ya que la tendencia de la población entre 1998 y 2018 ha sido muy negativa, pudiendo haber perdido en balance más de un millón de ejemplares durante ese periodo. Según los datos proporcionadas por el Programa Sacre (SEO/BirdLife, 2019), el declive de la especie entre 1998 y 2018 es cercano al 35 % a escala estatal, y la tendencia es especialmente negativa en la región mediterránea sur peninsular y en la región eurosiberiana, con declives próximos al 80 % y al 50 %, respectivamente. En otras regiones, como la alpina y la mediterránea norte, el declive es todavía grave, pero menos acusado, siendo del 6 % y el 19 % respectivamente. Este descenso generalizado de la población española está acorde con los declives detectados en otras zonas del continente europeo y asiático (Pérez-Granados *et al*., 2016). La caída poblacional detectada en España ha venido acompañada de un descenso significativo en el área de ocupación entre 2002 y 2018 del 11 %, basado en la diferencia de cuadrículas ocupadas por la especie entre ambos *Atlas de Aves Reproductoras* (SEO/BirdLife, 2021).

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Acorde con la tendencia poblacional y de distribución de la alondra común entre el periodo 2006-2018, igual al necesario para el transcurso de tres generaciones de la especie (generación de 4,3 años), y a la reducción en su área de ocupación, la población española de alondra común cumpliría con los criterios para ser catalogada como “Vulnerable”, de acuerdo con los criterios A2b y A2c.

Criterio A2

(b) Teniendo en cuenta que la tendencia poblacional de la alondra común en España entre 1998-2018 es de un -34,7 %, basado en el índice de abundancia proporcionado por los datos del Programa Sacre (SEO/BirdLife, 2019), y que para el periodo 2006-2018, equivalente a tres generaciones -generación de 4,3 años-, esa misma tendencia es de un -36 % -basado en la reducción de la población calculada a partir de la evolución media interanual de la población estimada en 2006 por Carrascal *et* Palomino (2008)-, la alondra común cumpliría el criterio A2b para ser catalogada



© Rob Christiaans-Shutterstock

como “Vulnerable”, puesto que supera los umbrales del criterio que establecen una reducción del tamaño de la población igual o superior al 30 % durante los últimos 10 años o en tres generaciones. A este declive de la especie en época reproductora hay que añadir también que la especie ha sufrido un declive similar, superior al 30 % en el periodo 2008-2018, según los datos del Programa Sacin para el seguimiento de las aves en invierno (SEO/BirdLife, 2019).

(c) A su vez, ha sufrido una reducción del área de ocupación entre 2002 y 2018 del 11 %, basado en la diferencia de cuadrículas ocupadas entre ambos *Atlas de Aves Reproductoras* (SEO/BirdLife, 2021), así como de la calidad de sus hábitats, cumpliendo también el criterio A2c como para ser catalogada como “Vulnerable”.

La especie, por lo tanto, presenta una marcada tendencia de declive en la actualidad en España, en línea con la regresión del 38 % que ha sufrido en Europa entre 1998 y 2006, continente en el cual tan solo el 10 % de las poblaciones se podrían catalogar como estables (Suárez *et al*., 2009, Pérez-Granados *et al*., 2016). Actualmente, nada hace pensar que dicha tendencia vaya a cambiar en un futuro cercano, ya que por el momento no se están adoptando medidas de conservación adecuadas para revertir esta situación.

AMENAZAS

Las principales amenazas que se ciernen sobre la población de alondra común están relacionadas con los cambios en la agricultura y usos del suelo, así como con la pérdida y fragmentación del hábitat.

● Cambios agrícolas

Uno de los principales problemas para la alondra común es la intensificación de la agricultura basada en una elevada aplicación de fertilizantes, pesticidas y maquinaria de gran tamaño en el campo (Donald, 2004). De igual manera, los cambios en el uso del suelo, como por ejemplo la reducción en la cantidad y calidad de los barbechos (Traba y Morales, 2019) y de los rastrojos, han supuesto una reducción ostensible de dos de los hábitats preferidos por la especie. Especialmente grave es la desaparición de los rastrojos, ya que suponen una excelente fuente de alimento para las alondras durante el invierno (Donald, 2004, Suárez *et al*., 2004). En las últimas décadas ha habido un cambio paulatino por el incremento del uso de cereales de invierno, los cuales además de reducir la presencia de rastrojos se cosechan 1 o 2 meses antes que los tradicionales cereales de primavera, lo que provoca la pérdida de puestas durante el periodo de siega. Por último, los cereales de invierno adquieren una altura más elevada durante la primavera, en comparación con los cereales tradicionales. Esta estructura más alta y densa de la vegetación provoca una mayor dificultad para moverse, buscar presas o detectar depredadores por parte de la alondra, lo que podría provocar que algunos ejemplares abandonasen dichos campos. De hecho, el cambio en el uso del tipo de cereal ha sido identificado como uno de los principales factores causantes del declive de la especie en Europa en las últimas décadas (Donald, 2004).

La intensificación agrícola ha debido de resultar crítica para la alondra común, como ha ocurrido con otras aves agrarias (Silva *et al*., 2021). Entre las prácticas más negativas para la especie, además de la mencionada reducción en la superficie de barbecho, está el abandono del cultivo de cereal de secano, el incremento del regadío, que puede afectar al éxito de las puestas -por inundación-, la desaparición de lindes, el cambio de cultivos herbáceos a leñosos, el riego, el emparramiento del viñedo y la reforestación de tierras agrarias.

De igual manera, el uso de herbicidas, fertilizantes y pesticidas se ha multiplicado en las últimas décadas, lo que repercute en la abundancia de semillas y presas disponibles en el campo para la alondra común. Debido a este efecto, la densidad de esta ave en zonas no tratadas con químicos puede llegar a duplicar a las de las zonas tratadas, o ser incluso siete veces superior en el caso de cultivos orgánicos (Kragten *et al*., 2008, Pérez-Granados *et al*., 2016). Esta pérdida de recursos tróficos también se ha visto agravada por el empleo de nuevas maquinarias mucho más efectivas, que apenas dejan semillas disponibles en el campo para las alondras. El uso de pesticidas reduce enormemente la biodiversidad y abundancia de invertebrados, los cuales son cruciales para criar a los pollos, pudiendo repercutir en su supervivencia juvenil y en la tasa de reclutamiento.

● Desarrollo urbanístico y de infraestructuras lineales

El desarrollo urbanístico y la creación de infraestructuras como carreteras y aeropuertos amenazan también

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Berna: Anexo III. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo II.	No catalogada ni incluida en el Listado de Especies silvestres en Régimen de Protección Especial.

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	No catalogada	Ninguno
Aragón	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Asturias	No catalogada	Ninguno
Baleares	No catalogada	Ninguno
Canarias	No catalogada	Ninguno
Cantabria	No catalogada	Ninguno
Castilla-La Mancha	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Castilla y León	No catalogada	Ninguno
Cataluña	No catalogada	Ninguno
Euskadi	No catalogada	Ninguno
Extremadura	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Galicia	No catalogada	Ninguno
Comunidad de Madrid	No catalogada	Ninguno
Región de Murcia	No catalogada	Ninguno
Navarra	Listado Navarro de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial	Ninguno
La Rioja	No catalogada	Ninguno
Comunidad Valenciana	Listado de Especies de Fauna Protegida	Ninguno

su supervivencia. La mortalidad en carreteras, aunque relativamente baja, puede afectar negativamente a la persistencia de la especie dada la elevada densidad de carreteras (Pérez-Granados *et al*., 2016). De manera similar, la alondra común ha sido catalogada como el ave con mayor número de colisiones en determinados aeropuertos (Simms, 1992), lo cual podría suponer una seria amenaza para la especie.

- **Mortalidad por colisión con líneas eléctricas o aerogeneradores**

La alondra común parece ser especialmente proclive a morir por colisión en parques eólicos, con cerca de un centenar de ejemplares detectados muertos por colisión en la revisión realizada por Atienza *et al*. (2014). En Portugal llegan a representar más de un tercio de las aves muertas por colisión en parques eólicos, donde más del 90 % de las alondras muertas durante la época de reproducción eran machos (Morinha *et al*., 2014). Este elevado sesgo, junto a la alta mortalidad, podría suponer una seria amenaza para el devenir de la especie.

- **Destrucción y transformación del hábitat**

La destrucción y transformación del hábitat supone una importante amenaza para una especie con unos requerimientos de hábitat tan concretos. La destrucción o degradación del hábitat causada, por ejemplo, por incendios o por plantaciones de coníferas puede exterminar por completo algunas de sus poblaciones. Por ejemplo, en zonas incendiadas de Cataluña se ha visto cómo la especie tarda hasta 10-20 años en alcanzar sus densidades máximas tras los incendios (Pons y Clavero, 2010), y que apenas un 10 % de las zonas son recolonizadas en los primeros años tras los incendios (Pont y Bas, 2005). Las plantaciones de coníferas pueden reducir su abundancia, pasando de ser la especie más abundante de la comunidad original, a representar el 1 % nueve años más tarde de la plantación (Lack y Lack, 1951). No obstante, la destrucción y transformación del hábitat va más allá de la pérdida directa del área potencial para la especie, ya que además puede crear un efecto borde donde su presenciase vea muy reducida, a pesar de que el hábitat permanezca inalterado. Por ejemplo, diversos estudios han demostrado que las carreteras de elevado tráfico pueden alterar su distribución, con densidades muy bajas alrededor de la carretera que no se recuperaban hasta alejarse 2 o 3 km de esta, probablemente debido a la interferencia del ruido de los coches en la comunicación y territorialidad de la especie (Reijnen *et al*., 1996; Milsom *et al*., 2001). De igual manera, los aerogeneradores de los parques eólicos alteran el comportamiento de su canto, ya que los machos que se situaban cerca de los aerogeneradores cantan a una frecuencia más alta para para facilitar ser oídos por sus congéneres (Szimansky *et al*., 2017).

- **Inacción de las Administraciones públicas**

Debido a que la especie no se encuentra catalogada ni en el anterior *Libro Rojo de las Aves de España* ni en los catálogos de protección autonómicos, ni a nivel estatal en el *Catálogo Español de Especies Amenazadas* o en el *Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial*, los programas de conservación desarrollados hasta la actualidad para protegerla son prácticamente nulos.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Aprobar la catalogación de la especie como "Vulnerable" en el *Catálogo Español de Especies Amenazadas*, así como en los listados regionales. Dicha catalogación desencadenaría los mecanismos establecidos en las leyes de protección de la biodiversidad, obligando a la elaboración de planes autonómicos de conservación, a la aprobación de una estrategia estatal para su conservación junto a la liberación de fondos para su ejecución. Esta es una medida de carácter urgente.

- ✔ Elaboración y aprobación de los preceptivos planes de conservación en las CCAA con presencia de la especie.

- ✔ Una vez catalogada como "Vulnerable", revisar la necesidad de designar nuevas ZEPA o modificar los límites de algunas de las actuales, para albergar un importante porcentaje de la población reproductora.

- ✔ Elaboración y aprobación de los preceptivos planes de gestión de aquellas ZEPA que aún no los tengan.

- ✔ Desarrollo de medidas específicas ligadas a la mejora de los usos agrícolas, como el mantenimiento de linderos y rastrojos en invierno, la limitación de agroquímicos y pesticidas, la reducción de la mecanización, el mantenimiento de barbechos con cubierta vegetal y el aumento la heterogeneidad de los cultivos.

- ✔ Mantener pequeños rodales no cultivados donde podrían criar de manera segura, alargar el ciclo reproductor y servir como hábitat de alimentación.

- ✔ Promocionar el uso de cultivos orgánicos y usos del suelo compatibles con la presencia de la especie, a través de ayudas y subvenciones a los agricultores que opten por este tipo de cultivo.

- ✔ Seguimiento de la evolución de la población y estudio de las causas del declive.

- ✔ Prohibición del desarrollo de infraestructuras en zonas sensibles para la especie.

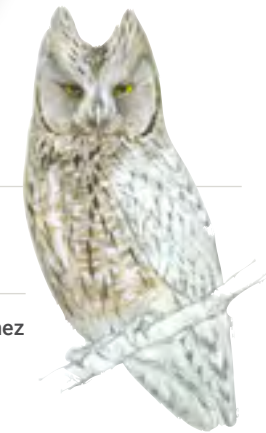
VULNERABLE
VU [A2bc]

AUTILLO EUROPEO

Otus scops

Xot eurasiàtic; Moucho de orellas europeo; Apo-hontza; Mocho-d'orelhas; Eurasian Scops Owl; Petit-duc scops

Autores: **Ignacio C. Fernández-Calvo y Nicolás López-Jiménez**



ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2019)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	VU	LC	NE	NE	VU

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

El Atlas de las Aves Reproductoras en España (Martí y del Moral, 2003) muestra que se trata de una especie ampliamente distribuida por toda la península ibérica y Baleares, presente en todas las provincias, con mayores densidades en áreas mediterráneas, pero más escasa en el norte y este de Galicia, norte de León, Asturias y otras zonas muy áridas o con montañas elevadas. También cría en Ceuta y Melilla.

En cuanto a su hábitat en España, muestra preferencia por los mosaicos agroforestales Alonso *et al*. (2003), evita los bosques densos, seleccionando zonas forestales tales como alcornocales, dehesas, cultivos de frutales o pinares y robledales abiertos. Alcanza las máximas densidades en zonas agrícolas con setos y árboles intercalados, en los sotos, en áreas de matorral mediterráneo y en parques de pueblos o ciudades. En ambientes semiáridos las mayores densidades se encuentran en mosaicos agroforestales y ramblas, mientras que en la región eurosiberiana muestra cierta tendencia a ocupar campiñas y zonas abiertas con poca densidad de arbolado.

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

Alonso *et al*. (2003) señalan que no existen censos específicos a gran escala como para ofrecer una estima real

de la población en España. En cuanto a su tendencia, los datos del Atlas de las aves en época reproductora del 2014 al 2018 (SEO/BirdLife, 2021) reflejan una disminución del 20 % en el área de distribución respecto al atlas de 1998-2002 (Alonso *et al*., 2003). Los resultados del programa Noctua, para el seguimiento y conocimiento del estado de conservación de las aves nocturnas, muestran que ha sufrido un declive poblacional del 32,4 % entre 2006 y 2018.

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Aunque esta especie no fue evaluada en el anterior *Libro Rojo de las Aves de España*, la posibilidad de contar con largas series temporales de datos sobre su tendencia, gracias a más de 10 años de datos proporcionados por el programa Noctua, permite contar con información sobre la evolución de la especie como para sí poder evaluar su situación. Si se analiza, por tanto, el conjunto de la población reproductora española como una unidad regional única, y teniendo en cuenta que la especie ha sufrido un declive poblacional del -32,4 % entre 2006-2018, basado en el índice de abundancia proporcionado por los datos del programa Noctua, y una acusada reducción de su área de distribución del 20 %, la especie cumple los criterios UICN para ser catalogada como "Vulnerable".

Criterio A2

(b) Teniendo en cuenta la tendencia poblacional del autillo observada durante el periodo 2006-2018 (SEO/BirdLife, 2019), en la que se produce un declive del 32,4 %, y que supera la reducción del tamaño poblacional del 30 % para el periodo de tres generaciones -generación de 3,7 años-, el autillo europeo cumpliría el Criterio A2b para ser catalogada como "Vulnerable".

(c) A su vez, la especie ha sufrido una reducción del área de ocupación y extensión de presencia entre 2002 y 2018 -diferencia entre las cuadrículas ocupadas en ambos Atlas de Aves Reproductoras de España- del 20 %, mientras que la calidad y extensión de sus hábitats óptimos podría haberse reducido notablemente, cumpliendo el Criterio A2c para ser catalogada como "Vulnerable".

Por tanto, actualmente presenta una tendencia de declive, y nada hace pensar que pueda cambiar ya que por el momento no se están adoptando las medidas de conservación adecuadas para revertir esta situación. Además, no se conocen con exactitud todos los factores que están produciendo dicho declive.

AMENAZAS

● Transformación de los paisajes agrarios y pérdida de hábitat

En Europa el autillo europeo está principalmente ligado a paisajes agrarios tradicionales: mosaicos agroforestales con pequeños bosquetes, árboles dispersos, setos, huertos tradicionales, cultivos leñosos, sotos fluviales, ramblas, linderos, prados y pastizales. Hasta el punto de que se ha señalado a esta pequeña rapaz nocturna como "especie paraguas" para la conservación de la biodiversidad en estos agrosistemas (Sergio *et al*., 2005). La transformación de estos paisajes se apunta como la principal causa del declive de la especie en Europa, principalmente como resultado de la intensificación agraria (Sergio *et al*., 2009). Esta transformación ha sido en gran medida inducida en España, como en el resto de los países europeos, por la implantación de una Política Agraria Común (PAC) que ha fomentado principalmente la intensificación y la productividad sin

prestar atención a los efectos negativos que tenía sobre los recursos naturales y la biodiversidad (Donald *et al.*, 2006; Emmerson *et al*., 2016). Esta expansión de la agricultura intensiva a gran escala, basada en el aumento de la productividad, el uso masivo de pesticidas y la eliminación de los árboles grandes propios de linderos arbolados, podría estar detrás de la desaparición de la especie en amplias zonas de Francia y España (Holt *et al*., 1999; König et Weick, 2008).

A su vez, el abandono de terrenos agrícolas y su transformación en zonas forestales (Marchesi y Sergio, 2005) o la expansión urbanística basada en determinados modelos de desarrollo urbano que no tienen en cuenta una integración de zonas verdes y arboladas, o que destruyen las áreas naturales periurbanas podrían estar contribuyendo a una pérdida de hábitat en la especie (Martínez *et al*., 2007).

● Utilización de plaguicidas

El empleo de plaguicidas en la agricultura puede afectar negativamente a la abundancia de especies-presa y produce un efecto de bioacumulación de estas sustancias altamente tóxicas que ya se ha podido confirmar en el caso del autillo en España (López-Perea *et al*., 2015). El uso generalizado de estas sustancias incrementa las posibilidades de que se lleguen a superar los umbrales de toxicidad, lo que tendría consecuencias directas sobre la supervivencia y el éxito reproductor de los autillos.

● Pérdida de recursos tróficos

La paulatina y grave desaparición de las poblaciones de insectos u otros invertebrados terrestres que está afectando a nivel global a muchos ecosistemas, también puede estar afectando negativamente al autillo (Königyt Weick, 2008), ya que se trata de un recurso trófico fundamental para la especie (Hallmann *et al*., 2017; Sánchez-Bayo y Wyckhuys, 2019; Cardoso *et al*., 2020).

● Atropellos

Las rapaces nocturnas son uno de los grupos de aves más afectados por los atropellos (Pmvc, 2003) y representan una importante amenaza para su conservación. Los estudios que analizan este problema reflejan que el mochuelo europeo y la lechuza común son las especies más afectadas, pero también registran un importante número de autillos europeos atropellados (Alonso *et al*., 1999; Pmvc, 2003), lo que además localmente puede tener una importante incidencia sobre la especie. En este escenario el aumento de kilómetros de carreteras y autovías representa una amenaza para el autillo europeo, tanto directa -al incrementar el riesgo de atropello- como indirecta -al provocar la fragmentación del hábitat de la especie-. En esta línea varios estudios han confirmado que la proliferación de carreteras afecta negativamente a su distribución (Martínez *et al*., 2007; Moreno-Mateos *et al*., 2011).

● Expansión de especies exóticas invasoras

La competencia por los recursos limitantes es uno de los principales problemas de conservación que genera la expansión de las especies exóticas invasoras. En el caso del autillo europeo hay evidencias de usurpación de cavidades de nidificación por parte de la cotorra de Kramer (Psittacula krameri), desplazando a los autillos a territorios de nidificación subóptimos (Mori *et al*., 2020). Este loro o papagayo Psitácido exótico contaba con una población de unos 3.000 ejemplares en el año 2015, principalmente concentrados en un reducido

número de localidades urbanas y periurbanas (del Moral *et al*., 2017), pero los modelos de distribución apuntan la existencia de amplias zonas favorables, todavía no ocupadas por la especie, que además se extenderían también a zonas rurales y espacios naturales (del Moral *et al*., 2017).

La competencia con la cotorra de Kramer por las cavidades de nidificación es actualmente un problema local que puede estar afectando a una reducida fracción de la población reproductora de autillo europeo en España, presente en algunos entornos urbanos principalmente de Andalucía, Madrid, Cataluña y Valencia. Pero es más que probable que el crecimiento de la población y, por lo tanto, la distribución de esta especie exótica invasora puede agravar dicha amenaza a medio plazo.

Cambio climático

Las profundas modificaciones que se están produciendo en el régimen y la cantidad de precipitaciones o en la temperatura a consecuencia del calentamiento global, podrían afectar muy negativamente a esta especie migratoria.

Potenciales efectos de un aumento drástico de las de temperaturas podrían hacer disminuir la supervivencia de los pollos, por la disminución en la abundancia de artrópodos disponibles para su alimentación. Estos efectos del cambio climático sobre las poblaciones y la biodiversidad de insectos, en continuo declive, podrían verse además agravados por las prácticas agrícolas intensivas (Raven y Wagnerb, 2020), haciendo que los recursos tróficos resulten muy escasos para los autillos en zonas agrícolas de alta vulnerabilidad al cambio climático.

El calentamiento global también podría afectar significativamente a la fenología migratoria y es posible que,



© Tomas Hilger-Shutterstock

a consecuencia de estos cambios, también las áreas de invernada podrían estar cambiando significativamente (Dunn y Møller, 2019). El adelanto o retraso de migración prenupcial y posnupcial podría tener consecuencias sobre la disponibilidad de alimento, especialmente si en la llegada de las aves a las zonas de reproducción las condiciones climáticas no son las adecuadas (Crick, 2004). Los efectos sobre el régimen de precipitaciones también resultan un factor clave, puesto que eventos de lluvias torrenciales y continuadas durante la época de reproducción pueden reducir mucho la productividad.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Berna: Anexo II.	Listado de Especies en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011): Incluido.

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	Listado Andaluz de Especies en Régimen de Protección Especial	Ninguno
Aragón	No catalogada	Ninguno
Asturias	No catalogada	Ninguno
Baleares	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Canarias	No catalogada	Ninguno
Cantabria	No catalogada	Ninguno
Castilla-La Mancha	No catalogada	Ninguno
Castilla y León	No catalogada	Ninguno
Cataluña	No catalogada	Ninguno
Euskadi	No catalogada	Ninguno
Extremadura	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Galicia	No catalogada	Ninguno
Comunidad de Madrid	No catalogada	Ninguno
Melilla	No catalogada	Ninguno
Región de Murcia	No catalogada	Ninguno
Navarra	No catalogada	Ninguno
La Rioja	No catalogada	Ninguno
Comunidad Valenciana	No catalogada	Ninguno

OTRAS MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

SEO/BirdLife ha desarrollado un proyecto de conservación del autillo europeo en zonas verdes urbanas de Santander, durante los últimos 11 años, donde se ha podido confirmar la eficacia de la instalación de nidales artificiales. Con una ocupación media anual que supera el 40 % de las cajas nido y con casi un 80 % de los nidales utilizados al menos un año (Fernández Calvo, 2019). La instalación de 75 nidales ha facilitado el crecimiento de la población urbana de la especie, alcanzando altas densidades como el del parque de la Vaca, una zona verde de poco más de 12 hectáreas en la que en el año 2020 nidificaron 10 parejas. También se ha producido, gracias a las cajas nido la colonización de zonas verdes en las que el autillo no estaba presente, incluso se ha confirmado como refugio invernal por el creciente número de ejemplares que pasan el invierno en Santander.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Revisar su catalogación a escala estatal y valorar su posible inclusión en el Catálogo Español de Especies Amenazadas con la categoría de "Vulnerable". Con esta revisión se desencadenarían los mecanismos establecidos en las leyes de protección de la biodiversidad, obligando a la elaboración de preceptivos planes de conservación en las CCAA. Además, sería necesario que las autonomías con presencia de la especie la incorporaran a sus catálogos de protección de fauna.

- ✔ Aplicación de medidas agroambientales para la conservación de los mosaicos agroforestales de mayor interés para la especie.

- ✔ Promover la reducción del uso de plaguicidas en agricultura y jardinería urbana.

- ✔ Conservación de árboles viejos dispersos en paisajes agrarios y en zonas verde urbanas. Es importante que los ayuntamientos elaboren ordenanzas de protección del arbolado urbano, que incluya tanto a los árboles monumentales como a cualquier ejemplar por encima de una edad o tamaño determinado, y cuyo ámbito de aplicación incluya tanto terrenos públicos, como privados (Fernández Calvo, 2019).

- ✔ Instalación de nidales específicos para la especie en parques, jardines y mosaicos agroforestales, especialmente en aquellas zonas donde la presencia de árboles viejos sea más escasa.

- ✔ Integrar la conservación e incremento de la biodiversidad en el diseño, planificación y gestión de las zonas verdes urbanas. Potenciando la multifuncionalidad de estos espacios, incorporando a los tradicionales aspectos estéticos y recreativos su funcionalidad ecológica como hábitat para la flora y fauna silvestre (Fernández Calvo, 2019).

- ✔ Controlar la creciente población de cotorra de Kramer en España.

- ✔ Impulsar la participación de voluntarios en el proyecto "Safe: Stop atropellos de Fauna en España" para evaluar la magnitud de esta amenaza para la especie e identificar puntos negros.

- ✔ Seguimiento de la evolución de la población y análisis de las causas del declive. Desarrollar estudios que permitan conocer la evolución de la especie a nivel estatal y regional, así como establecer cuáles son las causas más graves de mortalidad y de su actual declive, tanto en España como en otros territorios limítrofes.

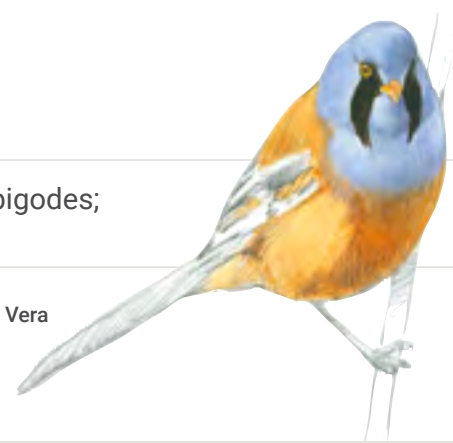
- ✔ Investigación del estado de conservación de la especie en sus zonas de invernada, así como de sus posibles causas de mortalidad y declive.

VULNERABLE
VU [B2ab(i,ii), C2a(i)]
LIBRO ROJO

BIGOTUDO

Panurus biarmicus

Mallerenga de bigotis; Rabilongo das canaveiras; Tximutxa; Chapim-de-bigodes; Bearded Tit; Panure à moustaches



Autor: **Pablo Vera**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2019)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	NE	NT	VU

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

El bigotudo presenta una distribución fragmentada cubriendo el centro y sur del continente europeo, mientras que se extiende de una manera más continua por el centro y sureste de Asia. En España, que supone el límite meridional y occidental del área de ocupación mundial de la especie, la distribución se encuentra altamente fragmentada, manteniendo tres núcleos de población que se corresponden con las lagunas y complejos de humedales manchegos, lagunas navarras y humedales del valle del Ebro, y humedales costeros del litoral ibérico mediterráneo. En cada uno de estos núcleos su presencia se restringe a un exiguo conjunto de localidades.

La mayor de las subpoblaciones es la correspondiente a las lagunas y complejos de humedales manchegos, principalmente en las Tablas de Daimiel, laguna de Navaseca, embalse del Vicario, tablas de Alarcos, laguna del Taray, lagunas de Villafranca de los Caballeros, laguna de la Veguilla, así como humedales dispersos en su entorno, como La Guardia, Manjavacas, embalse de Castrejón, embalse de Almoguera, laguna de San Juan, así como el embalse de Arrocampo (Cáceres). En el sector nororiental de la Península aparece de forma dispersa en diversos humedales del valle del Ebro, donde destacan el embalse de Utxesa, laguna de Sariñena, estanca de Escorón, carrizal de Cofín, laguna de Dos Reinos, laguna de Pitillas, balsa del Juncal, laguna de Las Cañas y lagunas de

Laguardia, desde donde alcanza la laguna de Atapuerca -Burgos-. En ambos núcleos poblacionales la especie se distribuye con una dinámica metapoblacional, de manera que algunos humedales actúan como fuente de individuos y a su vez existen eventos anuales de colonización y extinción de pequeñas localidades en función de la disponibilidad de hábitat adecuado para la reproducción, lo que favorece la estabilidad poblacional en la medida en que no haya grandes cambios en el hábitat a escala regional. En el litoral mediterráneo se mantiene presente, aunque de manera muy escasa, en El Hondo de Elche y la albufera de Valencia. La especie se da por extinguida en el delta del Ebro, pero existe alguna observación puntual de una reciente reproducción en el delta del Llobregat.

Durante la época de reproducción se encuentra íntimamente ligada a cinturones de vegetación palustre en la orla de lagunas, evitando las áreas secas de las zonas inundables del humedal debido al descenso de la superficie de agua en años de sequía (Alambiaga *et al*., *in prep*.). Muestra fuertes requerimientos en cuanto a la estructura de esta vegetación, seleccionando para nidificar las masas de carrizo de bajo porte y alta densidad de tallos (Polulin *et al*., 2002), construyendo sus nidos a baja altura y en la proximidad del agua, donde las variaciones del nivel pueden favorecer el acceso a estos predadores, principalmente ratas (López-Iborra y Monrós, 2003). Es, por tanto, una especie altamente dependiente de la estabilidad de las condiciones hídricas adecuadas para su reproducción, especialmente en humedales pequeños donde la superficie de hábitat disponible es menor.

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

No existe una estima reciente del tamaño poblacional del bigotudo en España, ni en las poblaciones del centro peninsular y del cuadrante noreste peninsular. La información disponible para la población del centro peninsular, estimada a partir de los datos de 1998-2002 en 292-501 parejas (López-Iborra y Monrós, 2004), se restringe a las Tablas de Daimiel, el humedal más importante para la especie en España, con 173-230 individuos estimados en primavera de 2014 (Jiménez *et al*., 2015). La tendencia de la especie en este humedal es positiva entre 2012 y 2017 -de 0,23 a 2,06 individuos por punto de muestreo-, aunque negativa entre 2017 y 2019, coincidiendo con un período de sequía (Alambiaga *et al*., *in prep*.), pero se desconoce si este declive se ha correspondido con un aumento del número de parejas en el complejo de humedales del entorno.

A pesar de que el número de cuadrículas de 10x10 km en las que se ha registrado la especie durante la época de cría ha aumentado entre 1998-2002 -39 cuadrículas- y 2014-2018 -49 cuadrículas-, la dinámica metapoblacional y, por tanto, los eventos continuos de colonización-extinción local de la especie -entre ambos períodos desaparece de 18 cuadrículas y aparece en 28 nuevas- obligan a ser cautelosos, más aún cuando puede optar por no reproducirse si las condiciones del hábitat no son adecuadas (López-Iborra y Monrós, 2003; López-Iborra *et al*., 2007).

La población del litoral mediterráneo ha sufrido en las últimas décadas extinciones locales en el Els Aiguamolls de l'Empordà, delta del Ebro (Clarabuch, 2011; R. Gutiérrez, com. pers.), y ha visto reducida dramáticamente su población en Hondo de Elche, salinas de Santa Pola (Alicante) y albufera de Valencia, derivada de cambios en la calidad del hábitat (Fernández-Núñez, 2014). Las proyecciones de tendencia auguran su extinción a muy corto plazo (Belenguer *et al*., 2016), más aún teniendo en cuenta que la movilidad de la especie es reducida (García-Peiró, 2013) y el posible efecto rescate

desde las poblaciones francesas es poco probable (López-Iborra y Monrós, 2003).

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

La información disponible justifica la clasificación de la especie como "Vulnerable", de acuerdo con los siguientes criterios:

Criterio B

Se ha observado la presencia de la especie como reproductora en 55 cuadrículas de 10x10 km, suponiendo 5.500 km². Sin embargo, dado que la especie restringe su reproducción en la mayor parte de los casos a pequeños humedales que ocupan una extensión notablemente inferior al total de la cuadrícula, se considera que cumple el criterio B2 para calificar como "Vulnerable" -área de ocupación < 2.000 km²-, considerando que, además, la población se encuentra severamente fragmentada (subcriterio a) y se ha constatado el dramático declive y la práctica extinción de la población litoral mediterránea, y por tanto la reducción significativa de la extensión de presencia y del área de ocupación (subcriterio b (i, ii)).

Criterio C

A pesar de que la población se considera estable con respecto a las 650-1.000 parejas estimadas en la anterior evaluación de su estado de conservación a escala nacional (López-Iborra y Monrós, 2004), y por tanto con una población estimada menor a los 2.500 individuos maduros, no se cumplen los criterios C1 y C2 como para catalogar la especie como "En Peligro".

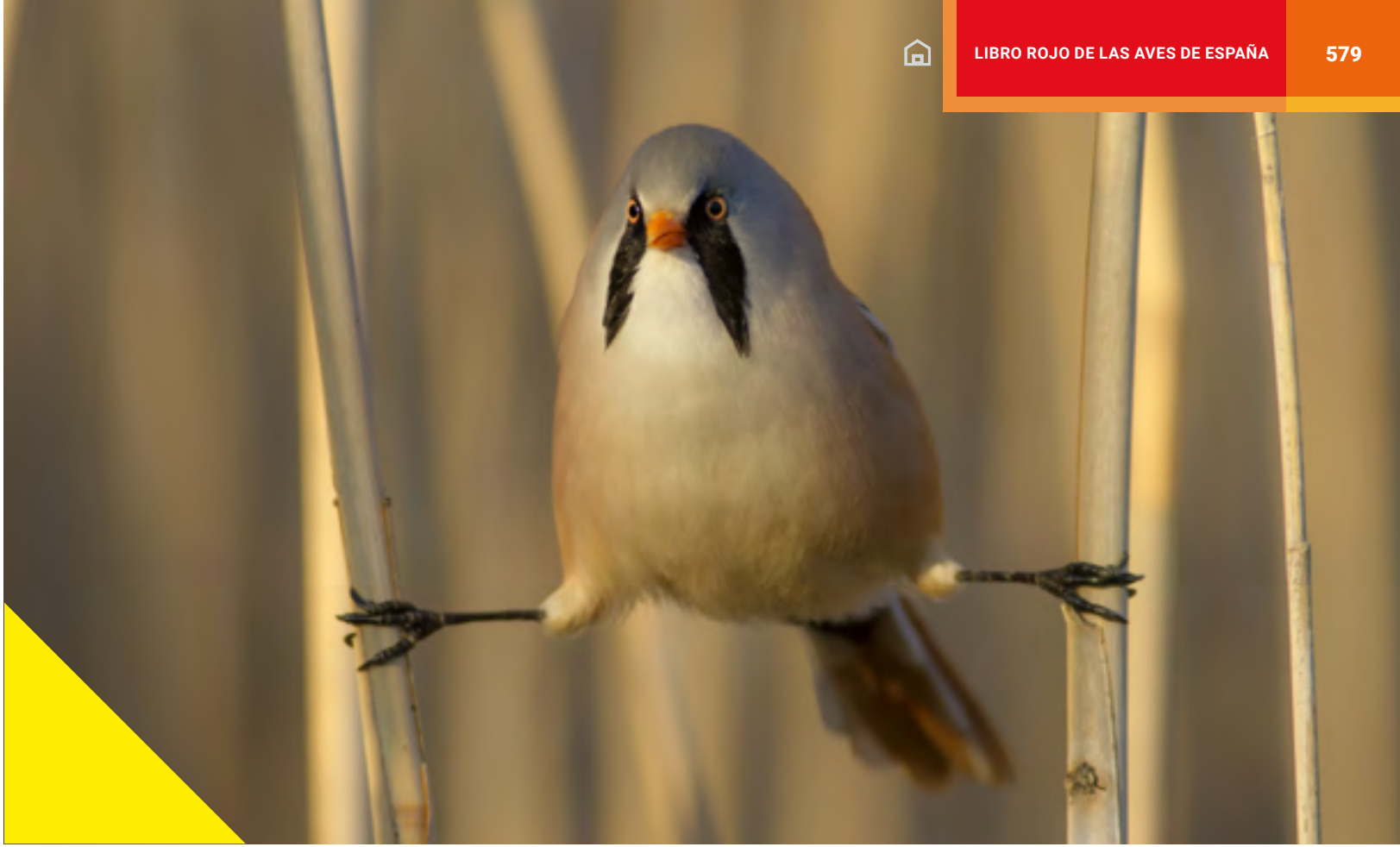
En cambio, sí se cumplen el criterio C2a(i) para la categoría de "Vulnerable", al presentar el conjunto de la población española menos de 10.000 individuos maduros y, a pesar de no poder asegurar una disminución continua de la población por la falta de datos, sí que se estiman menos de 1.000 individuos maduros en cada una de las tres poblaciones diferenciadas.

AMENAZAS

- **Transformación del hábitat y modificaciones de los sistemas naturales**

Siendo una especie con unos requerimientos muy concretos en cuanto la estructura de la vegetación durante el período de nidificación, es especialmente vulnerable a los cambios en los regímenes hídricos que pueden afectar a la calidad del hábitat y su disponibilidad en la orla de lagunas o lámina de agua abierta (Fernández-Núñez, 2014). Se ha comprobado que la especie evita aquellas áreas de los humedales en los que la lámina de agua desaparece (Alambiaga *et al*., *in prep*.), probablemente relacionada con estrategias de evitación de la predación al aumentar la probabilidad de que los predadores accedan a estas zonas. Al mismo tiempo, la fragmentación de los carrizales puede conducir a la reducción de las presas de las que se alimenta la especie (Tscharrntke, 1992).

A pesar de que la especie presenta una dinámica metapoblacional, la ocurrencia de modificaciones de los sistemas naturales a escala local o regional, afectando a varios humedales, podría tener efectos negativos al obligar a las aves a desplazarse a distancias más largas de lo habitual, buscando hábitats adecuados con importantes consecuencias sobre la dinámica poblacional. Debido a que la especie establece pequeñas poblaciones reproductoras en pequeños humedales de distinta tipología -carrizales en riberas fluviales, embalses y todo tipo de lagunas-, las alteraciones en estos aumentan la vulnerabilidad de las



© Sysasya photography-Shutterstock

poblaciones, pudiendo derivar en extinciones locales y a un aumento de la fragmentación del hábitat y la reducción de la conectividad entre subpoblaciones. Por tanto, dado que el mantenimiento de tendencias estables parece depender de la capacidad de mantenerse la dinámica metapoblacional, se hace evidente la necesidad de planificar y desarrollar una gestión integral de los conjuntos de humedales utilizados por la especie.

Incidencia de sequías

La reducción de las fuentes de agua superficial relacionadas con el cambio climático y la mayor recurrencia de períodos de sequía, incidirán negativamente en la degradación de los hábitats palustres a lo largo de su área de distribución y, por tanto, en la disponibilidad de hábitats adecuados. Esta amenaza retroalimentará de forma grave a otras tratadas anteriormente, promoviendo una mayor transformación del hábitat y modificaciones de los sistemas naturales, haciendo más accesibles los humedales a especies de predadores terrestres oportunistas, y por tanto aumentando el riesgo de predación. Una mayor recurrencia de fenómenos meteorológicos extremos, especialmente las olas de frío, pueden causar graves declives poblacionales, especialmente si afectan a la disponibilidad de alimento (Wilson y Peach, 2006).

Intensificación agrícola y gestión agraria

Se ha sugerido que la intensificación agraria ha tenido un impacto muy relevante sobre las poblaciones del litoral mediterráneo (Belenguer *et al*., 2016), dado que los grandes humedales en los que existían notables poblaciones -y en los que se ha extinguido la especie o se han reducido drásticamente sus poblaciones- se encuentran en áreas intensamente explotadas desde el punto de vista agrario y eutrofizadas, como son el delta del Ebro, la albufera de Valencia y El Hondo de Elche (Sehumed, 1997; Gamón *et al*., 2003; Colmenarejo *et al*., 2007).

La aplicación de productos químicos biocidas tanto en cultivos próximos a los humedales en los que habita como en el interior mismo de los humedales puede tener un impacto negativo sobre sus poblaciones en la medida que limitan la disponibilidad de alimento durante

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

No existen medidas de conservación concretas sobre la especie, más allá de la protección de algunos humedales donde habita. A pesar de que esta medida no ha tenido un efecto positivo a largo plazo sobre las poblaciones del litoral mediterráneo, sí que ha podido resultar positiva para el mantenimiento de ciertos humedales utilizados en las poblaciones manchega y del valle del Ebro.

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Berna: Anexo II.	Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011): Incluido.

AUTONÓMICAS		
CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	Listado Andaluz de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial	Ninguno
Aragón	No catalogada	Ninguno
Castilla-La Mancha	VULNERABLE	Ninguno
Castilla y León	No catalogada	Ninguno
Cataluña	No catalogada	Ninguno
Extremadura	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Comunidad de Madrid	SENSIBLE A LA ALTERACIÓN DE SU HÁBITAT	Ninguno
Navarra	No catalogada	Ninguno
Comunidad Valenciana	VULNERABLE	Ninguna

la época de cría (Belenguer *et al.*, 2016). Esta situación supondría una mayor amenaza para los humedales litorales costeros frente a otros del interior, dado que las concentraciones de pesticidas como de nutrientes que entran al sistema y lo eutrofizan son considerablemente mayores (López-Iborra y Monrós, 2004).

● **Predación**

La depredación de nidos es bastante común, dado que la especie nidifica cerca de la lámina de agua, y los cambios en el régimen de inundación puede favorecer el acceso de las ratas, que se consideran su principal predador (López-Iborra y Monrós, 2003). Sobre la probabilidad de predación, tiene un efecto incremental el desarrollo urbanístico y la implantación de nuevos cultivos en el entorno de humedales, en la medida en que en ambos casos se favorece la mayor presenciade ratas.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Asegurar la disponibilidad de agua para cubrir los requerimientos de hábitat de la especie a través de las herramientas de planificación de humedales de la Red Natura 2000 y su traslado a la propia planificación hidrológica, contemplando una perspectiva metapoblacional.
- ✔ Implementar prácticas de fomento de los hábitats y estructura de la vegetación adecuadas, especialmente en referencia a la creación de islas de carrizo inundadas y con una alta densidad de tallos.
- ✔ Evitar las variaciones grandes de nivel de inundación durante el período de cría de la especie.
- ✔ Implementar prácticas de gestión adecuadas para asegurar la provisión de presas durante la época de cría.
- ✔ Poner en marcha protocolos para la reducción de predadores -especialmente ratas- en el entorno de humedales en los que nidifica la especie y se constata que la presión predadora ejerce un impacto negativo sobre la productividad o el éxito reproductor.
- ✔ Fomentar la conectividad ecológica para el mantenimiento de la dinámica metapoblacional en las poblaciones del centro peninsular y el valle del Ebro.
- ✔ Debido a las fuertes oscilaciones en el tamaño poblacional que pueden derivarse de períodos importantes de sequía o episodios meteorológicos extremos, implantar programas de seguimiento específicos para prevenir declives poblacionales que pongan en riesgo la pervivencia de la especie en sus respectivas poblaciones.
- ✔ Plantear medidas de rescate de la críticamente amenazada población litoral mediterránea, a través de la mejora de la conectividad litoral con las poblaciones francesas, la redacción y desarrollo de un Plan de Recuperación en la Comunitat Valenciana que permita la gestión activa y urgente de sus hábitats, así como evaluar la necesidad de ejecutar medidas de reforzamiento poblacional.

VULNERABLE
VU [A2c; B2ac (i, ii, iii, iv]
LIBRO ROJO

CAMACHUELO TROMPETERO

Bucanetes githagineus



Pinsá trompeter; Trompeteiro; Hegio-gailupa; Pintarroxo-trombeteiro; Trumpeter finch; Roselin githagine

Autor: **Rafael Barrientos**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2019)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	**LC**	**LC**	**NA**	**NT/EN**	**VU**

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

El camachuelo trompetero se encuentra actualmente presente en sólo en 27 cuadrículas de 10x10 km en las islas Canarias y en 13 cuadrículas en el sureste ibérico, no habiéndose confirmado la reproducción en las islas Baleares. A una menor escala, en retículas de 5x5 km, en el archipiélago canario ocupaba 187 cuadrículas en el período 1997-2003 (Barone, 2007). En dichas islas, habita ecosistemas áridos con sustratos pedregosos y terrosos, como llanos, malpaíses o campos de lavas recientes, incluyendo barrancos y laderas montañosas, así como cultivos en áreas de baja altitud (Barone, 2007; Barrientos *et al*., 2009b). Puede nidificar directamente en el suelo, en el interior de los muros que separan las parcelas (Barrientos, 2015) e incluso en construcciones humanas (Barone, 2007). En la península ibérica se ve restringido a barrancos y ramblas donde encuentra alimento y zonas de nidificación, bien en taludes, bien ocultando el nido bajo arbustos (López-Iborra *et al*., 2006; Carrillo, 2007; Barrientos, 2009; Barrientos *et al*., 2009b). Ocupa zonas pedregosas, de vegetación arbustiva o herbácea -solanáceas, quenopodiáceas, crucíferas- dispersa y rala -en torno a 50 cm de altura-, generalmente con pendiente moderada (Carrillo, 2007; Barrientos *et al*., 2009B; Ruiz y López, 2015). También ocupa espartales en barrancos (López-Iborra *et al*., 2006). Si bien en zonas como el Poniente Almeriense era abundante

en los llanos litorales en la segunda mitad del siglo XX, parece que la presión urbanística -invernaderos, casas, carreteras- ha hecho que desaparezca de estos hábitats en la actualidad. En las llanuras litorales de Cabo de Gata es común que en invierno se alimente de crucíferas y quenopodiáceas (Carrillo, 2007).

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

La subespecie canaria (*B. g. amantum*) es la única que se soporta por análisis genéticos, con un tamaño efectivo de población estimado de entre 1,28 x 10^5 – 9,87 x 10^5 individuos (Barrientos *et al*., 2014). A partir de transectos efectuados en los ambientes esteparios de las islas canarias orientales en la primavera del año 2005 se estimó una población de unos 5.500 ejemplares en Fuerteventura, 6.000 en Lanzarote y unos 100 en La Graciosa, con un rango total entre 5.057-18.498 individuos (Carrascal y Alonso, 2005). No hay censos posteriores actualizando el tamaño de la población canaria. La tendencia global es marcadamente regresiva en estas islas (Barone, 2007), con una pérdida del 33 % de las cuadrículas en el *Atlas de aves reproductoras* entre los años 1998-2002 y 2014-2018. No obstante, este descenso se concentra en las islas centrales del archipiélago. Mientras que la especie se encuentra estable en Lanzarote y La Graciosa, la ocupación de cuadrículas ha descendido ligeramente en Fuerteventura, desapareciendo como reproductor del Islote de Lobos con base en los resultados de dicho atlas. Los efectivos de los pequeños islotes de Montaña Clara y Alegranza, además de ser escasos, no cuentan con información reciente (Barone, 2007). La caída de las cuadrículas con presencia de camachuelo trompetero durante el periodo reproductor se torna dramática en Gran Canaria -actualmente sólo ocupa una cuadrícula, habiendo desaparecido del 88 % de las ocupadas hace 20 años-, Tenerife -una única cuadrícula ocupada y desaparición del 67 %-, mientras que en La Gomera parece mantenerse estable -no se ha registrado en la única cuadrícula ocupada anteriormente pero, en este caso, parece debido a la escasa cobertura del Atlas, ya que los grupos de aves se mantienen en las zonas habituales (R. Barone y D. Trujillo, com. pers.)-.

Se desconoce el tamaño de la población peninsular, ya que no existen censos específicos, lo que dificulta la clasificación de esta especie según los criterios de la *Lista Roja de la UICN*. En nueve localidades de la provincia de Almería se encontraron densidades medias de 4,5 aves/10 ha -rango 0 a 11- en el periodo 2002-2004 (Carrillo, 2007). Estudios genéticos no encontraron diferencias entre la subespecie *B. g. zedlitzi* -que sería la que estaría presente en la península ibérica- y el resto de supuestas subespecies distribuidas por el norte de África y Oriente Medio (Barrientos *et al*., 2009a, 2014). De estos mismos trabajos se desprende que el tamaño efectivo de población se encontraría en una horquilla entre los 1,95 x 105 – 9,87 x 105 individuos (Barrientos *et al*., 2014), si bien hay que señalar que estas cifras se ven incrementadas por el hecho de que las poblaciones peninsulares no se encuentran genéticamente diferenciadas de las norteafricanas. De hecho, existen sospechas de cierto trasiego de individuos entre las dos orillas del Estrecho (datos inéditos), ya que en los años más fríos no hay individuos invernantes en sus cuarteles habituales -por ejemplo, Cabo de Gata-, y en determinados años la gran cantidad de juveniles en localidades de interior - por ejemplo, Hoya de Guadix- no parece corresponderse con la reproducción de la población peninsular (Pérez-Contreras y Fernández-Ordóñez, 2006). Mediante el anillamiento de ejemplares se ha comprobado el nomadeo de individuos entre localidades. Por ejemplo, de juveniles anillados en la Hoya de Guadix en verano y recapturados al invierno siguiente en Cabo de

Gata; un adulto anillado en primavera en Tabernas y observado ese mismo otoño en Cabo de Gata; o sendos pollos anillados en nidos de Montnegre que fueron observados uno en la Sierra de Albatera y otro en el delta del Ebro (López-Iborra *et al*., 2006; datos inéditos). Los datos más precisos existentes sobre su tendencia espacial muestran que la población ibérica está presente en tan sólo 13 cuadrículas de 10x10 km, que son el mismo número que ya ocupaba en el atlas de 1998-2002. No obstante, ha desaparecido de la mitad de las cuadrículas que ocupaba en Almería, Murcia y Alicante. Y ha aparecido en otras tantas, incluyendo una en Granada y otra en Málaga.

Esto demuestra que se trata de una especie de marcadas oscilaciones tanto en sus cuarteles de cría como de invernada, algo que está acorde con lo esperable en poblaciones periféricas de una especie en expansión. El patrón que parece estar detrás de dicha expansión se inicia con una ocupación de hábitats potenciales fuera de la época de cría que acaban por transformarse en cuarteles de reproducción (Barrientos *et al*., 2009a), si bien con contingentes muy variables, llegando incluso a desaparecer localmente en ciertas temporadas tanto en invernada como en reproducción. Por tanto, habría que vigilar la tendencia poblacional en los próximos años. Dinámicas de colonización-extinción-recolonización de pequeñas poblaciones se han constatado en localidades de Almería, Murcia y Alicante, observándose individuos sueltos incluso en Zaragoza o en las islas Baleares, con avistamiento habitual de ejemplares solitarios o en pequeños grupos en diversos países europeos fuera de la época de cría (López-Iborra *et al*., 2006; Pérez-Contreras y Fernández-Ordoñez, 2006; Llabres, 2010; Barrientos, 2015).

Este tipo de movimientos también se han descrito en el caso de los efectivos canarios. Ello explicaría la aparición de camachuelos en islas donde no nidifica, o en localidades inusuales de las restantes islas, así como importantes fluctuaciones en sus efectivos, que se sospecha que estarían relacionados con los desplazamientos observados en la vecina costa atlántica africana (Martín y Lorenzo, 2001; Barone, 2007). Por ejemplo, a lo largo del Sahara Occidental es una especie común, pero efectúa movimientos erráticos relacionados con las precipitaciones, disminuyendo sus números y moviéndose en grupos en los años más secos (Bergier *et al*., 2017).

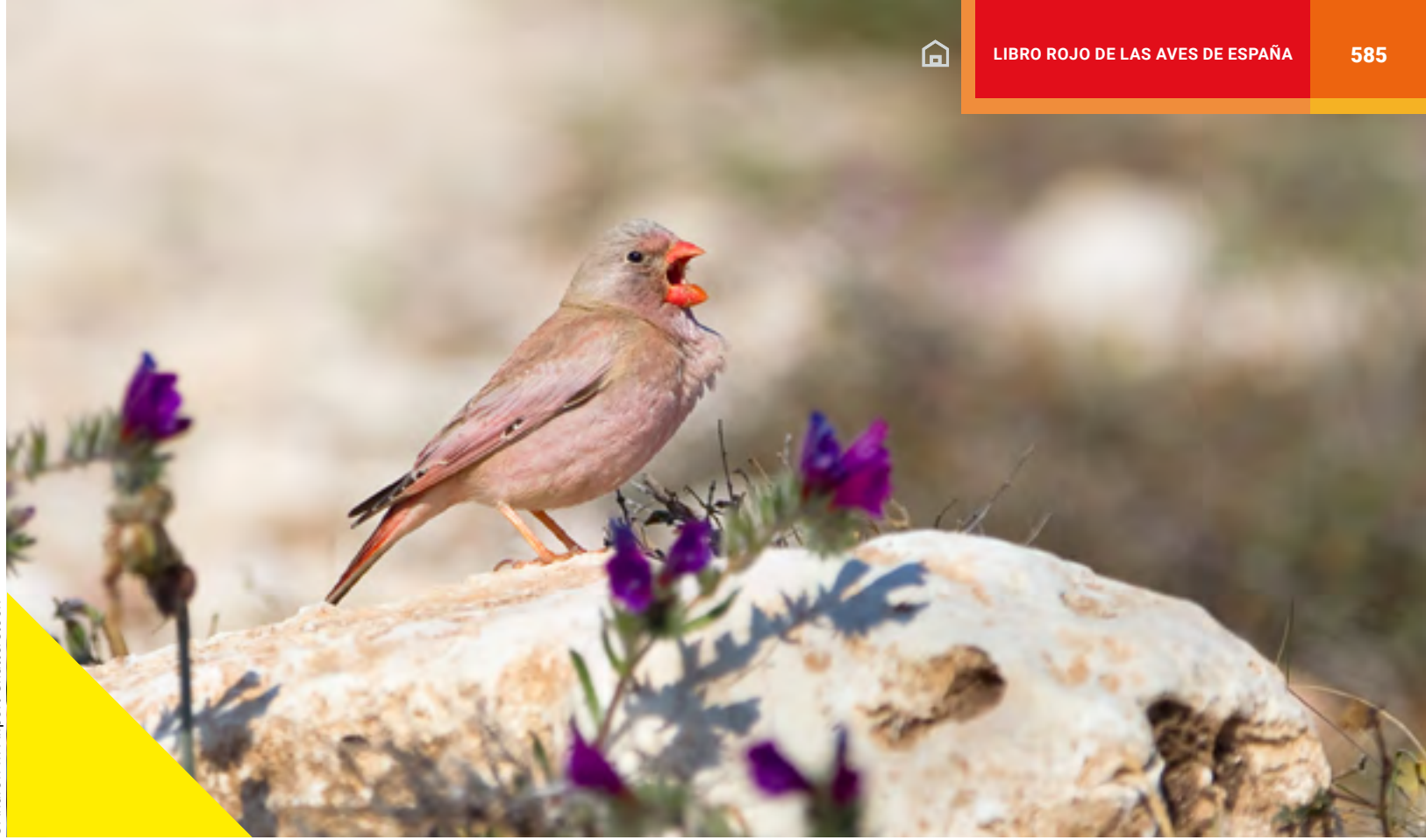
JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se han aplicado las categorías de amenaza y sus criterios UICN para la población reproductora española analizándola por separado para las islas Canarias y para la península ibérica. Al no existir censos específicos recientes en ninguno de los dos casos, los criterios empleados han sido meramente geográficos -variación en la ocupación de cuadrículas UTM 10x10 entre atlas consecutivos-.

Teniendo en cuenta la reducción en el área de ocupación en las islas Canarias en los últimos 20 años, la especie ha sido calificada como “Vulnerable” de acuerdo con el criterio A2 (A2c). Si bien son las islas centrales del archipiélago las que concentran la reducción del área de distribución, se ha realizado la calificación con base en la tendencia del conjunto de las islas.

Criterio A2

(c) Disminución del 33 % en el número de cuadrículas 10x10 km ocupadas en un periodo de 20 años en las islas Canarias, sin nuevas cuadrículas colonizadas. Su rarificación en Tenerife viene de largo, y se ha acelerado notablemente en Gran Canaria con respecto a estudios previos (Barone, 2004, 2007).



©Andrew M Allport-Shutterstock

Teniendo en cuenta las oscilaciones de su área de ocupación en la península ibérica en los últimos 20 años, la especie ha sido calificada como "Vulnerable" de acuerdo con el criterio B2 (a, ci, cii, ciii, civ).

Criterio B2

(a) Su distribución en la península ibérica está muy fragmentada, salvo en Almería, con sólo seis cuadrículas 10x10 ocupadas entre Murcia, Alicante, Granada y Málaga.

(c) Las oscilaciones típicas de poblaciones periféricas en su frente de expansión (Barrientos *et al*., 2009a; 2014) llevan a la especie a dinámicas de colonización-extinción-recolonización (López-Iborra *et al*., 2006), con oscilaciones en el área y localidades ocupadas, así como en el número de parejas reproductoras.

AMENAZAS

- **Pérdida y transformación del hábitat**

La destrucción y fragmentación de su hábitat como consecuencia de la urbanización del litoral (Barone, 2004,

2007) o la instalación de cultivos bajo plástico parecen tener un impacto negativo, aunque se desconoce cómo afectan a la dinámica poblacional. El sobrepastoreo en Lanzarote y, muy especialmente, en Fuerteventura, llevan a la desaparición de la vegetación natural bajo la cual guarecer sus nidos y de la que alimentarse (obs. per.). La roturación del hábitat original, espartales para la plantación de pinares, destruye el hábitat de nidificación de la especie (López Iborra *et al*., 2006).

Especies introducidas

En Fuerteventura, la práctica totalidad de los nidos depredados -que hizo fracasar la mitad de los mismos- lo fueron por ardilla moruna (*Atlantoxerus getulus*) o gatos asilvestrados (Barrientos *et al*., 2009b), pero se desconoce cómo estas pérdidas afectan a la tendencia poblacional. Tampoco se ha estudiado el efecto de otras especies introducidas en estas islas como el erizo moruno y roedores. Igualmente, no existe información para la población ibérica.

Tenencia en cautividad

La captura de camachuelos trompeteros silvestres para comerciar con ellos y su cría en cautividad (Barone, 2004, 2007), así como su tenencia para la creación de mixtos al cruzarlos con otros fringílidos que se pueden escapar y cruzarse con ejemplares salvajes, podría llegar a tener efectos negativos desconocidos sobre la pureza genética de las poblaciones silvestres.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Berna: Anexo II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I.	Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011): Incluida.

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	Listado Andaluz de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial	Ninguno
Canarias	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Comunidad Valenciana	VULNERABLE	Ninguno

OTRAS MEDIDAS

Ninguna destacable sobre la especie. Si acaso sobre el hábitat, centradas en la conservación de otras especies prioritarias de las zonas esteparias de las islas Canarias. En estas islas, la captura de ejemplares para mantenerlos en cautividad está prohibida en la actualidad al tratarse de una especie catalogada.

● **Desaparición de bebederos y puntos con agua**

Ya que esta especie frecuenta puntos de agua, la desaparición de los bebederos de ganado tradicionales, encharcamientos de barrancos, estanques para el riego de cultivos y nacientes naturales, podría estar limitando el área ocupada por la especie en las islas Canarias y, tal vez, afectando a la evolución de la población.

● **Causas de mortalidad directa**

Se sabe que pueden resultar atropellados (Tejera *el al*., 2018), con mayor incidencia sobre los juveniles (datos inéditos) y que pueden resultar muertos tras colisionar con tendidos eléctricos (Lorenzo y Ginovés, 2007). Las tasas de depredación de huevos y pollos en los nidos son elevadas, en especial cuando nidifica en el suelo (Barrientos, 2009; Barrientos *et al*., 2009b).

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

✔ Antes de llegar ni tan siquiera a proponer medidas de conservación, habría que saber a ciencia cierta cuales son las causas que han llevado al camachuelo trompetero a la situación actual, las cuales se desconocen por completo. A continuación, se esbozan algunas propuestas cuyo impacto en la población de la especie habría que estudiar antes de llevarlas a cabo de manera generalizada:

✔ Realizar un censo específico para conocer los efectivos poblacionales. El estudio de una especie de biología tan compleja a través de un atlas de aves reproductoras, con metodología y cobertura mejorables, no parece la aproximación más adecuada para conocer su contingente reproductor. Este censo debería repetirse cada 10 o 12 años -tres generaciones-.

✔ Realizar estudios más detallados sobre los patrones de nomadeo y dispersión de los efectivos de diferentes poblaciones, investigando los factores ecológicos -precipitaciones, desarrollo de la vegetación, alteración del hábitat- que los pudieran influir.

✔ Detener y revertir la pérdida de hábitat -construcciones en el litoral, plantaciones, instalación de invernaderos o sobrepastoreo-.

✔ Moratoria en las comunidades autónomas que aún lo permitan para la tenencia y cría en cautividad de la especie, hasta que se conozcan sus posibles efectos sobre las poblaciones salvajes.

✔ Erradicación de especies invasoras y asilvestradas.

✔ Mantener y restaurar bebederos o surgencias de agua.

VULNERABLE
VU [C2b]

CANASTERA COMÚN

Glareola pratincola

Perdiu de mar europea; Perdiz do mar común; Pratinkola; Perdiz-do-mar-comum; Collared Pratincole; Glaréole à collier



Autor: **Pablo Vera**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2017)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	NE	VU	VU

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

El área de distribución de la canastera común en España ha sido tradicionalmente considerada como fragmentada en varias poblaciones. La más extensa es la correspondiente a la depresión del Guadalquivir, que albergaría el grueso de la población reproductora. A esta se sumarían un amplio número de núcleos poblacionales dispersos en otras regiones de Andalucía, Extremadura, Castilla-La Mancha, Murcia, Comunidad Valenciana y Cataluña. Los datos preliminares sobre los movimientos de dispersión entre las distintas colonias del litoral mediterráneo obtenidos gracias al marcaje de adultos y pollos en diversas colonias de la Comunidad Valenciana parecen evidenciar un alto flujo de aves entre estas, pero no existen evidencias de intercambio con las poblaciones más occidentales (Marín, dat. prop.).

En estas áreas establece sus núcleos coloniales en ambientes terrestres llanos y abiertos, generalmente desprovistos de vegetación o siendo esta dispersa y de bajo porte, y libres de la presencia de arbustos y arboledas. Se establecen en el entorno directo de masas de agua de muy variada naturaleza. Combina el uso de ambientes totalmente naturales, como orillas o islas de lagunas, tablazos o saladares, estuarios, deltas fluviales

e incluso playas, con otros artificiales como son los cultivos de cereales, girasoles, algodón, hortalizas y arrozales -en este caso utilizando caminos agrícolas poco frecuentados-, barbechos y otros ambientes degradados como espacios de acopio de áridos y solares en matrices agrícolas, siempre que no tengan excesivas molestias por el tránsito de personas o predadores. En grandes áreas transformadas para el cultivo se ha hecho referencia a la selección de enclaves concretos para establecer sus colonias en áreas antiguamente inundadas por el desbordamiento de diversos cauces fluviales como el Riansares, Gigüela, Záncara y Guadiana en La Mancha (SCV, 2003), así como surgencias de agua y manantiales en la albufera de Valencia (Vera, 2020), probablemente por mantenerse como lugares con altas productividades a escala local.

También pueden ocupar ambientes alterados tras proyectos de restauración en mosaicos agrícolas en el entorno de humedales. La combinación de ambientes acuáticos y terrestres le permite encontrar abundante alimento coincidiendo con el período de reproducción, tanto sobre el sustrato como en vuelo, especialmente durante las primeras y últimas horas del día, y durante la noche.

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

No se ha desarrollado ningún censo coordinado de la población de canastera común en España, y la estima más reciente para el conjunto de sus poblaciones, de un mínimo de 2.692 parejas, corresponde a la recopilación no completa de censos parciales previos realizada para el anterior *Atlas de las Aves Reproductoras de España* (Tajuelo *et al*., 2003). Los datos del III *Atlas de Aves en Época Reproductora* (SEO/BirdLife, 2021) muestran un aumento considerable del número de cuadrículas en las que la especie se ha observado con cierta certidumbre de reproducción (+51 %), destacando nuevas localidades como los Aiguamolls de l'Empordà y el entorno del Mar Menor. Sin embargo, la mayor parte de dichas cuadrículas se refieren a aquellas anexas a zonas de reproducción ya detectadas en el anterior atlas, un aspecto para el que resulta difícil evaluar por sí solo si supone un aumento de la población nidificante, una mejor prospección del territorio y localización de pequeños núcleos poblacionales anteriormente inadvertidos (SCV, 2003) o una respuesta de la especie a cambios de abundancia local en las áreas tradicionales y colonización de nuevas áreas próximas.

En este sentido, tan solo se cuentan con censos completos anuales y actualizados, con series medianamente largas, en algunas regiones, como Andalucía, Comunidad Valenciana y Murcia, donde se muestra una tendencia a largo plazo con fuertes fluctuaciones interanuales mostrando un incremento desde principios de los años 2000 para experimentar después de 2010 un declive que ha reducido a la más de la mitad el número de parejas reproductoras (Arnaldos *et al*., 2014; Gómez-López, 2020; Cagpds, 2021). Esta tendencia con grandes fluctuaciones es especialmente significativa en el conjunto de la población andaluza entre 2007 y 2019, con un mínimo de 271 y un máximo de 2.898 (Cmaot, 2015; Cagpds, 2021).

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Dado que la especie muestra un fuerte comportamiento metapoblacional, con importantes fluctuaciones interanuales y donde las mismas aves pueden explorar en un mismo año diversas colonias durante su establecimiento y reproducirse, incluso en distintas provincias o regiones próximas y en diferentes años (Marín y Vera, dat. prop.),

los datos parciales de humedales o regiones tomados en diferentes períodos pueden incorporar demasiada incertidumbre al conocimiento detallado de su estado de conservación, por lo que el tamaño poblacional sólo puede establecerse a través de un censo nacional coordinado. De este modo, puesto que no se han desarrollado censos específicos, estandarizados y periódicos de la canastera común a nivel estatal, no se cuenta con información precisa sobre la población nacional y tendencia de la especie que permita evaluar con precisión su estado de conservación con base a este criterio.

La evaluación del estado de conservación de la especie en el anterior *Libro Rojo de las Aves de España* (Tajuelo *et al*., 2004) recoge que, a pesar de la insuficiente información disponible que impide evaluar adecuadamente de acuerdo al criterio de reducción del tamaño poblacional (criterio A), resulta razonable calificar la especie como "Vulnerable" debido a su tamaño poblacional total menor de 10.000 aves maduras y un declive mínimo del 10 % en los años 90 del pasado siglo, para el conjunto de las poblaciones españolas (criterios C1+2, Tajuelo *et al*., 2004). La situación en la actualidad es prácticamente idéntica: el número de aves maduras en todo caso es inferior a 10.000 con base en los censos disponibles de la población andaluza, que tradicionalmente ha supuesto una proporción largamente mayoritaria de la población nacional, y que alcanza una media de 1.467 parejas para el período 2007-2019 y un máximo de 2.898 (Cmaot, 2015; Cagpds, 2021).

Criterio C2

A pesar de no poder evaluarse con la precisión necesaria, el cumplimiento del criterio C1 de disminución de la población en 21,9 años (correspondiente a tres generaciones), la especie sí califica como "Vulnerable" en virtud del criterio C2b con relación a las fluctuaciones extremas observadas parcialmente en varias de las poblaciones, pero especialmente la andaluza y valenciana (Cmaot, 2015; Cagpds, 2021; Gómez-López, 2020).

AMENAZAS

- **Degradación de hábitats y pérdida de nidos**

La principal amenaza a la que se enfrenta la especie es la degradación de sus hábitats naturales debido a la transformación de estos mayoritariamente en ambientes agrícolas (véase Calvo, 1994a y Tajuelo *et al*., 2014 para una revisión de este aspecto). A pesar de que la canastera común ha ocupado estos ambientes de sustitución, cambios en el uso del suelo agrícola debido a modificaciones en el tipo de cultivo o al abandono del cultivo una vez alterado el hábitat, han propiciado el abandono de núcleos coloniales.

Asimismo, en estos hábitats de sustitución se enfrenta a otras presiones de gran relevancia para la conservación de la especie, como es la destrucción de sus puestas por labores agrícolas, inundación y predación (Dolz *et al*., 1989; Tajuelo, 1993; Calvo, 1994b; Arroyo *et al*., 2002; SCV, 2003; Vera, 2020a, 2020b). En algunos casos, la destrucción de nidos tiene lugar por la rotación intensiva de cultivos, donde la especie no puede cubrir su ciclo reproductor entre la recolección de un producto y la preparación del campo para iniciar el cultivo de un segundo producto (Arnaldos y Marín, com. pers.). Entre los predadores observados de puestas y pollos se encuentran tanto los naturales (zorro, jabalí, cernícalo vulgar, halcón peregrino, alcaudón real, urraca, pagaza piconegra), como domésticos (principalmente perros,

ratas y gatos). Asimismo, se ha observado la pérdida de puestas por pisoteo de ganado (Castro y Manrique, 2001; Arroyo *et al*., 2002). En algunos ambientes con alta presión de personas y predadores, como las playas de marjales de la provincia de Valencia, en la última década apenas hay registros de reproducción exitosa (Gómez-Serrano y Dies, com. pers.; Vera, 2020a). Algunas de las colonias se instalan en el entorno de carreteras o incluso en zonas de aterrizaje de avionetas, pudiendo conllevar un número variable de atropellos que, a pesar de resultar bajo en el contexto nacional, puede suponer un problema relevante de conservación a escala local (Bertolero y Vilalta, 1999).

- **Uso de plaguicidas y pérdida de recursos tróficos**

La aplicación de productos químicos biocidas tanto en cultivos próximos a los humedales, en los que habita, como en el interior mismo de los humedales, como los tratamientos químicos para el control de mosquitos, pueden tener un impacto negativo sobre sus poblaciones en la medida que limitan la disponibilidad de alimento durante la época de cría o en las concentraciones posnupciales y de muda antes de iniciar la migración, que suelen ocurrir en lugares con abundantes insectos voladores.

- **Cambio climático**

A pesar de que los análisis de reclutamiento y supervivencia interanual tanto de aves jóvenes como de adultos es extraordinariamente alta (Marín, Vera y Champagnon, dat. prop.), la ocurrencia continuada de fracasos reproductores puede conducir a un envejecimiento de la estructura de edad y a la reducción de las poblaciones reproductoras. Se desconoce el efecto del cambio climático sobre la supervivencia de estas aves, aunque se ha comprobado que los inviernos más secos en su área de invernada tiene un efecto negativo significativo sobre la supervivencia anual de adultos y jóvenes (Marín, Vera y Champagnon, dat. prop.), indicando una clara vulnerabilidad de sus poblaciones.

El cambio climático puede inducir fuertes sequías que potencialmente tendrían un fuerte impacto en una amplia área de su rango de distribución en España, en la medida que depende de zonas de alimentación establecidas en el entorno de humedales y cuerpos de agua temporales o que pueden desaparecer, al menos temporalmente, con la aparición de sequías, especialmente en la depresión del Guadiana, Extremadura y Castilla-La Mancha. Asimismo, al ser una especie que suele realizar puestas de reposición después de un primer fracaso reproductor, una mayor frecuencia de temperaturas extremas durante la primera mitad del verano puede causar la deserción de las puestas de reposición debido al excesivo calor experimentado durante la incubación de los huevos (obs. pers.).

- **Inacción de las Administraciones públicas**

La falta de medidas específicas para su protección y conservación, como pueden ser la aprobación y ejecución de planes de conservación en aquellas comunidades autónomas donde se reproduce la especie, y donde está ya catalogada, son factores indirectos que evidentemente afectan a la viabilidad futura de las poblaciones de canastera. Este aspecto es especialmente relevante en algunas regiones donde las principales colonias se encuentran fuera de espacios protegidos, por eso también es importante que las Administraciones garanticen la protección de esos espacios incluyéndolos dentro de alguna figura de protección.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Bonn: Apéndice II. Convenio de Berna: Anexo II. Convención sobre Especies Migratorias (CMS-AEWA): Apéndice II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I.	Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011): Incluida.

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	Listado Andaluz de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial	Ninguno
Aragón	No catalogada	Ninguno
Baleares	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Castilla-La Mancha	VULNERABLE	Ninguno
Cataluña	No catalogada	Ninguno
Extremadura	SENSIBLE A LA ALTERACIÓN DE SU HÁBITAT	Ninguno
Región de Murcia	EXTINTA	Ninguno
Comunidad Valenciana	VULNERABLE	Ninguno

OTRAS MEDIDAS

A lo largo de su área de distribución se han puesto en marcha distintas iniciativas de trabajo coordinado y acuerdos con agricultores para preservar y respetar las colonias de cría, evitando su destrucción con trabajos de laboreo de campos. El fomento de espacios apropiados para establecer colonias reproductoras junto a núcleos coloniales de gaviotas y charranes, a través del fangueo y rotovatado del terreno, y el control de la vegetación emergente de algunas pequeñas áreas ha favorecido un mayor éxito reproductor, probablemente asociado al efecto de protección de la colonia que ejercen estas especies compañeras (Vera et al., 2020b). El mantenimiento de áreas despejadas y vegetación pionera en pequeñas parcelas, utilizadas por un número bajo de parejas no siempre resulta positivo, dado que no necesariamente vuelve a ser ocupada en posteriores años, especialmente si estas colonias se establecen para el desarrollo de puestas de reposición.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Revisar la catalogación de la especie a escala estatal, y declararla como “Vulnerable”. Con esta acción se desencadenarían los mecanismos establecidos en las leyes de protección de la biodiversidad, obligando a la elaboración y aprobación de planes autonómicos de conservación en las CCAA con presencia de la especie.
- ✔ Incluir dentro de alguna figura de protección de espacios aquellas colonias que no están dentro de espacios protegidos a nivel regional.
- ✔ Tal y como se han recogido en anteriores evaluaciones sobre la especie (Tajuelo *et al*., 2013, 2014), el primer paso para acometer actuaciones de conservación a escala nacional es el desarrollo de un censo nacional de aves reproductoras que permita disponer de

información detallada sobre su distribución, tamaño poblacional y tendencia. Las acciones a desarrollar se pueden clasificar entre las destinadas a preservar sus hábitats y las destinadas a mejorar su éxito reproductor y productividad.

✔ Por lo que respecta a las acciones de conservación de hábitats naturales, resulta imprescindible mantener una gestión anual de la vegetación pionera para el mantenimiento de espacios suficientemente abiertos con vegetación rala y dispersa -para evitar la sucesión natural de la vegetación y la pérdida de parches de hábitat favorable-, prohibir la roturación y alteración de ambientes de orilla de masas de agua durante el período de cría, y conservar los espacios de alimentación de la especie, especialmente en los ecotonos con ambientes acuáticos.

✔ En cuanto a los hábitats agrícolas, se contemplan como medidas de conservación más relevantes la recuperación de espacios naturales y la reversión de terrenos agrícolas tradicionalmente usados por la canastera, la prohibición de cambios en el tipo de cultivo en las áreas utilizadas con frecuencia por la especie por cultivos no adecuados para el establecimiento de colonias. La prohibición de trabajos de laboreo en campos utilizados por la especie y la compensación a los agricultores, la realización de campañas de concienciación y sensibilización para el fomento de acuerdos con los mismos y el establecimiento de incentivos para proteger las colonias una vez se establecen, así como la limitación del uso de insecticidas en ambientes terrestres y acuáticos que puedan limitar la disponibilidad de alimento durante el período reproductor y de muda posnupcial.

✔ Por último, resultan fundamentales otras acciones que limiten las molestias humanas en las áreas de cría y alimentación, así como la presencia de predadores y el acceso de estos a los núcleos coloniales. La reducción del límite de velocidad en carreteras que discurren en el entorno directo de colonias de cría puede reducir los casos de atropellos tanto de aves adultas como jóvenes.



© Veselin Gramatikov - Shutterstock

VULNERABLE
VU [B2ab(i,iii)]
LIBRO ROJO

CARRICERÍN REAL

Acrocephalus melanopogon



Boscarla d'aigua; Folosa acuática; Ur-benarriza; Felosa-aquática; Aquatic Warbler; Phragmite aquatique

Autor: **Pablo Vera**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2018)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	NE	VU	VU

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

El carricerín real se distribuye por ambientes palustres, lacustres y ribereños del sur de Europa, desde la península ibérica hasta Oriente Medio, desde donde se extiende hasta Asia Central, donde la distribución es discontinua. En España existen dos subpoblaciones principales, la balear y la litoral mediterránea, a las que se suman una serie de localidades del valle del Ebro y humedales manchegos con poblaciones relícticas de una distribución mucho mayor. La población balear, representada principalmente por s'Albufera, es la que mayor tamaño poblacional tiene en España. Los marjales litorales de la Comunidad Valenciana albergan poblaciones representativas, especialmente en el Prat de Cabanes-Torreblanca, marjal dels Moros, marjal de Xeresa y marjal de Pego-Oliva. Las poblaciones del valle del Ebro se restringen a unas pocas localidades, como Utxesa, estany de Ivars y laguna de Sariñena. La mayor población en los humedales manchegos se encuentra en las Tablas de Daimiel, desde donde se alimentan otros humedales del entorno como La Veguilla, Navaseca y Manjavacas. El flujo genético entre las subpoblaciones peninsulares es alto (Ceresa *et al*., 2015), evidenciando hasta hace poco un mayor contacto entre ellas, fruto de una distribución mucho más continua hasta finales del siglo XX (Castany y López-Iborra, 2004, 2006).

Durante la época de reproducción el carricerín real es uno de los paseriformes palustres que muestra unos requerimientos de hábitat más estrictos. Para establecer sus territorios selecciona formaciones palustres encharcadas en el entorno de superficies de aguas libres, especialmente carrizales y eneales (Vera *et al*., 2016) y preferentemente con orillas tendidas (Báldi, 2006). El encharcamiento es un requisito fundamental para la especie (Poulin *et al*., 2002; Castany, 2004), debido a que se alimenta de invertebrados acuáticos que captura sobre la superficie o en vegetación emergente, y su mantenimiento a lo largo del periodo reproductor se relaciona directamente con la productividad (Castany y López-Iborra, 2004). Dentro de los humedales prefiere los ambientes más estables en cuanto a la disponibilidad de hábitat y alimento (Poulin y Lefevre, 2002; Vadás *et al*., 2008). Se considera una especie indicadora de aguas no eutróficas (Castany y López-Iborra, 2003) y del buen estado de conservación del hábitat de lagunas costeras (Vera *et al*., 2016).

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

No existe una estima reciente del tamaño poblacional del carricerín real en España, siendo la última la correspondiente al Censo Nacional de 2005 (Castany y López, 2006), en la que ya se observó una reducción de la población respecto a anteriores estimas: 1.912-2.132 parejas a mediados de los 90, poco más de 1.500 parejas entre 1998-2002 y 1.017 parejas (IC 95 %, 484-1.777).

Existen algunos datos de programas de seguimiento de aves palustres en algunos humedales que permiten conocer tendencias locales. En las Tablas de Daimiel la población ha sufrido una dinámica muy fluctuante entre 2012 y 2019 (Alambiaga *et al*., in prep.). En la Albufera de Valencia la especie ha mostrado una tendencia positiva entre 2015 y 2019, después de un importante declive desde 2005 (Vera, 2019; Castany y López, 2006). En el delta del Ebro, delta del Llobregat y Aiguamolls de l'Empordà la especie se ha rarificado notablemente (A. Curcó y R. Gutiérrez, com. pers.)

A pesar de que el número de cuadrículas de 10x10 km en las que se ha registrado la especie durante la época de cría se mantiene constante entre 1998-2002 y 2014-2018 -45 cuadrículas-, existe un importante número de humedales en los que la especie parece haberse extinguido y otros tantos en los que ha colonizado -20 cuadrículas en cada caso-, evidenciando una importante vulnerabilidad de la disponibilidad de hábitat, pero al mismo tiempo con la capacidad de colonizar nuevas áreas pese a su elevada filopatria (Ceresa *et al*., 2015, 2016). Algunas de las extinciones locales han tenido lugar sobre pequeñas poblaciones en el límite occidental de su distribución en la península ibérica, produciéndose la extinción en Extremadura, Navarra y varios humedales manchegos, especialmente los de la provincia de Albacete, por lo que el área de distribución se ha visto reducida durante las dos últimas décadas.

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

La información disponible justifica la clasificación de la especie como "Vulnerable", de acuerdo con los siguientes criterios:

Criterio B

Se ha observado la presencia de la especie como reproductora en 47 cuadrículas de 10x10 km, suponiendo unos 4.700 km². Sin embargo, dado que la especie restringe su reproducción en la mayor parte de los casos a pequeños humedales que ocupan una extensión

notablemente inferior a la total de la cuadrícula, se considera que cumple el criterio B2 para calificar como Vulnerable (área de ocupación < 2.000 km²). Todo ello considerando que, además, la población se encuentra severamente fragmentada, especialmente en los humedales manchegos y litoral mediterráneo (*subcriterio a*), y se ha constatado una reducción notable de su área de distribución después de las extinciones locales en el interior peninsular y tramo alto del valle del Ebro y, por tanto, la reducción significativa de la extensión de presencia debido principalmente a la pérdida o degradación de su hábitat [*subcriterio b (i, iii)*].

AMENAZAS

● Transformación del hábitat y modificaciones de los sistemas naturales

Al tratarse de una especie con unos requerimientos muy concretos en cuanto la estructura de la vegetación durante el período de nidificación, es especialmente vulnerable a los cambios en los regímenes hídricos que pueden afectar a la calidad del hábitat y su disponibilidad en la orla de lagunas o láminas de aguas abiertas. Se ha comprobado que la especie evita aquellas áreas de los humedales en los que se reduce la calidad de su hábitat, tanto por la estructura de la vegetación (Poulin y Lefevre, 2002) como por la desecación de la lámina de agua (Castany y López-Iborra, 2004). La gestión de la vegetación palustre mediante siegas puede tener un impacto negativo si no se mantienen zonas de refugio de la especie y sus recursos tróficos (Vadász *et al*., 2008). La salinización e intrusión marina de algunos humedales litorales puede tener un impacto importante sobre las formaciones vegetales -en especial en el equilibrio entre plantas emergentes, carrizo y eneas-. La ausencia de gestión activa y otros elementos estructurales de los ecosistemas acuáticos generalmente conducen a la homogeneización de la vegetación, reduciendo la calidad o idoneidad de los hábitats para la especie.

Debido a que el carricerín real establece pequeñas poblaciones reproductoras en pequeños humedales de distinta tipología -carrizales en riberas fluviales, embalses y todo tipo de lagunas-, las alteraciones en estos aumentan la vulnerabilidad de las poblaciones, pudiendo derivar en extinciones locales y en un aumento de la fragmentación del hábitat y la reducción de la conectividad entre localidades o entre subpoblaciones.

● Intensificación agrícola y gestión agraria

Dado que se considera una especie indicadora de aguas no eutróficas, la intensificación agraria ha podido tener un impacto muy relevante sobre las poblaciones del litoral mediterráneo, donde algunos de los grandes humedales en los que existían notables poblaciones -y en los que se ha reducido drásticamente sus poblaciones- se encuentran en áreas intensamente explotadas desde el punto de vista agrario y eutrofizadas, como son el delta del Ebro, albufera de Valencia y El Hondo de Elche (Gamón *et al*., 2003; Colmenarejo *et al*., 2007).

La aplicación de productos químicos biocidas tanto en cultivos próximos a los humedales en los que habita como en el interior de los mismos puede tener un impacto negativo sobre sus poblaciones en la medida que limitan la disponibilidad de alimento durante la época de cría. Este hecho es especialmente relevante en cuanto a los tratamientos realizados para el control de mosquitos en lagunas y carrizales, que reducen significativamente la disponibilidad de alimento para la especie (Poulin, 2012; Poulin y Lefevre, 2018).

Incidencia de sequías

La reducción de las fuentes de agua superficial relacionadas con el cambio climático y la mayor recurrencia de períodos de sequía pueden reducir la disponibilidad de los hábitats palustres encharcados y estables que requiere esta especie, así como su éxito reproductor (Castany y López-Iborra, 2004).

Trampas ecológicas

En humedales artificiales se ha observado que, recuperando su hábitat -por otro lado, apropiado para cumplir con objetivos de calidad de agua-, la densidad de territorios puede ser alta y en consecuencia el tamaño de estos pequeños. Si no se considera la diversificación de hábitats o calados altos en el diseño de los humedales artificiales, pueden producirse dinámicas de competencia intra e interespecífica por el espacio, incluyendo potenciales predadores como el rascón europeo (*Rallus acuaticus*) o el calamón común (*Porphyrio porphyrio*), alcanzando productividades muy bajas (Vera *et al*., 2016).

Especies exóticas

Los cambios estructurales sobre el ecosistema acuático causados por la presencia de especies exóticas de tallas grandes -como las carpas- pueden afectar

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Bonn: Apéndice II. Convenio de Berna: Anexo II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I.	Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011): Incluido.

AUTONÓMICAS		
CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	Listado Andaluz de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial	Ninguno
Aragón	No catalogada	Ninguno
Baleares	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Castilla-La Mancha	VULNERABLE	Ninguno
Cataluña	No catalogada	Ninguno
Extremadura	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Comunidad Valenciana	No catalogada	Ninguno

OTRAS MEDIDAS

No existen medidas de conservación concretas para la especie. La construcción de humedales artificiales y filtros verdes en humedales sujetos a una fuerte intensificación agrícola ha mejorado sus poblaciones a escala local en la medida en que se reduce la eutrofia del agua y se provee hábitat de calidad (Vera *et al.*, 2016).

negativamente a la disponibilidad de los hábitats de orla requeridos y al alimento sobre la superficie del agua. Algunas especies de aves exóticas de reciente establecimiento en algunos de los humedales pueden competir con el carricerín real para establecer sus territorios, como el obispo coronigualdo (*Euplectes afer*) (observ. pers.).

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Proteger todos los pequeños humedales en los que se encuentra la especie, especialmente en la Mancha Húmeda y valle del Ebro, evitar la alteración de sus hábitats y redactar planes de gestión que incluyan criterios para su fomento y conservación.
- ✔ Asegurar la disponibilidad de agua para cubrir los requerimientos de hábitat de la especie a través de las herramientas de planificación de humedales de la Red Natura 2000 y su traslado a la propia planificación hidrológica. La desecación de humedales debido a extracciones para riego de agua superficial y de acuíferos ha causado desequilibrios poblacionales importantes.
- ✔ Evitar las variaciones grandes del nivel de inundación durante el período de cría de la especie.
- ✔ Implementar prácticas de fomento de los hábitats y estructura de la vegetación adecuadas, así como prácticas de gestión que reduzcan la competencia intra e interespecífica con otras aves acuáticas.
- ✔ Diseñar prácticas de gestión de la vegetación mediante siegas o quemas que permitan asegurar el mantenimiento de áreas de refugio para la especie y sus recursos tróficos.
- ✔ Considerar el inicio temprano de la nidificación de esta especie en la planificación de la gestión de la vegetación y sus niveles de inundación, de manera que estos no se desarrollen a partir de febrero cuando existan poblaciones reproductoras.
- ✔ Fomentar prácticas agronómicas que reduzcan el aporte de nutrientes, pesticidas y herbicidas a humedales en los que se desarrollan cultivos intensivos, que tengan por objetivo mejorar la calidad del agua y la biodiversidad acuática.
- ✔ Limitar el uso de tratamientos de control de mosquitos sobre sus lugares de nidificación y alimentación, así como de los sistemas acuáticos que deriven en los anteriores.
- ✔ Utilizar la especie, a través de parámetros demográficos, como indicador del estado de conservación de los hábitats de lagunas costeras mediterráneas.
- ✔ Establecer programas de seguimiento estandarizados de la especie en los humedales donde se establecen las principales poblaciones, de manera que puedan determinarse anticipadamente declives poblacionales y se puedan tomar medidas de gestión activa que los reviertan.

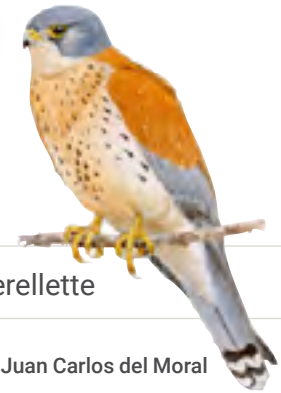


© Sysasya photography_Shutterstock

VULNERABLE
VU [A2ac, A3c, E]

CERNÍCALO PRIMILLA

Falco naumanni



Xoriguer petit; Lagarteiro das torres; Naumann belatza; Lesser Kestrel; Faucon crécerellette

Autores: **Javier Bustamante, Blas Molina y Juan Carlos del Moral**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2018)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	V	VU	VU

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

Se distribuye principalmente por la mitad suroccidental de la península ibérica, con la mayor parte de la población reproductora en Extremadura, Castilla y León, Andalucía y Castilla-La Mancha, manteniendo algunas localidades de cría algo más aisladas en el noreste y en el área mediterránea, donde en algunas de las cuales ha sido reintroducido. Falta en ambos archipiélagos y en Ceuta. La especie se reparte por 11 comunidades autónomas y la ciudad autónoma de Melilla, detectándose la reproducción en 36 provincias o comunidades autónomas uniprovinciales.

Usa fundamentalmente agroestepas cerealistas de la península ibérica (Atienza y Tella, 2004) donde se asienta mayoritariamente sobre un paisaje llano y abierto, con usos agrícolas de secano, escasez de lluvias y baja cobertura de matorral (González y Merino, 1990; Donázar *et al*., 1993; Bustamante, 1997; García *et al*., 2006). Cría formando colonias que en algunos casos pueden superar el centenar de parejas reproductoras. En la península ibérica las colonias se instalan en general en construcciones humanas, aunque algunas parejas crían en cortados rocosos e incluso entre las piedras de los majanos o en los tejados derrumbados de antiguas construcciones rurales. Las colonias se localizan

tanto en casas de campo como en el interior de cascos urbanos (Negro *et al*., 2000). La presencia de colonias de cría está positivamente asociada con la presencia de zonas urbanas, con la cobertura de cereal y campos de girasol, y con precipitaciones medias, mientras que está negativamente asociada con la cobertura de matorral y bosque (Bustamante, 1997; Rodríguez y Bustamante, 2003).

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

El cernícalo primilla es una de las rapaces más y mejor estudiadas en España, sin embargo, el primer censo sistemático de su población reproductora, con una metodología científica, no se llevó a cabo hasta tiempos recientes en España, en las temporadas 2016-2018 (Bustamante *et al*., 2020). Su población reproductora se estimó en 10.090 parejas -entre 8.631 y 11.299 parejas según el intervalo de confianza del modelo usado-, repartidas en 2.343 colonias y puntos de cría aislados, de los más de 5.000 visitados.

A pesar de que no había censos previos de la especie que hubieran sido realizados de forma coordinada y de manera simultánea con una única metodología en el territorio nacional, la información disponible indica que hay una tendencia poblacional negativa (Bustamante *et al*., 2020). En 1989 se realizó el primer censo nacional en el que se estimaron de 4.293 a 5.089 parejas reproductoras, un 5 % de las que se estimaba que había a mediados del siglo XX (González y Merino, 1990). Posteriormente, entre 1994 y 2000 se realizaron distintos censos y estimas parciales en todas las comunidades autónomas y se estimó una población de unas 12.000 parejas (Atienza *et al*., 2001). Sin embargo, estudios recientes sugieren que la metodología empleada en aquella ocasión -aunque más fiable que la empleada en el primer censo nacional- podría estar subestimando considerablemente la población (EBD-CSIC, datos propios) por lo que no sería raro que su población en España al término del siglo XX fuese de unas 20.000 parejas reproductoras.

Según el último censo hay cuatro comunidades autónomas que acogen más del 15 % de la población y que entre ellas acumulan el 87,2 % de la población estimada: Castilla-La Mancha, con casi el 30 % de la población española -2.870 parejas-, Andalucía con otro 22,9 % y 2.525 parejas, Castilla y León con un 18,6 % y 1.816 parejas, y Extremadura que acumula un 15,7 % de la población con 1.541 parejas. Estas cuatro comunidades forman el núcleo central de la distribución en España, ocupando su mitad suroccidental. El resto de las comunidades mantienen poblaciones muy inferiores y se distribuyen en torno a este núcleo. Entre ellas es importante también la población de Aragón con 663 parejas, y en menor medida la de la Comunidad de Madrid con 228, o y la Región de Murcia con 117. El resto no superan las 100 parejas.

Se estima que la población española pudo aumentar gradualmente a lo largo del siglo XX hasta el año 2005 y que comenzó a disminuir a partir de entonces (Bustamante *et al*., 2020). Con base en estas estimas previas y en la cifra obtenida en el censo 2016-2018 se percibe un declive general que se puede cuantificar entre un -28 % y un -40 % (Bustamante *et al*., 2020). Si la cifra real fuera superior por la subestimación que se considera en las deficiencias de los censos previos, ese declive, sin duda, sería muy superior al -50 %.

Actualmente se encuentra en declive en 14 provincias en las que se calcula que la especie ha disminuido local o regionalmente entre el -28 y el -40 % en los últimos 20

años. Las disminuciones más destacadas se han registrado en Extremadura (-73 %), Aragón (-57 %) y Melilla (-60 %), aunque se puede considerar que el declive es más generalizado y marcado en la parte más occidental del área de distribución española del cernícalo primilla (Bustamante *et al*., 2020).

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se han aplicado las categorías de amenaza y sus criterios UICN para el conjunto de la población reproductora española, analizándola como una única unidad regional.

Mediante el ajuste de un modelo de regresión local a todos los censos disponibles por comunidades autónomas en los últimos 40 años, Bustamante *et al*. (2020) establecieron que la población en España está disminuyendo desde el año 2012 a un ritmo de un 6 % anual, con lo que en los últimos 7 años (2012-2019) habría disminuido un 43 % de media. Aunque se puede considerar que el declive es generalizado y más marcado en el área más occidental.

Criterio A

(1): Con base en el criterio A1 de UICN -reducción del tamaño de población observada, estimada, en un periodo superior a 10 años o más de tres generaciones; UICN, 2019- debe ser incluido en la categoría de "Vulnerable" (Bustamante *et al*., 2020). No obstante, este criterio se aplicaría en caso de que las causas de la reducción poblacional sean claramente reversibles y entendidas, que sean conocidas y hayan cesado, tal y como ya indicaron Atienza y Tella (2004) en el anterior *Libro Rojo de las Aves de España*. Aunque se ha trabajado en revertir el declive de la especie y en un mayor conocimiento de las causas que lo generan -reflejándose en un crecimiento de la población hasta 2005-, se ha seguido produciendo un progresivo declive desde entonces (Bustamante *et al*., 2020), siendo las causas principales mal conocidas.

Por ello, el criterio A1 no se podría aplicar, pues las amenazas persisten y surgen nuevas. Alguna de las causas a las que se ha atribuido el declive, como la pérdida de lugares adecuados para la cría no habría cesado o no se estaría revertiendo.

Conviene indicar que el área de ocupación no refleja disminución poblacional. En el *Atlas de las aves en época reproductora* (sin publicar), en el que se incluye la información del último censo, para el número de cuadrículas de 10x10 km comparadas con el atlas previo (Martí y del Moral, 2003) se mantiene estable el número de las cuadrículas en las que la especie está presente. No obstante, podría estar sesgado por una buena cobertura de censo y un buen conocimiento o revisión de casi todas las colonias conocidas. Por otro lado, hay que tener en cuenta que el descenso ha afectado en muchas regiones, proporcionalmente más a las colonias con mayor número de parejas que a las de pequeñas dimensiones.

(2): Bajo el mismo concepto de reducción del tamaño de población y teniendo en cuenta que las causas de la reducción no han sido revertidas o han cesado o siguen sin ser bien conocidas o entendidas, la especie calificaría bajo el criterio A2 como "Vulnerable". Así cumpliría con los siguientes subcriterios:

(a): Observación directa de la reducción de la población más de un 30 %. Como se ha señalado, el declive se puede cuantificar entre un -28 % y un -40 %, incluso podría ser superior al 50 % considerando estimas previas. Hay declives acentuados en las poblaciones el suroeste peninsular, que concentran una parte importante de las colonias.



© Txanbelin_Shutterstock

(c): Una reducción en la calidad del hábitat y la intensificación agrícola. Ya se señalaba como uno de los principales problemas de conservación de esta especie y no sólo no ha remitido, sino que se ha intensificado (Atienza y Tella, 2004).

(3): Bajo el *Criterio A3c*, se calificaría igualmente como "Vulnerable" donde la reducción del tamaño de la población que se proyecta, se infiere o se sospecha se ha estimado en una pérdida de un 6 % anual. Además, se ha constatado como uno de los factores que parece estar afectando a la población la falta de retorno a las colonias desde las áreas de invernada.

*C*riterio E

En el análisis cuantitativo realizado en el último censo llevado a cabo (Bustamante *et al*., 2020), y como se ha indicado previamente, la población en España está disminuyendo desde el año 2012 a un ritmo de un 6 % anual, con lo que en los últimos siete años (2012-2019) habría disminuido un 43 % de media. Una reducción en la población que cumpliría con el criterio en el que califica como "Vulnerable" (≥ 10 % dentro de 100 años). Además, si tenemos en cuenta el valor dado por UICN de número de años que comprende una generación para cada especie -5,7 en el caso del cernícalo primilla- y de

mantenerse el ritmo de declive podría calificar en breve como "En Peligro" (criterio ≥ 20 % dentro de 20 años o de cinco generaciones, lo que fuese más largo -100 años máximo).

AMENAZAS

● Destrucción de lugares adecuados para la nidificación

La pérdida de lugares de nidificación se ha señalado tradicionalmente como uno de los principales factores de declive de la especie. Muchas parejas crían bajo tejas, en cortijos o casas de campo deshabitadas, abandonadas o en estado ruinoso. Cuando en algunas de estas construcciones se rehabilitan los tejados, se tiende a suprimir la teja árabe y se sustituye por otro tipo de teja, placas de fibrocemento, chapa u otros elementos de construcción no apropiados, con la consiguiente pérdida de huecos para criar. Además, se han detectado molestias en época de reproducción por obras de acondicionamiento en los tejados. Sin embargo, este problema tiene una escala local y está compensado por la creación de primillares, rehabilitaciones de edificios respetuosas con la especie o colocación de cajas nido.

● Transformación del hábitat y gestión agraria

Cómo en otras especies ligadas a medios agrarios, uno de los principales factores de su declive es la pérdida o transformación del hábitat, la intensificación de los cultivos y cambios en la explotación de las tierras agrícolas condicionados por la Política Agraria Común (PAC): reducción de superficies de barbecho; abandono de cultivo de cereal de secano; incremento de las superficies de cultivos de regadío e intensificación de los mismos; desaparición de linderos, eriales y barbechos no arados de media o larga duración -de uno a tres años-; además de la transformación de cultivos de cereal a cultivos leñosos y reforestación de tierras agrarias (Tella *et al*., 1998). Además, del uso intensivo de productos fitosanitarios.

● Pérdida de recursos tróficos

La paulatina y grave desaparición de las poblaciones de insectos y otros invertebrados terrestres que afecta a nivel global a muchos ecosistemas también puede estar afectando negativamente al cernícalo primilla, ya que se trata de un recurso trófico fundamental para la especie (Guerrero *et al*., 2010; Hallmann *et al*., 2017; Sánchez-Bayo y Wyckhuys, 2019; Cardoso *et al*., 2020).

● Desarrollo energético fotovoltaico y eólico

El impulso creciente a las energías renovables con un desarrollo descontrolado y sin planificación de plantas fotovoltaicas está generando, o va a generar, una importante pérdida de hábitat por ocupación de grandes extensiones de territorio adecuado para la especie, afectando negativamente a las zonas de alimentación.

● Afecciones en las zonas de invernada y lugares de paso migratorio

La pérdida de hábitat en zonas situadas fuera de los lugares de nidificación ya se señalaba en el anterior *Libro Rojo de las Aves de España* como una de las amenazas para tener en cuenta (Atienza y Tella, 2004). Continúan sin evaluarse y además todavía no se conocen bien las zonas de invernada y los factores que pueden estar afectando (Sánchez-Zapata *et al*., 2007; Mihoub *et al*., 2010). No obstante, en muchas colonias se registra el descenso de la tasa de retorno de ejemplares de un año para otro. Confirmado también con los

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Berna: Anexo II. Convención sobre Especies Migratorias (CMS): Apéndices I y II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I. Species Action Plan for the lesser kestrel Falco naumanni in the European Union (Íñigo y Barov, 2010)	Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011): Incluido.

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	Listado Andaluz de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial	Ninguno
Aragón	SENSIBLE A LA ALTERACIÓN DE SU HÁBITAT	Decreto 233/2010, de 14 de diciembre, del Gobierno de Aragón, por el que se establece un nuevo régimen de protección para la conservación del Cernícalo Primilla (Falco naumanni) y se aprueba el plan de conservación de su hábitat.
Baleares	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Castilla-La Mancha	VULNERABLE	Ninguno
Castilla y León	No catalogada	Ninguno
Cataluña	No catalogada	Ninguno
Extremadura	SENSIBLE A LA ALTERACIÓN DE SU HÁBITAT	Ninguno
Comunidad de Madrid	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Ninguno
Región de Murcia	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Borrador Plan de Recuperación del cernícalo primilla (Falco naumanni) en la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia (2012). Anteproyecto Plan de recuperación y conservación de aves esteparias en la región de Murcia (2018).
Navarra	VULNERABLE	Ninguno
La Rioja	No catalogada	Decreto 55/2014, de 19 de diciembre, por el que se aprueban los Planes de Gestión de determinadas Especies de la Flora y Fauna Silvestre Catalogadas como Amenazadas en la Comunidad Autónoma de La Rioja
Comunidad Valenciana	VULNERABLE	Resolución de 22 de diciembre de 2005, del conseller de Territorio y Vivienda, por la que se aprueba el Plan de Acción para la Conservación de las Aves de las Estepas Cerealistas de la Comunidad Valenciana (2005)

ejemplares marcados con emisores (Programa Migra, información inédita; Bustamante, información inédita). Todo parece indicar que hay una pérdida importante de ejemplares en las zonas de invernada que se están perfilando gracias al marcaje de aves con emisores -en Mali, Mauritania, Senegal, etc.- y posiblemente a diversos factores como la caza ilegal en esas zonas del Sahel y a condiciones climáticas (Thiollay, 2006; Mihoub *et al*., 2010).

La aplicación de la normativa para la rehabilitación de edificios en los que existen colonias, la colocación de nidos artificiales más seguros y perdurables, y la construcción de primillares son las medidas de conservación llevadas a cabo (Antolín y Cabeza, 2001; *Life-Zepaurban,* 2016-2020). Otras medidas como los programas de reintroducción parecen mantener diferentes núcleos de población -Cataluña, Valencia, La Rioja, Murcia- en lugares donde la especie había desaparecido antes de la década de los 80 del siglo pasado y fueron recolonizadas mediante reintroducciones en los años 90 (Morenilla, 2001; Pomrel *et al*., 2004; Carbonell *et al*., 2013; Morenilla, 2018; Alberdi *et al*., 2019).

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Revisar la catalogación de la especie a escala estatal, ya que actualmente está incluida dentro del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y sería necesario incluirla en el Catálogo Español de Especies Amenazadas con la categoría de “Vulnerable”.

- ✔ Seguimiento de la evolución de la población y estudio de las causas del declive. Según la metodología desarrollada y puesta en marcha en Bustamante *et al*. (2020), es posible un seguimiento de la evolución de las poblaciones de manera más sencilla y con menor esfuerzo. Sería deseable un muestreo anual de un 10 % de las colonias, y una estima del tamaño de población y distribución en España cada cinco años.

- ✔ Es necesario trabajar e investigar para conocer mejor los problemas en las zonas de invernada en África y lugares de paso migratorio, para así poder identificar las amenazas que pueden estar actuando.

- ✔ Mejorar la normativa para evitar la destrucción de lugares de nidificación.

- ✔ Desarrollo de medidas específicas ligadas a los usos agrícolas: conservación de linderos, eriales y desarrollo de medidas que permitan la conservación de barbechos gestionados para fomentar la biodiversidad en al menos un 10 % de la superficie de cultivo.

- ✔ Prohibición de repoblaciones forestales en hábitats actuales o potenciales de la especie.

- ✔ Prohibición del desarrollo de infraestructuras en las zonas más sensibles para la especie.

- ✔ Designación de nuevas ZEPA o ampliación de las existentes para que alberguen un mayor porcentaje de la población reproductora.

- ✔ Fomentar la reducción de fitosanitarios en las zonas de alimentación de la especie.

- ✔ Estudio de la relación entre el uso de fitosanitarios en zonas de agroestepas cerealistas y el éxito reproductor, así como las tasas de retorno anuales a las colonias.

VULNERABLE
VU [AB2ac; D2]

CHARRÁN PATINEGRO

Thalasseus sandvicensis

Xatrac becllarg; Carrán cristado; Txenada hankabeltza; Garajau-comum; Sandwich Tern; Sterne caugek



Autores: **J. Ignacio Dies, Antoni Curcó, Gustavo Ballesteros y Marcos Ferrández**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2019)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	NE	NT	VU

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

Especie monotípica reproductora en Europa y el mar Caspio (Efe *et al*., 2009) que en España cría actualmente en la costa mediterránea peninsular, entre Tarragona y Almería.

Nidifica de forma localizada en las costas de la Europa atlántica y báltica, así como en localidades septentrionales de los mares Mediterráneo, Negro y Caspio, y sus áreas de invernada se sitúan principalmente en el África intertropical, extendidas desde el Mediterráneo a Sudáfrica (Stienen, 2020). Es común en paso y durante la invernada en el litoral peninsular, con aves procedentes de toda Europa y del mar Negro, y con las principales concentraciones invernales en las rías Bajas, el golfo de Cádiz y el litoral mediterráneo. No suele presentarse en localidades interiores. En los archipiélagos aparece durante la migración y la invernada, siendo más frecuente en las islas Canarias que en las Baleares.

En España se reproduce en distintos humedales del litoral peninsular mediterráneo, que incluyen deltas y sistemas lagunares de transición litoral, situados típicamente en tramos costeros con una amplia plataforma continental. Sus colonias se instalan en hábitats litorales

sedimentarios, generalmente con formaciones de saladar que incluyen pastizales mediterráneos halófilos y psamófilos, sus áreas de alimentación son marinas y su dieta parece basada en peces clupeiformes. Su principal localidad de cría es el delta del Ebro, donde se cita como reproductor desde 1870, aunque su nidificación no se documentó hasta 1961 y donde gradualmente se consolida como reproductor (Estrada *et al*., 2004), aumentando hasta alcanzar un máximo de población en 2004; en esta localidad, sus colonias reproductoras se han situado mayoritariamente en las Puntas de la Banya y a del Fangar, aunque en algunos años se han instalado pequeños núcleos, no superiores a las 50 parejas, en el litoral de la isla de Buda y en algunas marismas de la laguna de la Tancada. En 1993 se establece como reproductor en la albufera de Valencia (Dies, 1996) criando allí todos los años desde entonces; en el interior del saladar del Racó de l'Olla, ocupando siempre islotes en lagunas someras, y aumentando rápidamente hasta alcanzar un máximo de población en 2006. A partir de 2016 se registra la formación de nuevos núcleos reproductores en las inmediaciones de esta localidad, donde ocupa unos islotes artificiales en el marjal dels Moros, criando entre 55 y 148 parejas, y ocupando también un espigón de nueva construcción en el interior del puerto de Valencia que todavía permanecía sin actividad en 2020, con reproducción ahí entre 26 y 1.161 parejas. A partir de 2006 la especie empieza a criar también en los saladares costeros del sur de Alicante y el norte de Murcia, instalándose en distintas localidades de este conjunto anualmente desde entonces, ocupando motas de separación de estanques salineros, con nula o escasa cobertura de vegetación halófila. Así, aunque en 1994 hubo un intento fallido de cría de 28 parejas en las salinas de Santa Pola, su reproducción se ha reiterado ocasionalmente en esta zona desde 2006, con la adecuación de islotes en la laguna de La Mata y en las salinas de Santa Pola, donde han criado entre seis y 38 parejas. En el entorno del Mar Menor la especie se instala inicialmente en 2008 en las Encañizadas, trasladándose en años posteriores al interior de las salinas de San Pedro del Pinatar (Ballesteros Pelegrín *et al*., 2021), donde han criado anualmente desde entonces entre 28 y 772 parejas. El primer caso de cría en Almería se registra en 2008, cuando se instala una colonia con al menos 50 parejas en las salinas de Cabo de Gata (Paracuellos, 2009), formando pequeños núcleos reproductores, tanto en estas salinas como en las de Punta Entinas-Sabinar, por lo menos en cinco temporadas hasta 2014 (Cagpds, 2021). Fuera de este ámbito mediterráneo sólo se conoce un caso de reproducción en España, el de tres parejas que sacan adelante un pollo cerca de Villaviciosa (Asturias) en 1971 (Noval, 1975).

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

Su población ha oscilado en torno a las 3.544 parejas reproductoras de promedio entre los años 2000 y 2020, periodo durante el que se han censado anualmente todas sus colonias de cría, con un máximo de 4.587 parejas en 2010 y un mínimo de 1.947 parejas en 2008. Su tamaño de población total ha mostrado importantes fluctuaciones interanuales, con marcados aumentos del 114 % en 2009, 41 % en 2001 y 38 % en 2018, y descensos del -50 % en 2008 y -28 % en 2011 y en 2014. El total de estos efectivos ha mostrado una tasa de incremento del 2,8 % anual durante este periodo, algo más atenuada -del 1,5 % anual- en la última década (2011-2020).

En las últimas dos décadas sus principales localidades de cría han sido el delta del Ebro,Tarragona, y la albufera de Valencia. En el delta del Ebro ha mostrado un promedio de 1.940 parejas reproductoras desde el año 2000 con máximos de 2.786 parejas en 2004 y de 2.789

en 2020; mínimos de 931 parejas en 2000 y de 1.137 en 2008, y una tasa de incremento del 9,3 % anual en la última década. En la albufera de Valencia el promedio ha sido de 1.429 parejas reproductoras desde el año 2000 con un máximo de 2.583 parejas en 2006 y mínimo de 481 parejas en 2019 y con una tasa de declive del -13,5 % en la última década. Desde 2006 se ha establecido un tercer núcleo de cría en los saladares costeros de Santa Pola y la Mata (Alicante) y en las salinas de San Pedro del Pinatar (Murcia), donde la especie se ha instalado anualmente desde entonces en una u otra localidad de este conjunto, con un promedio de 226 parejas entre 2006 y 2020 -máximo de 772 parejas en 2015 y mínimo de seis parejas en 2006- y con una tasa de incremento del 13,3 % en la última década. También ha criado en Almería, por lo menos en cinco ocasiones entre 2008 y 2014 (Cagpds, 2021), con una población que ha oscilado entre las 34 y las 90 parejas reproductoras, instaladas tanto en las salinas de Punta Entinas-Sabinar como en las de Cabo de Gata.

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

El área de cría de la población española es pequeña y localizada, con una distribución geográfica representada como un área de ocupación inferior a 2.000 km², y sólo ha criado con regularidad en dos localidades -delta del Ebro y albufera de Valencia- que han concentrado en este periodo al 90-100 % de la población reproductora entre 2000 y 2020, llegando sólo a criar hasta en un máximo de cinco localidades en una misma temporada. Su población es pequeña -menor a los 10.000 individuos maduros- y su tendencia ha fluctuado de forma importante durante este periodo, aunque los descensos en una localidad parecen compensados por aumentos en otra, indicando que los mismos efectivos ocuparían distintas localidades en función de las condiciones locales para la reproducción, seguramente formando una metapoblación cuyo total también fluctuaría, pero manteniendo una tendencia poblacional con balance positivo durante el periodo considerado.

De este modo, aunque en España no parece mostrar una reducción del tamaño poblacional, su área de ocupación inferior a 2.000 km² y su población pequeña, severamente fragmentada, con menos de cinco localidades ocupadas en las dos últimas décadas y con fluctuaciones extremas, tanto en el número de localidades como en el de individuos maduros, cumpliría con los criterios B2ac y D2, siendo catalogada en la categoría “Vulnerable”.

AMENAZAS

- **Desarrollo urbanístico**

La transformación del suelo o la expansión de la ocupación humana, residencial o comercial degradan su hábitat en áreas costeras. Los efectos sobre el hábitat de las áreas recreativas y de los centros turísticos costeros limitan las áreas que pueden ser utilizadas para la alimentación, la cría o el sesteo de la especie.

- **Prácticas agroganaderas, silvícolas y de acuicultura**

La conversión directa de tierras para uso agrícola, con cultivos destinados a la alimentación humana como arrozales, árboles frutales o huertas, supone una alteración sostenida de los humedales costeros que utiliza. Las piscifactorías marinas son una actividad creciente que mantienen especies comerciales en el medio natural, incluyendo la eventualidad de escapes accidentales masivos de especies depredadoras, algunas no nativas

-familias Sparidae, Moronidae, Sciaenidae-, como ocurrió en el golfo de Valencia al paso del ciclón extratropical *Gloria* en enero 2020, que pueden alterar las cadenas tróficas de las que depende la especie.

● Producción de energía y minería

Las exploraciones y las labores de producción de hidrocarburos líquidos en los medios de plataforma continental de los que depende la especie pueden suponer una amenaza; las actividades de transporte o descarga en instalaciones portuarias próximas a sus zonas de cría y alimentación presentan riesgos de derrames y, en el caso de las aves reproductoras en el golfo de Valencia, es frecuente observar ejemplares con manchas de hidrocarburos en su plumaje. Las infraestructuras de las explotaciones salineras, como cristalizadores y calentadores en el golfo de Cádiz, el delta del Ebro o las salinas de Santa Pola y San Pedro del Pinatar, pueden ser aprovechadas como lugares tranquilos de reproducción y sesteo por la especie, que dependería de la continuidad de esta actividad. La proyección de parques eólicos marinos puede representar una amenaza, especialmente en las áreas con presencia regular de la especie.

● Infraestructuras lineares de transporte, energía y comunicaciones

Las carreteras y caminos fuera de los núcleos de población crean tensiones específicas para la biodiversidad, incluyendo la fragmentación de hábitats y sirven de vías de acceso de especies invasoras o depredadores terrestres -perro, zorro, jabalí- a las zonas de cría, además de incrementar las actividades humanas molestas o incluso causar posibles atropellos. En las instalaciones portuarias se producen con regularidad dragados del fondo marino y de los canales que mantienen las rutas de navegación que alteran el medio marino. El tránsito de pequeñas aeronaves, comerciales o de recreo, pueden suponer una molestia adicional en las actividades reproductoras, de alimentación o sesteo.

● Uso de recursos biológicos

La disminución de los recursos pesqueros marinos por sobrexplotación comercial tiene una influencia directa sobre los recursos tróficos que puede aprovechar esta especie, particularmente alevines y pequeños peces. El aprovechamiento de recursos biológicos naturales para el consumo humano, incluidos los efectos no intencionados de esta recolección, representan una amenaza para el charrán patinegro, afectando a las dinámicas naturales de las poblaciones de sus presas. En casos extremos, puede causar la pérdida de los recursos tróficos de la especie debido a la sobreexplotación comercial de sus presas (en particular peces clupeiformes), lo cual puede ocurrir tanto en las áreas de cría del litoral Mediterráneo como en sus áreas de escala migratoria) y constituye un factor de amenaza significativo a medio y largo plazo. La especie se alimenta en el mar en sus áreas de cría (Dies y Dies, 2017) asociada con peces depredadores que hacen ascender a la superficie los cardúmenes de sus presas de tal forma que la sobrepesca de estos peces depredadores, como los escómbridos, puede poner en riesgo el acceso a sus presas. Las técnicas de pesca no selectiva, como la del arrastre, destruyen los hábitats bentónicos que forman la base de la compleja cadena alimentaria marina. La actividad pesquera, tanto comercial como recreativa, puede causar daños colaterales a la especie que puede engancharse en anzuelos o enredarse en sedales de pesca abandonados en el mar o en las playas.

Perturbaciones y molestias humanas

La intensa actividad humana, generalmente por motivos recreativos, en entornos costeros utilizados por la especie, altera, destruye y perturba sus hábitats la fauna y flora asociadas; esto incluye tanto el tránsito de vehículos y personas por el medio terrestre como el trasiego de aeronaves de vigilancia o de embarcaciones por el medio acuático litoral. De este modo, sus nidos se instalan generalmente en zonas de acceso restringido. Actividades no previstas, como el marisqueo ilegal o la fotografía de la naturaleza no regulada, pueden perturbar estas áreas más tranquilas. Las colonias reproductoras son muy sensibles a las molestias humanas, particularmente las derivadas de los usos balnearios de playas, muchas veces agravadas por la presencia de animales de compañía (perros). Estas molestias pueden ocasionar fracasos reproductores y hasta la deserción de la colonia. De hecho, los principales núcleos reproductores en España siempre se localizan en zonas de reserva, donde no está permitido el uso público, o en las que está muy regulado (balizamiento y señalización temporal), casi siempre con dotación de personal de vigilancia.

Modificaciones del sistema natural

Los humedales costeros que utiliza han sido alterados por la acción humana, y generalmente cuentan con elementos reguladores de la cuenca hidrológica -embalses- y con redes de drenaje -canales- para el aprovechamiento de los recursos hídricos o la regulación de caudales, con fines económicos o para el mejorar el bienestar de las áreas urbanizadas en el entorno -regulación de avenidas, control de mosquitos-, alterando la hidrología, los procesos de sedimentación y el dinamismo de estos humedales. Todo ello afecta a la disponibilidad de ambientes en los que instalarse para criar o a los aportes de nutrientes a la plataforma continental en la que se alimenta la especie. La zona de alimentación del charrán patinegro en el delta del Ebro está asociada a una mayor productividad marina en el entorno de la desembocadura del río; la disminución de su caudal, sobre todo para usos agrícolas, así como un aumento de contaminantes agrícolas e industriales, supone un grado de amenaza muy importante. Por otra parte, los embalses en la cuenca del Ebro retienen más del 95 % de los sedimentos, lo cual que pone en peligro la sostenibilidad física del delta y las zonas de reproducción de esta especie, especialmente en un contexto de subida del nivel del mar. En el caso de la albufera de Valencia, los nutrientes aportados al mar efluentes de la laguna sustentan una rica comunidad biológica marina y la disponibilidad de estos recursos puede verse comprometida por las reiteradas restricciones en el volumen de agua que percibe el humedal. Casi todos los espacios en los que cría están sometidos a una gestión ambiental destinada a posibilitar la cría de aves acuáticas, y de especies larolimícolas en particular, lo que genera una dependencia de la continuidad de dicha gestión. En ocasiones, las colonias de cría de los saladares alicantinos han fracasado por un descenso artificial de los niveles de inundación que comprometían la insularidad de las colonias, por la entrada de perros sueltos o por molestias humanas en zonas de acceso restringido que no estaban debidamente señalizadas. Algo similar pasa con el uso de las estructuras de las explotaciones salineras para el sesteo durante sus desplazamientos migratorios, que en ocasiones representan la única alternativa para su descanso en amplios tramos de costa.

Especies, genes y enfermedades invasoras y otros problemas

El caso de "especies nativas problemáticas", en referencia a aquellas que se han mostrado sobreabundantes o que causan problemas de conservación y afectan a los núcleos reproductores (Ruiz-Olmo *et al*., 2003) son, particularmente el zorro (*Vulpes vulpes*), el tejón (*Meles meles*) y el jabalí (*Sus scrofa*), cuya abundancia ha ido en aumento en humedales como el delta del Ebro o la albufera de Valencia en las últimas décadas, ocasionando depredaciones, deserciones y desplazamientos de los núcleos reproductores. Por otra parte, la población reproductora de gaviota patiamarilla (*Larus michahellis*) ha ido aumentado en el delta del Ebro en los últimos años, especialmente en la Punta de la Banya, y ha desplazado los núcleos reproductores de charrán patinegro y otras especies coloniales, provocando incluso una disminución de estos; esta misma especie ha causado fracaso reproductor y depredación en las colonias de Alicante.

La introducción, accidental o deliberada, de especies no autóctonas en los sistemas costeros del sur de Europa es un factor de estrés que afecta a las cadenas tróficas de estos hábitats. Se pueden citar los ejemplos de dos especies nativas del Atlántico occidental, como el cangrejo azul atlántico (*Callinectes sapidus*), cuyos impactos ecológicos y económicos en los sistemas costeros del sur de Europa apenas se han investigado (Mancinelli *et al*., 2017), o como del ctenóforo (*Mnemiopsis leidyi*), introducido a finales de la década de 1980 de forma accidental en el Mediterráneo oriental, en las aguas de lastre empleadas en navegación marítima, causando un importante declive en las poblaciones de clupeiformes, al alimentarse tanto de sus puestas y larvas como de sus presas, y cuya expansión por el Mediterráneo todavía continua (Kideys, 2002). El escenario actual de cambio climático y el hacinamiento de muchas aves en lugares cada vez más restringidos, en particular por la transformación del medio litoral, puede propiciar enfermedades emergentes que supongan un riesgo para las aves acuáticas coloniales o gregarias en particular. Así, recientemente se ha descrito un nuevo adenovirus que afecta a gaviotas y charranes que podría representar una amenaza emergente para la salud y la conservación de estas especies (Karamendin *et al*., 2021).

Contaminación

Las aguas residuales y las escorrentías de áreas urbanas, agrícolas y de acuicultura que incluyen nutrientes, sustancias químicas tóxicas y sedimentos que contienen productos químicos y contaminantes de segunda generación como cafeína o productos farmacéuticos, que alcanzan el medio litoral y sus cadenas tróficas. En el entorno litoral abundan basuras y otros materiales sólidos abandonados en los que se enreda la fauna silvestre, particularmente materiales plásticos.

Cambio climático y clima severo

Los ecosistemas costeros son muy vulnerables al cambio climático y los impactos esperados en los humedales costeros están relacionados con el aumento del nivel del mar, la mayor frecuencia de tormentas y de olas de mayor altura, con notable erosión costera, y los cambios en la descarga de los ríos (Blankespoor, 2014). Los estudios realizados en los casos de las principales localidades de cría en España, como la albufera de Valencia y el delta

del Ebro, indican escenarios de inundación generalizada por el mar en ambos humedales en un plazo de 50-60 años, e ilustran la importancia del aporte de sedimentos y de aguas continentales a los entornos deltaicos y de lagunas costeras (Ibáñez *et al*., 2010; Estrela-Segrelles *et al*., 2021). Esto puede suponer una eventual pérdida o disminución de ambientes en los que instalar colonias de cría. Estos mismos cambios climáticos pueden alterar la temperatura del mar o su salinidad y motivar desplazamientos de sus principales presas -peces clupeiformes-; de hecho, varias especies nativas con afinidad tropical o subtropical parecen haberse trasladado hacia los sectores más fríos y septentrionales del Mediterráneo (Azzurro *et al*., 2011). El clima severo que parece acompañar este cambio climático, con una frecuencia creciente de fenómenos locales extremos, de precipitaciones intensas acompañadas de vientos fuertes y granizo, puede resultar catastrófico si afecta a las colonias de cría.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Bonn: Apéndice II. Convenio de Berna: Anexo II. Convención sobre Especies Migratorias (CMS-AEWA): Apéndice II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I.	Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011): Incluida.

AUTONÓMICAS		
CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	Listado Andaluz de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial	Ninguno
Asturias	No catalogada	Ninguno
Baleares	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Canarias	No catalogada	Ninguno
Cantabria	No catalogada	Ninguno
Castilla-La Mancha	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Cataluña	No catalogada	Ninguno
Euskadi	No catalogada	Ninguno
Galicia	No catalogada	Ninguno
Región de Murcia	No catalogada	Ninguno
Comunidad Valenciana	No catalogada	Ninguno

OTRAS MEDIDAS

Las siguientes actuaciones de conservación se están aplicando en la actualidad y que están funcionando a nivel estatal o autonómico:

Las colonias de la especie instaladas fuera del delta del Ebro han ocupado humedales costeros en los que se han llevado a término proyectos de adecuación del hábitat para la cría de aves acuáticas y de larolimícolas coloniales en particular, casos como el saladar del Racó de l'Olla en la albufera de Valencia a partir de 1993 (Dies, 2000) o el marjal dels Moros a partir de 2015, entre otros. Incluso en el propio delta se han restaurado áreas que se han adecuado para su reproducción.

En las colonias del delta del Ebro y Alicante se han realizado acciones de protección de los núcleos reproductores con barreras para atenuar el posible impacto de depredadores terrestres, mediante la disposición de canales, barreras físicas y pastores eléctricos.

En el delta del Ebro se regula del acceso para usos turísticos, permanente o temporal, en las zonas de reproducción, como ocurre en la Punta de la Banya, Punta del Fangar, isla de Buda y marismas de la Tancada).

En las colonias situadas en salinas, casos de la Punta de la Banya y las salinas alicantinas se ha regulado la actividad salinera (evaluación ambiental de obras, mantenimientos, circulación de personas y vehículos, mantenimiento de niveles de agua adecuados).

Regulación de la actividad del marisqueo en las zonas de reproducción del delta del Ebro.

Seguimiento y descaste de depredadores en el delta del Ebro en las áreas más sensibles de reproducción (Punta de la Banya, Punta del Fangar e isla de Buda) que incluyen actuaciones sobre mamíferos terrestres -zorro, tejón y jabalí- entre 2011 y 2020 y sobre la población reproductora de gaviota patiamarilla, sobre todo en la Punta de la Banya, con uso de armas de fuego, destrucción de nidos y, desde 2015, con narcóticos.

ESPACIOS DE INTERÉS

ZEPA: ES0000146-Delta del Llobregat; ES0000020-Delta de l'Ebre; ES0000470-Marjal dels Moros, ES0000471-l'Albufera; ES0000485-Lagunas de la Mata y Torrevieja; ES0000486-Salines de Santa Pola; ES000175-Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar.

ZEPA-Marinas: ES0000512-Espacio marino del Delta de l'Ebre-Illes Columbretes; ES0000471-l'Albufera (área marina); ES0000508-Espacio marino de Tabarca-Cabo de Palos.

IBA: 148-Delta de l'Ebre; 409-Plataforma Marina del Delta de l'Ebre-Columbretes; 156-Marjal del Moro; 159-Albufera de Valencia; 166-Salinas de Santa Pola; 167-Lagunas de la Mata y Torrevieja; 407-Tabarca-Cabo de Palos; 169-Mar Menor.

PARQUES NATURALES: Delta de Llobregat, Delta de l'Ebre, l'Albufera de Valencia, Salinas de Santa Pola, Lagunas de la Mata y Torrevieja, Salinas de Cabo de Gata, Desembocadura del Guadalhorce, Bahía de Cádiz, La Breña y Marismas del Barbate, Doñana.

Sitios RAMSAR: Delta de l'Ebre, l'Albufera de Valencia, Salinas de Santa Pola, Lagunas de la Mata y Torrevieja, Mar Menor, Salinas del Cabo de Gata, Bahía de Cádiz, Doñana y Marismas del Odiel.

Otros espacios gestionados que se consideren fundamentales para la conservación de la especie: Puerto de Valencia.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Recuperar y garantizar los caudales hídricos continentales, comprometidos o necesarios en sus principales localidades de cría, especialmente en el delta del Ebro y en la albufera de Valencia, como fuente de nutrientes para el medio marino y como estrategia de adaptación al cambio climático, incluyendo la llegada de sedimentos de origen fluvial, particularmente en el caso del delta del Ebro, para revertir la situación regresiva actual por erosión.

- ✔ Adecuación de áreas en condiciones óptimas para la instalación de sus colonias de cría en aquellos humedales costeros utilizados por la especie para su reproducción.

- ✔ Mantenimiento de la evaluación ambiental de la actividad salinera en sus áreas de cría, especialmente en la Punta de la Banya pero también en los saladares alicantinos o del Mar Menor.

- ✔ Mantenimiento de restricciones y mejora de la regulación, de forma permanente o temporal, de las actividades turísticas, así como aumento de la vigilancia terrestre y marítima, en sus principales zonas de reproducción.



© Visceral image - Shutterstock

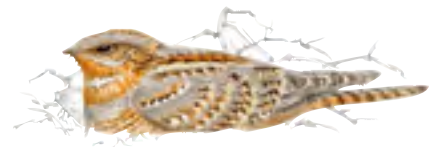
- ✔ Continuación del seguimiento del impacto de la depredación de sus colonias por mamíferos terrestres como el zorro, tejón y jabalí, así como de la gaviota patiamarilla, en las áreas más sensibles de reproducción.
- ✔ Evaluación del futuro de la pesca marítima en un contexto de cambio climático y de las nuevas políticas pesqueras en la UE.
- ✔ Mantenimiento de la regulación del acceso de mariscadores en época de nidificación a las principales zonas de reproducción en el caso particular del delta del Ebro.
- ✔ Evaluación de la incidencia de la contaminación marina en la demografía de esta especie.

VULNERABLE
VU [A2bc]

CHOTACABRAS CUELLIRROJO

Caprimulgus ruficollis

Siboc; Avenoiteira de caluga vermella; Zata lepagorria; Noitibó-de-nuca-vermelha; Red-necked Nightjar; Engoulevent à collier roux



Autores: **Carlos Camacho y Pedro Sáez-Gómez**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2018)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
NT	LC	NT	I	NE	VU

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

El área de distribución del chotacabras cuellirrojo en España se restringe a la mitad sur y este del territorio peninsular, con una representación escasa o nula en la zona norte. Está ausente en Canarias e islas Baleares. La especie ocupa una gran variedad de ambientes por debajo de los 600-800 m, incluyendo zonas de monte mediterráneo con arbolado disperso, áreas agrícolas moderadamente manejadas, pseudoestepas con escaso matorral o áreas semidesérticas (Cuadrado y Domínguez, 1996; Sáez-Gómez y Camacho, 2016), aunque alcanza sus mayores densidades en paisajes compuestos por un mosaico de pequeños remanentes de matorral, espacios completamente abiertos y manchas de arbolado (Camacho *et al*., 2014). Los primeros migradores llegan a la Península en el mes de abril, aunque existen registros ocasionales en marzo. La afluencia de chotacabras normalmente se prolonga hasta mediados de mayo. La migración posnupcial se inicia durante segunda quincena del mes de agosto en el centro peninsular (Ponce *et al.*, 2008) y alrededor de un mes más tarde en el sur, aunque algunos ejemplares pueden todavía observarse en las áreas de reproducción durante la segunda quincena de octubre (Camacho, 2013a).

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

El número exacto de individuos que conforman la población de chotacabras cuellirrojos de España no se conoce con exactitud, aunque la tendencia temporal es claramente descendente. Los datos del programa NOCTUA para evaluar las tendencias de las poblaciones de aves nocturnas indican la presencia de la especie en 333 de las 656 (51 %) cuadrículas de 10x10 km consideradas en el análisis de poblaciones desde 2006 a 2018, con un declive acumulado de la población en España del -30,2 % y una evolución media interanual del -2,3 % (SEO/BirdLife, 2019). En la población de chotacabras del Espacio Natural de Doñana (Huelva), los conteos realizados entre 2009 y 2020 mediante transectos nocturnos por carretera indican una tasa promedio de disminución anual de -2,4 % (datos no publicados de los autores), muy similar a la tendencia en el conjunto de España. El área de ocupación estimada en 2018 fue de 83.400 km², correspondiente a un 16,5 % del territorio estatal, según el *III Atlas Aves Reproductoras en España* (en preparación), habiendo desaparecido del 12,4 % del territorio desde 2002.

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Las categorías de amenaza de la UICN y sus criterios de evaluación se han aplicado para el conjunto de la población reproductora española de chotacabras cuellirrojo como unidad regional única. De acuerdo con las tendencias poblacionales observadas en el periodo 2006-2018, sumadas a la reducción en su área de ocupación, la población española de chotacabras cuellirrojo cumpliría con los criterios para ser catalogada como "Vulnerable", de acuerdo al criterio A2 (A2b y A2c).

Criterio A2

(b) El programa NOCTUA de seguimiento de aves nocturnas en España -cifra para la población de chotacabras cuellirrojo una disminución promedio del -2,3 % anual entre 2006 y 2018 (SEO/BirdLife, 2019). Esta tasa de cambio se traduce en un declive del -38,6 % en tres generaciones, por lo que supera los umbrales del criterio de la UICN que establece una reducción del tamaño de la población igual o superior al 30 % durante los últimos diez años o tres generaciones.

(c) La proporción de cuadrículas 10×10 km con presencia de la especie del total cubierto por el Atlas *de Aves Reproductoras* de 2018 se redujo en un 12,4 % respecto al *Atlas* de 2002. Esta reducción en el área de ocupación refuerza los resultados obtenidos a partir del índice de abundancia específico para la especie.

AMENAZAS

- **Destrucción de hábitats y transformación del paisaje**

Los chotacabras son tolerantes a transformaciones moderadas del paisaje y pueden nidificar en tierras agrícolas muy diversas (Cuadrado y Domínguez, 1996; Aragonés, 2003). No obstante, la destrucción de nidos por pisoteo de maquinaria se perfila como la principal causa de pérdida de nidos en tierras de labor (Cuadrado y Domínguez, 1996). La destrucción o degradación de determinados tipos de ambientes y el aumento en los niveles de fragmentación del paisaje por causas antrópicas puede obligar además a los chotacabras a realizar mayores desplazamientos entre las áreas de reproducción, alimentación y descanso (Camacho *et al*., 2014).

El incremento de energía y tiempo asociado a estos desplazamientos puede tener consecuencias notables sobre parámetros fisiológicos (Evens *et al*., 2018) y de éxito reproductor (Sáez-Gómez *et al*., 2018). En conjunto, estos factores pueden reducir el atractivo de determinadas zonas y, con ello, los niveles de abundancia a nivel local (Camacho *et al*., 2014). La desproporcionada expansión de los modelos intensivos de explotación agrícola, ganadera y forestal se perfilan como uno de los principales causantes del declive del chotacabras cuellirrojo y otras aves de entornos agrícolas en España (Traba y Morales, 2019).

● Reducción de la disponibilidad de presas debido al uso de insecticidas

El uso generalizado de plaguicidas está produciendo un rápido y acentuado declive de las poblaciones de insectos a nivel global (Sánchez-Bayo y Wyckhys, 2019). Este tipo de prácticas afectan negativamente al chotacabras, dada su dieta exclusivamente insectívora (Ceballos y Purroy, 1977) y su habitual presencia en campos de cultivo (Cuadrado y Domínguez, 1996; Aragonés, 2003). El uso cada vez más frecuente de estos productos, unido al fuerte auge actual de la industria encargada de su fabricación, apunta hacia una intensificación de esta amenaza en un futuro cercano.

● Mortalidad por atropello

Los atropellos son una importante causa de muerte no natural en esta especie debido a su costumbre de utilizar carreteras de asfalto para alimentarse y termorregular (Aragonés, 1996; Camacho, 2013b). La colisión con vehículos a motor puede representar, dependiendo de la zona, entre el 40% y el 80% de los ingresos en centros de recuperación (Pérez-Rodríguez, 2004; AMUS, com. pers.). La incidencia real del tráfico rodado no se conoce con precisión, pero, de acuerdo con los datos de los estudios disponibles sobre mortalidad por atropello y considerando la expansión de la red de carreteras en España a lo largo de las últimas décadas, se trata de un factor que puede tener importantes efectos negativos para las poblaciones de chotacabras a nivel local y regional (Aragonés, 1996).

● Depredación por animales domésticos sueltos o asilvestrados

Como muchas otras especies que nidifican en el suelo, el chotacabras cuellirrojo es susceptible a la depredación de sus nidos. El impacto de los depredadores -tanto salvajes como domésticos- sobre el éxito reproductor de los chotacabras está bien documentado (Cuadrado y Domínguez, 1996; Langston *et al*., 2007) y, aunque sus efectos sobre la dinámica poblacional permanecen poco estudiados, se cree que podrían ser trascendentales. Esto es debido a la mayor importancia relativa de las tasas de mortandad en nido en comparación con etapas posteriores, como las fases juvenil y adulta (Forero *et al*., 2001; Camacho, 2014). La presencia de perros y gatos asociados al ser humano en ambientes naturales se está intensificando de forma paralela al crecimiento de núcleos urbanos y, pese a no ser considerado con anterioridad, podría ser uno de los factores más importantes para explicar el declive de los chotacabras en la última década.

● Desarrollo energético fotovoltaico

La creciente apuesta por las energías renovables está suponiendo un rápido incremento en la cantidad de superficie ocupada por plantas fotovoltaicas en España (Serrano *et al*., 2020). Este tipo de instalaciones provocan la destrucción de la comunidad vegetal e impiden el



© Andrew M. Allport-Shutterstock

acceso de los chotacabras al sustrato que utilizan para nidificar, alimentarse o descansar. Esta amenaza emergente difícilmente podría ser causante del reciente retroceso del chotacabras cuellirrojo en España. No obstante, atendiendo a su impacto y tasa de expansión, el desarrollo energético fotovoltaico podría en pocos años encabezar la lista de amenazas para la especie. La colisión con aerogeneradores o la electrocución en tendidos eléctricos se perfilan, sin embargo, como causas marginales de mortandad debido a la costumbre de los chotacabras de desplazarse y alimentarse a baja altura.

Intoxicación por actividades humanas

El uso extendido de insecticidas, tales como neonicotinoides, organoclorados y PCBs, tiene fuertes efectos negativos sobre las poblaciones de aves insectívoras (Hallmann *et al*., 2014). Aunque no existen estudios específicos para el chotacabras cuellirrojo, los efectos de estos contaminantes sobre otras especies ecológicamente afines no impiden descartar su incidencia. Un muestreo de chotacabras cuellirrojos en entornos mineros de la región de Murcia reveló altas

concentraciones sanguíneas de metales pesados (As, Cd, Pb y Mn). Entre ellos, los niveles de plomo fueron particularmente preocupantes ya que se encontraban en el rango de concentraciones relacionadas con efectos subclínicos/clínicos descritos en otras especies (ESPÍN & AL., 2020).

● Destrucción de linderos y vegetación de cunetas

La eliminación de la vegetación de las cunetas en pistas forestales y caminos rurales puede suponer una amenaza para esta especie, pues reduce la funcionalidad de sus puntos de alimentación e incrementa el riesgo de depredación (Camacho *et al*., 2017). Los chotacabras acostumbran a posarse sobre la superficie de caminos rurales y, en menor medida, eriales y tierras de labor, para cazar durante la noche (Camacho *et al*., 2014), quedando fácilmente accesibles a los depredadores terrestres. Como medida de protección, los chotacabras se posan a un lado del trazado, cerca de la vegetación de la cuneta, que actúa como pantalla frente a posibles ataques (Camacho *et al*., 2017). Este comportamiento ocurre

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Berna: Apéndice II.	Listado Especies Silvestres Régimen Protección Especial (Real Decreto 139/2011): Incluido.

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	Listado Andaluz Especies en Régimen Protección Especial	Ninguno
Baleares	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Castilla-La Mancha	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Extremadura	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Comunidad de Madrid	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Navarra	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno

ESPACIOS PROTEGIDOS DE INTERÉS

El Espacio Natural de Doñana (Huelva) cuenta con una de las mayores concentraciones de chotacabras reproductores de España. El estudio de esta población genera, además, una importante cantidad de datos aplicables a la conservación de la especie. Cabe destacar el programa de captura-marcaje-recaptura (CMR) que abarca los periodos 1989-1995 (Forero *et al*., 2001) y 2008-actualidad (Hidalgo-Rodríguez *et al*., 2021). Los datos de capturas, en combinación con los censos mediante transectos nocturnos, permiten calcular con precisión el tamaño de la población, ofreciendo así información complementaria a los datos de presencia-ausencia disponibles a nivel estatal (SEO/BirdLife, 2019). Los datos CMR permiten también estimar parámetros demográficos y de historia de vida imprescindibles para realizar predicciones poblacionales a medio y largo plazo. De este modo, y atendiendo a la alta consistencia entre las estimas de tendencia estatal y local, la detallada información aportada por esta población permitiría ampliar el espectro de criterios evaluables por la UICN para designar las categorías de amenaza.

también en otros tipos de borde de estructura similar, por lo que es probable que los linderos cumplan esta importante función. La retirada de cubierta vegetal en el borde de los puntos de alimentación de los chotacabras puede reducir la probabilidad de uso de los cazaderos entre un 15 % y un 33 %, dependiendo de si la eliminación es parcial o total, respectivamente (Camacho y Sáez-Gómez, inéd.).

● Perturbaciones por presencia humana

Los chotacabras son altamente tolerantes a la presencia de personas en las inmediaciones de sus nidos (Wilson-Aggarwal *et al*., 2016), por lo que la práctica de actividades al aire libre no debería representar, a priori, una grave amenaza. No obstante, el impacto de estas actividades podría aumentar si se realizan en compañía de perros sueltos. Estudios realizados con el chotacabras europeo, de costumbres muy similares al chotacabras cuellirrojo, señalan que la compañía de perros sueltos mientras se pasea o se realiza deporte en áreas naturales puede afectar negativamente a la ocupación de zonas de nidificación (Lowe *et al*., 2014) y comprometer el éxito reproductor (Langston *et al*., 2007).

● Desarrollo urbanístico y contaminación lumínica

Los chotacabras cuellirrojos son particularmente abundantes en regiones secas y cálidas del litoral español. Estas regiones están sometidas desde hace décadas a una fuerte presión urbanística, con efectos negativos sobre importantes núcleos de reproducción de la especie. La iluminación artificial asociada al desarrollo urbanístico representa, además, un importante cambio ecológico para especies nocturnas como el chotacabras. La contaminación lumínica podría generar desorientación y causar la colisión con edificios durante la migración (Pérez-Rodríguez, 2004), dificultar la ocupación de zonas de nidificación (Sierro y Erhardt, 2019) o causar desajustes en el grado de sincronización normal de sus ritmos de actividad con el ciclo lunar (Reino *et al*., 2015).

● Pérdida de hábitat en las áreas de invernada y los lugares de migración

El efecto de esta amenaza podría tener consecuencias tan profundas sobre la tendencia poblacional del chotacabras como la pérdida de hábitat en el área de reproducción. Se desconocen la naturaleza e intensidad de las transformaciones que se están realizando o que podrían realizarse en las zonas de paso e invernada, pero el desarrollo económico y demográfico de numerosos países africanos podría hacer de este factor una importante amenaza futura.

● Falta de información científica

El chotacabras cuellirrojo es una de las especies de aves menos estudiadas de toda su área de distribución. El escaso conocimiento que aún existe sobre aspectos básicos de la biología de la especie, su tamaño poblacional o las causas exactas de su declive limita el desarrollo de herramientas eficaces para la planificación de estrategias específicas para la conservación de la especie y la proyección de sus tendencias poblacionales a medio-largo plazo.

● Inacción de las Administraciones públicas

El escaso interés de las administraciones por conocer y utilizar los datos científicos disponibles en la toma de decisiones, así como su aparente desmotivación por cuantificar el número total de efectivos reproductores,

evaluar el estado de conservación de la especie, identificar amenazas locales e implantar medidas de conservación para minimizar su impacto, representa en conjunto un obstáculo que no contribuye a asegurar la persistencia de la especie a largo plazo.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Revisar la catalogación de protección legal de la especie a escala estatal. Actualmente, la especie está incluida en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y debería ser catalogada como "Vulnerable" en el Catálogo Español de Especies Amenazadas. Con esta revisión y recatalogación se promovería la elaboración de planes de conservación en las CCAA con presencia de la especie.

- ✔ Desarrollo de medidas específicas ligadas a los usos agrícolas y forestales: conservación de linderos, cunetas y pequeños remanentes de matorral mediterráneo, y maximización del grado de heterogeneidad en cuanto a composición y configuración del paisaje.

- ✔ Evitar la instalación de centrales fotovoltaicas en áreas de concentración de ejemplares reproductores y/o migradores de la especie.

- ✔ Minimizar el uso de productos insecticidas de amplio espectro para el control de plagas, especialmente de lepidópteros, para mejorar la disponibilidad de alimento y reducir el riesgo de intoxicación en zonas próximas a núcleos importantes de reproducción.

- ✔ Control de depredadores domésticos asilvestrados como gatos o perros.

- ✔ Establecer protocolos para la identificación de puntos de acumulación de atropellos y puesta en marcha de medidas de mitigación de esta causa de mortalidad.

- ✔ Regular el uso de iluminación artificial durante la noche, especialmente en zonas próximas a núcleos importantes de reproducción.

- ✔ Realización de un censo de abundancia que permita conocer el tamaño de población de la especie, idealmente para toda su área de reproducción, incluyendo la península ibérica, Marruecos, Argelia y Túnez.

- ✔ Seguimiento de la evolución de la población, identificación de las causas específicas del declive y evaluación de su importancia relativa.

- ✔ Estimación de parámetros demográficos básicos y predicción de cambios en el tamaño poblacional a medio y largo plazo.

- ✔ Contrastar mapas de distribución potencial (REAL & AL., 2006) y real para identificar lugares prioritarios para su conservación.

CIGÜEÑA NEGRA

VULNERABLE
VU [D1]
LIBRO ROJO

Ciconia nigra

Cegoña negra; Cigonya negra; Amiamoko beltza; Black stork; Cigogne noire



Autores: **Luis Santiago Cano Alonso y Marcelino Cardalliaguet Guerrra**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2018)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	E	VU	VU

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

La población de cigüeña negra se concentra fundamentalmente en el cuadrante suroccidental del territorio peninsular, incluyendo las comunidades autónomas de Castilla y León, Castilla-La Mancha, Madrid, Andalucía y Extremadura. Es una especie que en nuestro país no solo está asociada a hábitats forestales más o menos tranquilos -pinares y dehesas principalmente- donde nidifica, sino también en buena medida a hábitats ribereños escarpados, en muchos casos con baja presencia humana, donde también nidifica y encuentra áreas de alimentación. En el año 2017, el 44,35 % de la población reproductora criaba en roca. Por ello se distribuye especialmente en el entorno de cuencas fluviales, siendo las principales la del Tajo y sus tributarios -Alberche, Tiétar, Alagón, Almonte-, con casi el 40 % de la población total, seguidas por las cuencas del Guadalquivir (25 %), Guadiana (22 %) y Duero (10 %).

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

Según el último censo de la especie en 2017 (del Moral, 2018), la población de cigüeña negra en España estaba compuesta por 386 parejas reproductoras -346 seguras y 40 probables-. Extremadura es

la comunidad que acoge la mayor población, con un 50 % del total, la gran mayoría en la provincia de Cáceres que suma en este censo más del 33 % de la población nacional. La segunda comunidad con mayor población de la especie sería Andalucía, con casi un 27 % del total nacional, concentrada esencialmente en las provincias más occidentales -Huelva y Sevilla-. Estas dos provincias andaluzas, junto con las dos extremeñas, albergarían 274 parejas reproductoras, casi las tres cuartas partes de la población total de España. Fuera de este núcleo principal, Castilla y León con 49 parejas y Castilla-La Mancha con 35 completarían la población, junto con no más de media docena de parejas conocidas en la comunidad de Madrid, población extremadamente frágil, refugiada en las cuencas de algunos tributarios del río Tajo.

La población de cigüeña negra en España parece registrar en los últimos años una evolución dispar a nivel regional. Mientras que la evolución es positiva o estable en sus núcleos centrales de Andalucía y Extremadura, se aprecian declives cada vez más evidentes en las poblaciones perimetrales de ambas Castillas y Madrid (del Moral, 2018; Cano-Alonso y Tellería, 2018). En comparación con la situación analizada en el último *Libro Rojo* (Madroño *et al*., 2004) la tendencia puede considerarse estable, aunque con signos preocupantes. A las tendencias negativas registradas en las poblaciones de Castilla-La Mancha, Madrid y Castilla y León desde 2010, se suma una situación estable en los núcleos centrales de Extremadura y Andalucía, donde no se ha producido expansión o reducción apreciable de su distribución geográfica a nivel regional, pero con parámetros reproductores -productividad y tasa de vuelo- que en muchos casos muestran una tendencia claramente negativa, a semejanza de otras poblaciones europeas de cigüeñas negras que sí que actualmente presentan un declive constatado (Cano-Alonso y Strazds, 2020). En definitiva, la evolución de la cigüeña negra en España parece estable, pero con signos que pueden hacer temer un futuro proceso de declive para el que cada vez es más vulnerable, por su aislamiento geográfico de otras poblaciones, el descenso generalizado de sus parámetros reproductores y la aparente tendencia a la reducción de su área periférica de ocupación.

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se han aplicado las categorías de amenaza y los criterios UICN para el conjunto de la población reproductora española analizándola como una unidad regional única.

Según las últimas actualizaciones de los parámetros poblacionales de la cigüeña negra en España, atendiendo a su reducido tamaño poblacional, cumpliría el criterio D1 de la UICN para ser catalogada como “Vulnerable”. Esta decisión debe verse reforzada por las preocupantes tendencias negativas de sus poblaciones en las zonas periféricas de su actual distribución en la península ibérica que, consideradas aisladamente, podrían cumplir el criterio C1 de la UICN para ser consideradas como “En Peligro”, por presentar una disminución continua observada, estimada o proyectada de al menos el 20 % de sus poblaciones locales en dos generaciones -31 años-, junto con parámetros reproductores negativos en buena parte de sus zonas de distribución.

Criterio D1

Población muy pequeña o restringida.



© Guido Bissattini-Shutterstock

(1) El número de individuos maduros de la población reproductora española es inferior a 1.000 ejemplares.

AMENAZAS

● Alteración del hábitat por la gestión hidrológica y la generación de electricidad

Se considera un factor que afecta de forma cada vez más intensa a una buena parte de la población que anida en cantiles rocosos en orillas de ríos embalsados (Ferrero y Pizarro, 2003). La mayoría de estos embalses sufren fuertes oscilaciones, agravadas por diversos factores como el cambio climático. Los niveles bajos de cota en las fases iniciales de la reproducción, conducen a la instalación de nidos en cornisas rocosas que muchas veces acaban inundadas a finales de primavera (Cano-Alonso *et al*., 2006), especialmente en embalses que acumulan agua para turbinar electricidad en verano. No existen estudios específicos del efecto que pueden tener otros tipos de generación eléctrica como la energía eólica y fotovoltaica en España, pero se tiene constancia anualmente de casos de colisión o electrocución con líneas de conducción eléctrica (Ferrero y Pizarro, 2003), aunque tampoco existen estudios detallados al respecto.

● Alteración del hábitat en sus zonas de alimentación y concentración premigratoria

La cigüeña negra es una especie básicamente pescadora y, por tanto, ligada a cursos o masas de agua con buenas condiciones ecológicas (Moreno-Opo *et al*., 2011). Sin embargo, se está produciendo un creciente estrés hídrico en muchos cursos de agua, arroyos o charcas esenciales para su alimentación, con periodos de sequía más frecuentes por el cambio climático, junto al exceso de extracción, la contaminación o la transformación de estos humedales por una agricultura intensiva.

● Molestias humanas

Las actividades forestales en el entorno de los nidos son una de las molestias más frecuentes (Mañez, 2001), ante la falta de planes de conservación de la especie y de una adecuada planificación de la gestión

forestal compatible con sus requerimientos ecológicos. También se ha producido un aumento significativo de las molestias por actividades recreativas, en particular por la apertura a la navegación turística de muchos tramos de ríos con presencia de la especie, hasta entonces preservados de la presencia humana habitual. Otras actividades recreativas no autorizadas o descontroladas en zonas críticas para la cigüeña negra como la escalada, la pesca, el tránsito de vehículos todoterreno, la recolección de espárragos o la fotografía son causas habituales de pérdida de nidadas todos los años (Cano-Alonso *et al*., 2006).

Inacción de las Administraciones públicas

Pese a la reducida población ibérica de la especie, más del 40 % de sus poblaciones reproductoras están fuera de espacios integrados en la Red Natura 2000 en España, y muchos de los espacios de la misma aún carecen de planes de gestión adecuados para garanti-

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Bonn: Apéndice II (A1c). Convenio de Berna: Anexo II. Convención sobre Especies Migratorias (CMS): Apéndice II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I.	Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011): VULNERABLE.

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Ninguno
Castilla y León	No catalogada	Plan Recuperación (1995)
Castilla-La Mancha	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Plan Recuperación (2003)
Euskadi	RARA	Ninguno
Extremadura	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Ninguno
Comunidad de Madrid	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Ninguno

ESPACIOS DE INTERÉS

IBA: 298-Monfragüe y dehesas del entorno, 273-Dehesas de Jerez de los Caballeros, 064-Río Huebra – Arribes del Duero, 063-Arribes del Duero-Fermoselle, 236-Sierra Morena de Sevilla, 299-Embalse de Alcántara – Cuatro Lugares, 303-Embalse de Gabriel y Galán, 267-Sierra de Aracena, 305-Bajo Tiétar – Rampa de la Vera, 297-Sierra de las Villuercas, 208-Sierra Madrona-Sierra de Andújar, 070-El Escorial – San Martín de Valdeiglesias.

Red Natura (ZEPA/ZEC): ES0000014-Monfragüe y las dehesas del entorno ES4310004- Dehesas de Jerez, ES0000118-Arribes del Duero, ES0000053-Sierra Norte, ES0000415-Embalse de Alcántara, ES0000421- Embalse Gabriel y Galan, ES0000051- Sierra de Aracena y Picos de Aroche, ES0000427-Río y Pinares del Tietar, ES4320039- Sierra de Las Villuercas y valle del Guadarranque, ES0000090-Sierra Morena, ES6160006- Sierras de Andujar, ES0000056- Encinares de los ríos Alberche y Cofío, ES0000010-Sierra de Guadarrama.

zar sus objetivos de conservación. Por otro lado, solo Castilla-La Mancha y Castilla y León tienen aprobados planes de recuperación para esta especie, faltando en las comunidades autónomas que agrupan el 78 % de toda la población, es decir, Madrid, Andalucía y Extremadura, lo que evidentemente reduce el control sobre las amenazas y puede empeorar la futura evolución de las poblaciones de cigüeña negra.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Elaboración y aprobación de los preceptivos planes de recuperación o Conservación en las CCAA con presencia de la especie.
- ✔ Consensuar una estrategia estatal para su seguimiento y protección sus hábitats y áreas críticas, no solo de la población reproductora, sino también de los individuos en migración y de la incipiente población invernante, promoviendo censos coordinados con esfuerzos de muestreo y metodologías comparables para tener estimaciones poblacionales de manera periódica.
- ✔ Seguimiento de la evolución de la población y estudio de las causas del descenso de los parámetros reproductores de la población española.
- ✔ Desarrollo de medidas ligadas a los requerimientos de la especie y a la gestión forestal o el de las cuencas hidrológicas: compatibilizar su fenología reproductora con las entresacas forestales, el descorche o la recogida de piñas en zonas de nidificación, regular la navegación fluvial de forma efectiva durante su periodo de cría, controlar los niveles de llenado de los embalses teniendo en cuenta las cotas de inundación para evitar sumergir nidos o áreas de alimentación durante la reproducción.
- ✔ Prohibición de actuaciones forestales o hidrológicas que supongan una disminución o alteración grave del hábitat de reproducción o de alimentación de la especie, acompañado de incentivos fiscales para los propietarios de fincas con parejas reproductoras.
- ✔ Llevar a cabo actuaciones encaminadas a la restauración de las cuencas fluviales claves para la especie.
- ✔ Diseñar una base de datos sobre su mortalidad no natural y sus causas, para poder realizar análisis con base científica de las amenazas que sufre en España.
- ✔ Formar al personal directamente implicado en la gestión de la especie y su hábitat.
- ✔ Sensibilizar a los distintos grupos sociales.
- ✔ Favorecer el desarrollo de líneas de investigación aplicadas a la gestión que permitan redefinir las estrategias de conservación de la especie que habrán de adoptarse en el futuro.
- ✔ Designación de nuevas ZEPA o ampliación de las existentes para que alberguen un mayor porcentaje de la población reproductora.

CORMORÁN MOÑUDO

VULNERABLE
VU[C1] [EN(A2ab); VU(C1)]
LIBRO ROJO



Phalacrocorax aristotelis

Corb marí emplomallat; Corvo mariño cristado; Ubarroi mottoduna; Corvo-marinho-de-crista; European shag; Cormoran huppé

Autores: **David Álvarez y Félix de Pablo**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2018)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	NA	EN/VU	VU

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

El área de distribución del cormorán moñudo en España comprende el litoral peninsular desde las Rías Baixas gallegas hasta las costas guipuzcoanas para la subespecie nominal, donde se localiza de manera prácticamente continua por toda la costa. En el caso de la subespecie mediterránea, la mayoría de las colonias se encuentran en el archipiélago balear y, de forma más dispersa y puntual, en el litoral peninsular mediterráneo. Esta especie nidifica en acantilados costeros, islas y pequeños islotes, alcanzando su mayor densidad en la costa de Pontevedra para la subespecie *aristotelis* y en la isla de Mallorca para la subespecie *desmarestii*, aunque en este último caso no se dispone de censos actualizados.

La población ibérica de cormorán moñudo se encuentra prácticamente aislada de las poblaciones del norte de Europa y del resto del Mediterráneo, y gracias a los programas de anillamiento se ha confirmado que el movimiento, tanto de inmigrantes como de emigrantes, entre otras poblaciones europeas es prácticamente nulo.

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

Según los datos obtenidos en el último censo de 2016-2017, la población española de cormorán moñudo se estimó en 1.886 parejas, de las cuales 1.759 correspondían a la subespecie nominal, *P. a. aristotelis* y 127 a la subespecie mediterránea, *P. a. desmarestii* (del Moral y Oliveira, 2019). Hay de destacar que durante ese censo no se prospectaron muchas de las zonas con presencia confirmada de la especie, lo que implica una importante subestima de la población global del cormorán moñudo, sobre todo en el caso de la subespecie *desmarestii*.

Para la subespecie nominal la información es más precisa y se dispone de censos realizados con cierta regularidad desde hace prácticamente 25 años. Según los datos recopilados desde que se dispone de información, el máximo para la subespecie *aristotelis* en España se alcanzó en 2004, con una estima de 2.880 parejas -no se dispone de datos de Euskadi hasta 2006-, 2.400 de las cuales se concentraban en la comunidad de Galicia, fundamentalmente en el archipiélago Cíes-Ons. Desde mediados de los años 90 del siglo pasado hasta ese año, la población había experimentado un incremento del 50 %. Entre 2004 y 2007, la población gallega sufrió un descenso del 49 %, siendo especialmente dramático en aguas del Parque Nacional de las Islas Atlánticas en Galicia (PNIAG), que comprende las islas Cíes, Ons, Salvora y Sagres, donde el censo pasó de 2.056 parejas a 834 en solo tres años -un descenso del 59,4 %-. A partir de 2007, la población gallega se mantuvo moderadamente estable o con un ligero ascenso, registrándose 1.491 parejas en 2017. Esta ligera recuperación, aunque muy lejos de alcanzar los números de 2004, se debió principalmente al aumento de la población del golfo Ártabro, en A Coruña, mientras que la población del PNIAG siguió descendiendo, siendo mucho más acusado en las islas Cíes que en 2020 alcanzaron su mínimo histórico con 263 parejas, una reducción del 76 % respecto a 2004. En el caso de Asturias, la población no ha dejado de menguar desde 2004, año en que también se alcanzó el máximo histórico con 265 parejas, habiéndose censado 153 parejas en 2017, un descenso del 42 % en 13 años. La población de Cantabria se ha reducido en un 10 % entre 2007 y 2017, pasando de 80 a 72 parejas, mientras que la de Euskadi ha pasado de 162 parejas en 2008 a 154 en 2019 -un menos 5 %-. En el País Vasco es de destacar que mientras que la población de Bizkaia se ha reducido en un 25 % -157 parejas en 2008 y 118 en 2019-, la población de Gipuzkoa ha pasado de cinco parejas en 2007 a 36 en 2019 -aumento promedio del 56 % anual-. En resumen, la población de la subespecie *aristotelis* ha sufrido un descenso del 32 % entre 2004 y 2017.

En el caso de la subespecie *desmarestii,* desde 2007 no se tienen censos actualizados de la población balear en su conjunto (Álvarez y Velando, 2007), que concentra más del 90 % de la población española de la misma. A pesar de contar con datos recientes de la isla de Menorca, la falta de información sobre la población mallorquina, la más numerosa de Baleares, hace imposible estimar el tamaño actual de la población de la subespecie *desmarestii* y valorar su tendencia poblacional.

Para la población balear, desde los años 1980 hasta la actualidad se dispone de cuatro censos completos, llevados a cabo en los años 1986, 1990, 2000 y 2006, y posteriormente únicamente hay disponibles censos parciales de algunas islas o de áreas concretas. Estos censos muestran valores de 1.461 parejas reproductoras en el año 1986, 1.182 en el año 1991, 1.353 parejas en el año 2000, y 2.017 parejas en el año 2007. Por otra parte, existen otros censos que muestran valores anormalmente bajos para la población de Mallorca -266 parejas

en el año 2004-, por lo que estos resultados se deberían tomar con cautela. Para censar las diferentes poblaciones se han utilizado distintas metodologías, entre las cuales la fecha y el número de censos realizados tienen una influencia importante en el resultado final. A modo de ejemplo se indican los dos censos independientes llevados a cabo en la población menorquina en el año 1991, y que aportaron valores de 204 y 253 parejas reproductoras -un 25 % más entre un censo y otro-.

Estos censos completos mostrarían una población balear de entre 1.200 y 2.000 parejas hasta el año 2006, pero sin una clara tendencia en estos años. Considerando los datos de la isla de Menorca en que se han llevado a cabo más censos en el periodo 1990-2020 y se han obtenido variaciones entre 150-250 parejas, los datos del conjunto del archipiélago parecen mostrar ligeras oscilaciones anuales semejantes a lo observado en la isla de Menorca, pero sin una clara tendencia.

En Cataluña, la población reproductora se concentra en la provincia de Girona, con 59 parejas censadas en 2019, un incremento del 170 % desde 2002 cuando se censaron 20 parejas. En la Comunidad Valenciana la población se estimó en 48 parejas en 2017, localizadas en las provincias de Castellón y Alicante. En el caso de Castellón, ha experimentado un aumento constante desde 1991 -cuando se localizó la primera pareja reproductora en Castellón- hasta las 20 parejas registradas en 2017. En 2006, la especie empezó a reproducirse en Alicante -donde la primera pareja se observó en 2006- y llegaron a 28 parejas en 2017. En Andalucía solo se ha confirmado su reproducción en la provincia de Almería, donde también muestra una tendencia positiva desde la primera pareja encontrada en 1994 hasta las 24 parejas censadas en 2017.

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Aplicando las categorías de amenaza y los criterios de la UICN para el cormorán moñudo a nivel específico, calificaría dentro de la categoría de “Vulnerable”, teniendo en cuenta que el número de individuos maduros es muy inferior a los 10.000 ejemplares y que se estima que esta disminución de sus poblaciones sea de al menos el 10 % en tres generaciones (Criterio C1). No obstante, la especie presenta unos datos mucho más cercanos a la categoría de “En Peligro”, aunque la falta de datos precisos sobre el tamaño poblacional y la tendencia de la población en Baleares no permite evaluar el estado de conservación a nivel específico con mayor precisión. Globalmente, la especie *P. aristotelis* no puede ser evaluada con criterios de reducción del tamaño de población (Criterio A) debido a los problemas mencionados con la subespecie mediterránea.

Si se aplican las categorías de amenaza y los criterios UICN a las dos subespecies de cormorán moñudo por separado, es necesario destacar que la subespecie *aristotelis* presenta un elevado declive superior al 50 % en tres generaciones, lo que indica que debería ser catalogada como “En Peligro”, mientras que para la población mediterránea encuadrada dentro de la subespecie *desmarestii* a pesar de no contar con datos precisos sobre su estatus poblacional en Baleares todo hace suponer que no está sufriendo una reducción poblacional al mismo nivel que las poblaciones atlánticas, a pesar de su menor tamaño poblacional, y debería ser, por tanto, evaluada como “Vulnerable”.

· *P. a. aristotelis*

Criterio A2

Teniendo en cuenta la tendencia poblacional de la subespecie *aristotelis*, observada y proyectada para el periodo 2000-2021, correspondiente a tres generaciones -tiempo de generación de siete años-, debería ser catalogada como "En Peligro", de acuerdo con el Criterio A2 (A2ab), debido al descenso del 53 % en su población y a que las causas de reducción -por ejemplo, la mortalidad en artes de pesca- no han cesado. Por comunidades autónomas, el declive superó también el 50 % en Galicia -55,9 %-, Asturias -58,8 %-, mientras que en Cantabria el declive fue del 18,2 % y en el País Vasco del 5,2 %.

· *P. a. desmarestii*

Criterio A2

Para la subespecie *desmarestii* no hay datos suficientes para poder evaluarla con este criterio, por lo que se deberían acometer censos específicos que permitieran conocer el tamaño poblacional y su tendencia.

Criterio C1

Aunque no se tienen estimaciones fiables y recientes del tamaño de la población balear, teniendo en cuenta los últimos datos poblacionales (Álvarez y Velando, 2007), en ningún caso será superior a los 10.000 individuos maduros, sino que estará más cercana al límite de los 2.500 que se establece para la categoría de "En Peligro". No obstante, hasta que no se cuente con información más precisa sobre la población balear en su conjunto, y especialmente de la población mallorquina que concentra la mayor parte de la población española, es más prudente evaluar a la subespecie *desmarestii* con la categoría de "Vulnerable".

AMENAZAS

● Pesca y recolección de recursos acuáticos -artes de pesca-

La mortalidad en artes de pesca es actualmente la mayor amenaza para la especie (Velando, Álvarez y Oro, 2018; de Pablo, 2004). Las capturas accidentales en artes de enmalle y en menor medida en otro tipo de artes como el palangre, son la causa de mortalidad más numerosa y constante en el tiempo (Álvarez, 2015), siendo más importante a partir de la sustitución de las fibras naturales por el nylon en los aparejos. Los datos obtenidos tras el análisis de las recuperaciones de aves anilladas confirman que esa mortalidad afecta sobre todo a los individuos jóvenes, y especialmente durante los meses siguientes a la emancipación de los mismos (Álvarez, 2015).

● Contaminación

Los vertidos de hidrocarburos, sobre todo los ocasionados por accidentes de petroleros, son una importante causa de mortalidad, en especial en los meses posteriores a dichos accidentes. La marea negra ocurrida después del hundimiento del buque *Prestige* en 2002 causó la muerte directa de varios centenares de cormoranes moñudos en las semanas posteriores al accidente, pero también tuvo importantes efectos a medio y largo plazo (Barros, Álvarez y Velando, 2014), sobre todo en la población de las Rías Baixas gallegas, la más numerosa de la especie. Además de los accidentes, las limpiezas rutinarias de los tanques y depósitos de residuos -los "sentinazos"-, pueden provocar episodios puntuales de contaminación o mortalidad.

Otros problemas de contaminación, no relacionados con los hidrocarburos, son los vertidos de aguas residuales y los producidos por los dragados de fondos marinos, que pueden tener efectos negativos sobre la comunidad bentónica y la columna de agua, e incidir de forma indirecta en la dieta de las aves marinas que se alimentan en las proximidades.

● Especies no nativas, exóticas invasoras y enfermedades exóticas

Las aves marinas son especialmente sensibles a la depredación en las colonias de cría, sobre todo la ocasionada por depredadores terrestres. En el caso del cormorán moñudo se han registrado casos puntuales y poco significativos de depredación por parte de ratas (*Rattus norvegicus*) y gaviotas patiamarillas (*Larus michahellis*), pero los mayores episodios de mortalidad se produjeron entre 2006 y 2010 en el archipiélago de Cíes-Ons por parte de visones americanos (*Neovison vison*) (Velando, Morán, Romero, Fernández, Piorno, 2017), que accedieron a las islas desde la costa de Pontevedra, donde hay una población numerosa y naturalizada de esta especie. En Asturias se detectaron unos pocos episodios puntuales de depredación por esta especie. Los trabajos de trampeo de visones llevados a cabo en el Parque Nacional de Islas Atlánticas (Galicia) consiguieron la práctica eliminación de los mismos, no habiéndose detectado nuevos episodios de depredación desde 2013 (Velando, Morán, Romero, Fernández y, Piorno, 2017). Otra especie de carnívoro que aparece en algunas colonias son los gatos domésticos (*Felis catus*). Aunque no hay información sobre depredación de cormoranes moñudos por gatos domésticos, sí se han confirmado casos de depredación en otras aves marinas -como las pardelas cenicientas- en algunas islas en las que los cormoranes también están presentes.

● Molestias derivadas de actividades recreativas

Entre las actividades recreativas se han confirmado varios casos de capturas accidentales por pesca deportiva, tanto en el Cantábrico y Atlántico gallego como en el Mediterráneo. Aparte de estas capturas, en algunas colonias se han registrado importantes molestias debido a la asidua presencia de pescadores en la proximidad de los nidos que pueden ocasionar el abandono de estos.

Otro tipo de molestias son las ocasionadas por el turismo náutico, sobre todo por el fondeo de embarcaciones en las zonas de alimentación, y el uso de otro tipo de embarcaciones como las motos acuáticas. En algunas zonas como el Parque Nacional de las Islas Atlánticas (Galicia) se ha comprobado que durante la época estival, y en mayor medida en los fines de semana, las perturbaciones de los barcos deportivos sobre los cormoranes eran muy intensas y afectaban de forma significativa a la actividad de alimentación de las aves, pues además las obligaba a levantar el vuelo con frecuencia, cambiando sus patrones espaciales y concentrándose en lugares sin presencia de barcos y que resultaban áreas subóptimas para la pesca (Velando *y* Munilla, 2011).

● Desarrollo urbanístico

Los cormoranes moñudos nidifican en zonas de acantilado que en ocasiones están afectadas por el desarrollo



© Jerome Whittingham-Shutterstock

de ciertas infraestructuras, como paseos costeros o urbanizaciones, que pueden destruir los lugares de cría o producir molestias que ocasionen el abandono de las colonias.

Cambio climático y clima severo

Existe una correlación directa entre precipitaciones de lluvia durante la fase de crianza de los pollos y el éxito reproductor. Entre los efectos del cambio climático se encuentran el aumento de la frecuencia de eventos extremos y tiempo severo -tormentas y fuertes precipitaciones, alteraciones del hábitat, etc.-, que podrían afectar a la reproducción de la especie. Otro factor a tener en cuenta es la subida del nivel del mar y la posible afección a las colonias de cría en algunas zonas, sobre todo durante fuertes temporales.

Inacción de las Administraciones públicas

No hay ninguna medida de conservación en ninguna comunidad autónoma con presencia de la especie, dirigida a reducir el impacto de la mortalidad en aparejos de pesca -la mayor amenaza actualmente para la

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Berna: Anexos II y III. Directiva de Aves: Anexo I (*P.a. desmarestii*). Species Action Plan for the Mediterranean Shag *Phalacrocorax aristotelis desmarestii* in Europe (Aguilar y Fernández, 1999).	Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011): VULNERABLE. Plan de erradicación del visón americano con resultados satisfactorios en el Parque Nacional de las Islas Atlánticas (Galicia).

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	Listado Andaluz de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial	Ninguno
Asturias	DE INTERÉS ESPECIAL	Decreto 136/2001, de 29 de noviembre, por el que se aprueba el Plan de Manejo del Cormorán moñudo (*Phalacrocorax aristotelis*).
Baleares	DE INTERÉS ESPECIAL	Resolución del Conseller de Medi Ambient de 30 de julio de 2007, por el cual se aprueban los Planes de recuperación de los *Limonium* (*Limonium sps*) de Calvià, del Ferreret, de conservación del Águila pescadora y de manejo de la Gaviota de Audouin y el Cormorán moñudo en las Islas Baleares.
Cantabria	VULNERABLE	Ninguno
Cataluña	No catalogada	Propuesta para ser catalogado como VULNERABLE. Prohibición de la pesca deportiva en la zona de la Roca Grossa (Calella, Girona) para aumentar la protección del cormorán moñudo.
Euskadi	VULNERABLE	Decreto foral de la Diputación Foral 112/2006, de 19 de junio, por el que se aprueba el plan de gestión del cormorán moñudo (*Phalacrocorax aristotelis*), como especie rara y cuya protección exige medidas específicas.
Galicia	VULNERABLE	Ninguno
Región de Murcia	VULNERABLE	Ninguno
Comunidad Valenciana	VULNERABLE	Resolución de 21 de abril de 2009, del conseller de Medio Ambiente, Agua, Urbanismo y Vivienda por la que se aprueba el Plan de acción para la conservación de las aves marinas de la Comunitat Valenciana (incluye al cormorán moñudo).

ESPACIOS DE INTERÉS PARA LA ESPECIE

Parque Nacional de las Islas Atlánticas (Galicia).

Red Natura 2000 (ZEPA): ES0000490-Ría Mundaka-Cabo Ogoño, ES0000492-Islotes Portios, ES0000319-Ría de Ribadesella-Ría de Tinamayor, ES0000494-Cabo Peñas, ES0000318-Cabo Busto-Luanco, ES0000317-Peñarronda-Barayo, ES0000497-Costa da Morte, ES0000499-Rías Baixas Galicia, ES0000507-Islotes Litorales Murcia Almería, ES0000073-Costa Brava de Mallorca, ES0000046-Cabo de Gata-Níjar.

IBA: ES035-Ría de Guernica Cabo Ogoño; ES025-Islotes de Portios, Isla Conejera, Isla de Mouro; ES018-Ribadesella Tina Mayor; ES017-Cabo Busto Luanco; ES006-Punta Candelaria, Ortigueira, Estaca de Bares; ES004-Costa da Morte; ES402-Rías Baixas; ES409-Delta del Ebro-Columbretes; ES411-Mar de Empordà; ES064-Islotes de Alicante; ES170-Islotes litorales de Almería y Murcia; ES412-Formentera Sur de Ibiza; ES415-Sur de Mallorca y Cabrera; ES417-Norte de Mallorca; ES418-Norte y este de Menorca.

especie- ni siquiera dentro del Parque Nacional de las Islas Atlánticas -Galicia-.

En la mayoría de las comunidades autónomas las actuaciones se limitan a la elaboración de censos, con periodicidad irregular, y en muchas de ellas no se realizan censos desde hace más de 14 años, por lo que resulta imposible diagnosticar con precisión la situación de la especie y establecer medidas de conservación apropiadas.

En varias comunidades autónomas no se han aprobado planes de gestión o conservación de la especie, a pesar de la obligatoriedad legal de aprobarlos. En otras comunidades en las que se han aprobado, no se han actualizado desde hace más de 20 años -por ejemplo, Asturias-, a pesar de la obligatoriedad de hacerlo cada cinco años.

● Medidas de conservación existentes

La mayoría de las medidas de conservación existentes en la actualidad son indirectas y no específicas para la especie. Las colonias de cría que se encuentran dentro de algún espacio con alguna figura de protección establecida cuentan con la protección garantizada por los planes de gestión de dichas figuras. Cuando esas colonias no están dentro de espacios protegidos, muchas de ellas son completamente vulnerables a las actividades humanas.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Declaración del cormorán moñudo -al menos de la subespecie *aristotelis*- como "En Peligro", atendiendo a los criterios de la UICN, lo que permitiría desarrollar una estrategia nacional para revertir la situación de declive actual.
- ✔ Limitación del uso de redes de enmalle en el entorno de las colonias de cría de cormorán moñudo.
- ✔ Prohibición del uso de redes de enmalle en las aguas del Parque Nacional de las Islas Atlánticas (Galicia) a profundidades menores de 30 m.
- ✔ Eliminación de visones americanos, gatos domésticos y otros depredadores exóticos en las colonias de cría, y puesta en funcionamiento de un plan de detección o captura para actuar rápidamente si se registran nuevas entradas.
- ✔ Control de poblaciones de visones americanos en zonas de costa próximas a las colonias de cría donde se haya detectado presencia de los mismos.
- ✔ Delimitación de zonas de seguridad en el entorno de las colonias y las zonas de alimentación donde se excluya el uso de embarcaciones deportivas a motor.
- ✔ Establecimiento de protocolos de actuación en el caso de que ocurran mareas negras.
- ✔ Limitar el acceso a las colonias de cría, permitiendo el paso exclusivamente para labores de investigación y otras tareas relacionadas con su conservación- por ejemplo, el control de depredadores-.
- ✔ Aprobación de los planes de recuperación o conservación de la especie en las comunidades en las que aún no está aprobado, y revisión o actualización periódica de los mismos, en los periodos establecidos por la legislación vigente en aquellas en las que ya están publicados.

VULNERABLE
(Reproductora)
VU [A2a; C1]

PREOCUPACIÓN MENOR
(Invernante)
LC

ESPÁTULA COMÚN

Platalea leucorodia

Becplaner comú; Cullereiro común; Mokozabal zuria; Colhereiro-europeu; Eurasian Spoonbill; Spatule blanche



Autores: **Roberto González, Francisco Hortas, Javier Ruiz, Juanjo Aja y Claudine De Le Court**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2019)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	V	VU	VU

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

Especie ampliamente distribuida a lo largo de Europa, Asia y África, pero de forma muy fragmentada. Como reproductora, está presente desde Europa hasta China, y por el norte de África hasta el mar Rojo (Cramp y Simmons, 1977; Snow, 1998; Matheu *et al*., 2020). Es una especie migratoria en toda su área de distribución menos en las poblaciones más meridionales (norte de África y golfo Pérsico), siendo la subespecie *leucorodia* (globalmente presenta tres subespecies), principalmente la población del oeste de Europa, Mediterráneo oeste y oeste de África, la que visita los humedales ibéricos (Champagnon *et al*., 2019). Muestra preferencia por humedales costeros de poca profundidad con ambientes intermareales (fangos, arenas finas, etc.) como marismas, deltas y estuarios; aunque puede asociarse a otros humedales de aguas dulces de poca profundidad del interior, incluidos humedales artificiales como pantanos y embalses. El estado de conservación a escala global y europea está considerado de "Preocupación Menor", y aunque se desconoce la tendencia de las poblaciones a escala global, las poblaciones europeas se consideran en aumento (BirdLife International, 2015; BirdLife International, 2019). Los países con tendencias más favorables en sus

poblaciones reproductoras son Dinamarca, Alemania, Francia, Portugal y Países Bajos (Quaintenne, 2013; Nyegaard *et al*., 2014; Gedeon *et al*. 2014; Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas en BirdLife International, 2015). La población mundial alcanza los 63.000-65.000 ejemplares (Wetlands International, 2015). El contingente europeo (incluyendo las tres vías de vuelo) se estima en 10.872-11.134 parejas, lo que equivale a unos 21.744-22.268 individuos maduros (Champgnon *et al*., 2019).

En España, la población reproductora se ha localizado a lo largo de la historia reciente principalmente en el entorno del golfo de Cádiz, con algunas colonias en el interior peninsular (Hernández, 2015; Prieta y Costillo, 2015). El grueso de las poblaciones invernantes se localiza fundamentalmente en el arco del suroeste peninsular, en concreto en las provincias de Huelva, Sevilla y Cádiz (de le Court, 2015), presentándose de forma relevante en otros tres enclaves externos a esta área, como son la ría de Arosa, las marismas de Santoña y el delta del Ebro (González y Pérez-Aranda, 2011).

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

Reflejo del importante crecimiento tanto a nivel nacional como europeo en las décadas precedentes, la población reproductora de la espátula se situó por encima del millar de parejas en prácticamente toda la primera década del siglo XXI (de le Court, *et al*., 2003; Máñez, *et al*., 2009), cifras que no se conocían en años previos a 1995 -año de sequía extrema en España y especialmente en las marismas del Guadalquivir-. Según el último censo estatal, la población reproductora de la especie alcanzó las 1.614 parejas en 2009 (Máñez *et al*., 2009), con una distribución cuyo grueso poblacional no ha variado en los últimos años. En 2009 la especie se reprodujo en 15 localidades ubicadas en 11 humedales, con el grueso del contingente reproductor localizado en el Espacio Natural de Doñana (que en 2009 congregó el 62 % del total poblacional de España), y seguido en importancia por las marismas del Odiel (con cerca del 20 % de la población reproductora en 2009). El máximo número de parejas reproductoras en España tuvo lugar en el año 2001, con 2.700 parejas (de Juana y García, 2015). La población estatal ha mostrado un incremento moderado (+3,7 % anual) entre 1984 y 2014 (de le Court, 2015). Andalucía acoge de forma estable más del 90 % de la población reproductora de España, y entre un 40-60 % de la población de Europa occidental (de le Court, 2001, 2015). La principal colonia de la especie se sitúa en la pajarera de Doñana, sobre alcornoques y álamos, donde se tiene constancia de su reproducción desde 1959. Posteriormente ha ido ocupando otras localidades del propio Espacio Natural de Doñana, así como otros humedales andaluces, entre otros las marismas del Odiel (primer asentamiento en 1960) o las marismas de Ayamonte (con el primer asentamiento en 1997). La población conjunta del espacio natural de Doñana, que puede albergar hasta el 73 % de toda la población andaluza (de le Court, 2015) se situó en 2020 en 140 parejas reproductoras, el tercer peor dato de reproducción en lo que va de siglo en el espacio protegido. Cinco de los seis peores datos de reproducción del siglo XXI en Doñana han tenido lugar desde el año 2012 (2012, 2014, 2016, 2019 y 2020), mostrando la población del espacio natural una tendencia lineal claramente negativa, que en valores absolutos se sitúa en una reducción del 50 % de la población reproductora en lo que va de siglo (datos Equipo Seguimiento de Procesos Naturales EBD-CSIC, datos propios). Los mejores años para la reproducción de la especie en Doñana tuvieron lugar en 2001, con 2.100 parejas, y 2011, con 2.030. El número de parejas reproductoras está directamente relacionado con las

condiciones de precipitación anual, así como con las condiciones hídricas del espacio natural (de le Court, 2015; Rodríguez *et al*., 2015). A largo plazo, la tendencia reproductora de la espátula en Andalucía es positiva (de le Court, 2015), que para el periodo 1984-2014 se considera como incremento moderado del 2,6 % anual (de le Court, 2015). Si bien, esta tendencia positiva a largo plazo oculta cambios recientes en su evolución, ya que a corto plazo (p.ej. 2004-2014) se consideran las tendencias de la población andaluza en fuerte declive, con un 3 % anual especialmente marcado debido a la situación de la especie en el Espacio Natural de Doñana, donde para ese mismo periodo muestra una tendencia negativa del 3,6 % (de le Court, 2015; Rodríguez *et al*., 2015). Las marismas del Odiel contaron en 1996 con el máximo de 513 parejas reproductoras y su tendencia para el periodo 1984-2014 es negativa (de le Court, 2015). Los humedales de Extremadura, mayoritariamente embalses, por ejemplo, Montijo, Arrocampo, Alqueva o azud del Guadiana-Badajoz, entre otros, con una población nidificante pequeña (máximo 80 parejas en 2015, Molina *et al*., 2015; Prieta y Costillo, 2015) en comparativa con la población estatal de las que se tiene constancia desde 2000, juegan un papel relevante en los movimientos migratorios de la especie entre las colonias del norte de Europa y del sur de España, y ha llegado a albergar hasta el 20 % de la población anual en alguna temporada de cría (de le Court, 2015). Igualmente, y de forma ocasional, el carácter artificial de muchos de los humedales en los que se asientan las colonias extremeñas y la estabilidad en sus condiciones hídricas podrían estar acogiendo ejemplares reproductores de las clásicas localidades de cría de Doñana en años con malas condiciones meteorológicas e hídricas (Costillo *et al*., 2009). En Extremadura, durante la primera década del siglo XXI, la población reproductora de la especie mostró un notorio incremento, pasando de las cinco parejas en el año 2000 a las 50 parejas en 2010 (datos de Grusec, Grupo de seguimiento de la espátula común). En el año 2017 se contabilizaron al menos 60 parejas reproductoras en 10 colonias diferentes (Molina *et al*., 2018), 17 parejas menos y dos colonias menos que en el año 2016 (Molina *et al*., 2017), y 20 parejas menos que su máximo histórico del año 2015 en Extremadura (Molina *et al*., 2015). Igualmente, la especie se ha reproducido en años recientes de forma dispersa en otras localidades de España, ya sea con colonias estables o esporádicas, por ejemplo, en Palencia, cerca de la laguna de La Nava, en el embalse de Rosarito entre Ávila y Toledo (Hernández, 2015), en dos localidades de Zamora, en el embalse de Ricobayo o en Las Tablas de Daimiel (Molina *et al*., 2012; Molina *et al*., 2017). En su conjunto, las constantes nuevas apariciones de colonias y parejas reproductoras fuera de los habituales núcleos reproductores andaluces confirman una cierta tendencia a la expansión de la especie, aunque aún muy limitada por la dependencia de las principales colonias reproductoras y las condiciones ambientales que allí se presenten anualmente.

Según los datos de los censos de aves acuáticas invernantes en España, el promedio de la población invernante es de 1.866 ejemplares para un periodo de 23 años entre 1994-2016 (Molina, 2018; SEO/BirdLife, 2019), que es el correspondiente a las tres generaciones poblacionales (criterio utilizado por la UICN para evaluar las categorías de amenaza, con un mínimo de 179 en 1995; y un máximo de 3.855 en 2014). En este mismo periodo de 23 años la especie se ha citado como invernante en un total de 169 localidades, habiendo quintuplicado el promedio de localidades con presencia de la especie en invernada a lo largo del periodo 1994-2016. El 90 % de la población invernante se concentraba en 12 humedales

en el periodo 1990-2009 (González y Pérez-Aranda, 2011), mientras que en el periodo 1994-2016 este mismo porcentaje de la población se ha concentrado en 16 humedales. Los valores absolutos de la invernada reflejan una tendencia creciente constante a lo largo del periodo 1994-2016, en el que ha multiplicado casi por 15 su población invernante estatal. En los años noventa del siglo XX (1994-2000) se censó una media de 603 ejemplares, en la primera década del siglo XXI (2001-2010) la invernada alcanzó un promedio de 1.762 ejemplares, mientras que en los años de la última década con información (2011-2016), la población invernante se situó en 3.510 espátulas. El promedio de 1.866 espátulas establecido para el conjunto de los 23 años (1994-2016) refleja un crecimiento respecto a análisis previos (González y Pérez-Aranda, 2011). Con relación a los datos anuales de la invernada, seis de los siete años más favorables para la especie han tenido lugar en los últimos seis años del periodo 1994-2016, superando en cada caso los 2.500 ejemplares. Con relación a las localidades de invernada, se mantienen en importancia los humedales más destacados para la invernada de la especie identificados previamente (González y Pérez-Aranda, 2011), si bien, el conjunto de localidades del espacio natural de Doñana aumenta su importancia relativa, acogiendo cerca de la mitad de la población invernante de España. Estas tendencias estatales favorables ya habían sido detectadas con anterioridad con incrementos fuertes calculados mediante el programa estadístico 'TRIM' (TRends for Indices and Monitoring data) para los periodos 1980-2009, 1991-2016 y 2000-2016 (González y Pérez-Aranda, 2011; de le Court y Lorenzo, 2012; de le Court, 2015; Molina, 2018). Igualmente, en el periodo de las tres generaciones, 1994-2016, la tendencia es claramente positiva respecto al número de humedales donde aparece anualmente la especie, habiendo quintuplicado el número de localidades y con un promedio de 30 localidades con presencia de espátula. Este incremento de la población invernante podría deberse tanto a la tendencia históricamente favorable de la población de su área biogeográfica de referencia, Europa occidental (de Goeij, 2015) como con posibles cambios en la fenología migratoria (CMA, 2009; LOK, 2015).

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

El análisis de las categorías de amenaza de la UICN y sus criterios de evaluación se han aplicado tanto para la población reproductora como para la invernante.

En relación con la población reproductora, en el anterior *Libro Rojo de las Aves de España* (Madroño *et al*., 2004) figuró como "Vulnerable". Para su catalogación se asumió que, aunque con tendencia positiva hasta aquella fecha -y fluctuaciones dependiendo de las condiciones climatológicas anuales-, presentaba una población modesta -máximo histórico en 2001 con 2.500 parejas- con el grueso de efectivos concentrado en cinco localidades de cría relacionadas entre sí y con escasos intercambios con el resto de la población europea (de le Court *et al*., 2004). En este sentido, el último censo estatal de la especie presentado en 2009 situó a la población española del año 2007 en 1.614 parejas (con más del 95 % de la población concentrada en cuatro humedales), por debajo de los valores del anterior *Libro Rojo de las Aves de España* (Madroño *et al*., 2004), por lo que se recomendó en 2009 mantener su calificación como "Vulnerable" según el criterio D2 de la UICN (Máñez *et al*., 2009). Los datos de años posteriores a 2007 para Doñana (que acoge en promedio más de 60 % de la población nacional) no solo no han mejorado, sino

que han sufrido acusados descensos, con los peores datos de reproducción de todo el periodo 1994-2016: 58 parejas en 2012, 140 en 2020, 164 en 2014, 193 en 2016 y 228 en 2019 (datos Equipo Seguimiento de Procesos Naturales EBD-CSIC, datos propios). Estos datos evidencian una tendencia negativa de la población desde el año 1994, que se hace más intensa en los 20 años del presente siglo (2001-2020). Si bien, la población más representativa, que acoge el grueso estatal, no refleja una tendencia negativa superior al 30 % en los últimos 23 años, este periodo podría estar ocultando el drástico descenso de la población reproductora sufrido, especialmente en Doñana, en lo que va del siglo XXI. Teniendo en cuenta que es una especie muy dependiente de las precipitaciones hay que asumir el necesario principio de precaución ya que la población reproductora estatal podría cumplir la categoría de "Vulnerable" para el criterio A2a. Con relación a la distribución geográfica, en este caso representada como área de ocupación (criterio B2), la especie no cumpliría criterio de amenaza, ya que presenta un área de ocupación superior a 2.000 km², en concreto 6.600 km² (SEO/BirdLife, 2021). Por su parte, el último censo estatal de la especie presentado en 2009 (Máñez *et al*., 2009) determinó una población reproductora de 1.614 parejas, asimilable a un mínimo de 3.200 ejemplares maduros, ligeramente por encima de los 2.500 ejemplares que son los propios de un tamaño de la población pequeño (Criterio C de la UICN). No se dispone de información anual detallada para todo el conjunto reproductor de España, si bien algunas poblaciones destacadas, como la población reproductora de Doñana, la más relevante del contingente reproductor (Rodríguez *et al*., 2015), ha sufrido una disminución continua de, al menos, el 10 % en tres generaciones (22 años: 1994-2016). Igualmente, las tendencias negativas recientes detectadas para el conjunto de la población de Andalucía en 2004-2014, de cerca del 4 %, así como su fuerte declive del -6,2 % anual en el periodo 2001-2014 (de le Court, 2015), hacen pensar que dicha situación, se refleja igualmente en la población estatal -Andalucía acoge el 90 % de la población española-, por lo que el estado de la población reproductora cumpliría con el criterio C1 para ser catalogada igualmente como "Vulnerable". En relación con el tamaño poblacional se puede asegurar que no cumple ninguno de las categorías del criterio D (sobre población muy pequeña o restringida) ni del Criterio E -sobre la probabilidad de extinción en estado silvestre-. En definitiva, la población reproductora debe calificar como "Vulnerable" de acuerdo con los criterios A2a y C1.

En cuanto a la población invernante, y de acuerdo al periodo que le corresponde por aproximación a las tres generaciones poblacionales (criterio utilizado por la UICN para evaluar las categorías de amenaza), presenta una tendencia de incremento fuerte en ambos periodos largo (1991-2016) y corto (2000-2016), calculado mediante el programa estadístico 'TRIM' (TRends for Indices and Monitoring data). Tendencia que, como se ha comentado, ya se había detectado previamente para periodos anteriores y similares. Esta tendencia favorable en invierno descartaría el cumplimiento de cualquier categoría de amenaza en los criterios A (sobre la reducción del tamaño poblacional) y C (pequeño tamaño de la población y disminución). Aunque el grueso de la población invernante se concentra en 16 humedales, principalmente las marismas del Guadalquivir, los humedales costeros onubenses y la bahía de Cádiz, el 90 % de la población invernante se da cita en un total de siete provincias, lo que hace



© Aaltair - Shutterstock

descartar el criterio B sobre distribución geográfica. Finalmente, con una media invernante superior a los 1.800 ejemplares en el periodo de las tres generaciones (1994-2016) y con tendencia de incremento fuerte, tampoco cumple ninguna categoría de amenaza respecto al criterio D (sobre población muy pequeña o restringida) y el criterio E (sobre la probabilidad de extinción en estado silvestre). En definitiva, la población invernante debe calificar como "Preocupación Menor".

AMENAZAS

● Sobreexplotación de las aguas subterráneas en Doñana

A pesar de la preocupación mostrada en los últimos años por multitud de entidades ambientales, científicas y sociales, el modelo de gestión del agua en el entorno de Doñana sigue sobreexplotando de manera intensiva el acuífero del que se nutre todo el espacio natural, alcanzando niveles alarmantes que han perturbado el equilibrio del sistema y provocado unos daños sobre los hábitats y las especies que, de continuar, pueden tornarse irreparables (Serrano, 2019; Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, 2020). La explotación actual repercute en los niveles freáticos, los drenajes, las surgencias, las láminas de agua superficiales y la redistribución del agua a lo largo del año. La información disponible sobre la evolución de las aguas subterráneas es preocupante. Esta amenaza produce un grave efecto sobre la calidad del hábitat y la disponibilidad de recursos alimenticios en la época reproductora (la presencia de agua dulce en las zonas próximas a las colonias de reproducción condiciona su éxito reproductor; de le Court, 2015), y agrava los efectos de las sequías, que serán más recurrentes e intensas.

● Cambio climático

En Doñana, las extracciones del agua subterránea no están desacopladas de fenómenos como el cambio climático, así, en función de variables climáticas, las extracciones pueden incrementarse o reducirse. Si bien, a este fenómeno antrópico directo se le debe sumar los efectos antrópicos indirectos inducidos por el cambio climático. Asimismo, diversas lagunas que se secaban de forma muy ocasional, ahora se secan todos los veranos, y otras lagunas consideradas permanentes sufren altos grados de desecación, lo que reduce enormemente la superficie inundada y genera fragmentaciones de hábitat en el humedal. Una situación que afecta de forma directa e indirecta a la reproducción y la productividad de la comunidad de aves acuáticas, entre ellas la espátula. El año 2005 es un claro ejemplo, cuando la extrema sequía sufrida impidió en la práctica la reproducción de la especie en Doñana. Igualmente existe una relación entre las lluvias caídas durante el otoño e invierno precedentes, ya que las precipitaciones determinan la extensión de la inundación en las marismas naturales de Doñana, y el éxito reproductor de diferentes especies, entre ellas la espátula común (Ramo *et al*., 2013). La rápida desecación de la marisma, provocada por la escasez de precipitaciones en primavera y, sin duda, extremadamente agudizado por la sobreexplotación de las aguas subterráneas y superficiales que nutren las marismas del Guadalquivir, reduce las láminas de agua y, por tanto, la disponibilidad de hábitat para algunas especies, como la espátula. Además, esta falta de agua implica menor cantidad de alimento y muchas zonas inaccesibles donde las aves realizan sus puestas, como por ejemplo las isletas, quedan accesibles a depredadores como el jabalí o pequeños carnívoros. Así, si las condiciones hídricas se hacen más extremas debido al cambio climático, esto redundará en el éxito

reproductor de la especie y su capacidad de expansión dentro y fuera del Parque Nacional de Doñana, como reflejan las cifras estatales en los años de sequía (de Juana y García, 2015). Igualmente, alteraciones producidas por el cambio climático, como la subida del nivel del mar, especialmente durante las mareas vivas, puede comprometer el futuro de diversas colonias reproductoras ubicadas en vegetación de poca altura localizadas en las zonas más altas del intermareal, como las marismas del Odiel o las de Isla Cristina, como ya se ha detectado con anterioridad en otras localidades reproductoras (Triplet *et al*., 2008).

Perturbación humana

Es muy sensible a la perturbación humana, tanto en invernada como especialmente durante la época reproductora. La Pajarera de Doñana está situada muy cerca de la vía pecuaria (Raya de las Perdices), por donde transitan todas las hermandades de Cádiz en su peregrinación hacia la ermita del Rocío. Cada año, en plena temporada de reproducción, centenares de romeros pasan y pernoctan muy cerca de la colonia, ocasionando a veces molestias para las aves en un momento delicado de su reproducción. En la colonia Casa Neves (Doñana) se han detectado molestias importantes derivadas de ciertas actividades humanas como los trabajos agrícolas próximos. En general, las molestias humanas en las colonias cercanas al río Guadalquivir o zonas humanizadas se considera una amenaza de importancia alta, y los tratamientos silvícolas cerca de las colonias de importancia media (Equipo de Seguimiento de Procesos Naturales-ICTS-RBD-EBD-CSIC, 2016). En las marismas del Odiel se han detectado molestias derivadas de la navegación, como el piragüismo (de le Court, 2015), así como paseantes, ciclistas, parapente e incluso fotógrafos que se aproximan excesivamente a las colonias de cría. En las marismas de Isla Cristina, las zonas de reproducción se sitúan en lugares accesibles, lo que ocasiona una gran fragilidad respecto a las molestias humanas directas -en el año 2000 la colonia se perdió por completo debido probablemente a esta circunstancia- o a perros domésticos errantes. En el Parque Natural Bahía de Cádiz, concretamente en La Covacha, la colonia se perdió tras inundarse debido a la rotura de los muros perimetrales de protección, y actualmente la nueva localización de las colonias sufre el mismo problema, es decir, se han dado situaciones de riesgo en época reproductora debido a la accesibilidad y exposición de dichos lugares. Igualmente, algunos años se han detectado indicios de presencia de perros en la colonia.

Afecciones directas a los lugares de nidificación

En las marismas del Odiel el principal problema es la pérdida de nidos y pollos por inundaciones durante las mareas vivas (de le Court, 2001), donde se han contabilizado algunos años pérdidas de hasta el 20-50 % de la población nidificante (de le Court, 2015). Situación que puntualmente también puede darse en las marismas de Isla Cristina de Ayamonte y más puntualmente en la bahía de Cádiz (de le Court, 2015). En la colonia de La Covacha, la rotura del muro perimetral por falta de mantenimiento provocó la pérdida completa de la colonia, aunque en años posteriores, tras actuaciones de mejora, consiguió volver a reproducirse. En Doñana, la Pajarera se asienta fundamentalmente sobre alcornoques centenarios que se ven gravemente afectados por la construcción de nidos y, sobre todo, por las deyecciones de esta especie y del resto de las aves que allí se asientan, por lo que la pérdida del sustrato

de nidificación puede provocar a largo plazo el fin de la colonia (Ramo, 1992) y se considera una de las mayores amenazas para la población reproductora (de le Court, 2015). Igualmente, la degradación del sustrato se produce en otras colonias, como los daños a los eucaliptos que utilizan como plataforma de nidificación en Huerto de los Zorros, Casa Neves, Tierra Baja y Tarifa (Equipo de Seguimiento de Procesos Naturales-ICTS-RBD-EBD-CSIC, 2016).

Contaminación

En las marismas del Odiel, la contaminación por metales pesados, radioisótopos y plaguicidas, se ha detectado en huevos y pollos, con niveles de contaminantes considerablemente más altos que en otras colonias (Gómez *et al*., 2001). La falta de acciones globales y profundas para la eliminación de tóxicos en las marismas del Odiel hacen que esta presión se mantenga respecto a lo recogido en el anterior *Libro Rojo* (de le Court *et al*., 2004). Igualmente, existe un aumento de la contaminación difusa por excedentes de nutrientes derivados de la intensificación agraria en el entorno de los humedales más importantes, como Doñana (Rodríguez-Rodríguez *et al*., 2021; Paredes *et al*., 2021).

Degradación de los ecosistemas acuáticos

Si bien este efecto es el sumatorio de otras amenazas como la sobreexplotación, la presión urbanística, la intensificación agraria o la contaminación, merece la pena apuntar su importancia. A la destrucción directa sufrida a lo largo del siglo XIX que provocó la desaparición de aproximadamente el 60 % de los humedales de España, debe señalarse el proceso de degradación continua que sufren los humedales españoles, y especialmente los más importantes para la reproducción e invernada de la espátula común, debido a la intensificación agraria en sus entornos y la presión urbanística, con el incuestionable aumento desmesurado de los aportes de nutrientes, o el incremento de actividades que afectan a la conservación de la especie y sus hábitats. Es necesario conservar los fangos intermareales del saco interno de la bahía de Cádiz como zona refugio frente a condiciones meteorológicas adversas (principalmente viento) que frenan o abortan el salto hacia África. Posibles modificaciones del medio, como el establecimiento de playas arenosas para el ocio vacacional, así como actividades náuticas, podrían causar graves perturbaciones durante el periodo en el que las aves acuden a alimentarse o a descansar.

Parques eólicos

La posible instalación de parques eólicos marinos en el golfo de Cádiz puede tener un impacto enorme en la población europea de espátulas, ya que todas migran hacia el continente africano por el "corredor migratorio playa de la Barrosa-Cabo Roche" en la provincia de Cádiz (Hortas y Ruiz, 2015). Tampoco debe descartarse un potencial impacto severo de los parques eólicos terrestres. El grueso de la migración peninsular de la especie tiene lugar por vía terrestre y ya algunos futuros parques eólicos terrestres han identificado como peligrosos por causar la muerte por colisión con aerogeneradores en la migración de la espátula común.

Inacción de las Administraciones públicas

La no aplicación de medidas específicas para su protección, como puede ser la falta de una catalogación adecuada para la especie a nivel estatal y autonómico,

así como la falta de aprobación y ejecución de los correspondientes planes de conservación por parte de las comunidades autónomas con presencia de esta especie, podrían ser factores indirectos que afecten a la viabilidad futura de las poblaciones de espátula común.

Además, algunas de las comunidades autónomas que la han incluido dentro de sus catálogos de protección de especies con la categoría de "Vulnerable", no han desarrollado hasta la fecha los correspondientes planes de recuperación.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Bonn: Apéndice II(A1c). Convenio de Berna: Anexo II. Convención sobre Especies Migratorias (CMS): Apéndice II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I. AEWA: International Single Species Action Plan for the Conservation of the Eurasian Spoonbill *Platalea leucorodia* (Triplet et al., 2008)	Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011): Incluida.

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	Listado Andaluz de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial	Ninguno
Aragón	No catalogada	Ninguno
Asturias	No catalogada	Ninguno
Baleares	De Interés Especial	Ninguno
Cantabria	No catalogada	Ninguno
Castilla-La Mancha	Vulnerable	Ninguno
Castilla y León	No catalogada	Ninguno
Cataluña	No catalogada	Ninguno
Euskadi	Vulnerable	Ninguno
Extremadura	Vulnerable	Ninguno
Galicia	No catalogada	Ninguno
Región de Murcia	No catalogada	Ninguno
Comunidad Valenciana	No catalogada	Ninguno

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Catalogar adecuadamente a la especie tanto a nivel estatal como a nivel autonómico en los correspondientes listados de protección legal de las especies amenazadas y aprobar los correspondientes planes de conservación.
- ✔ Mantener los estudios sobre los problemas que presentan las colonias de reproducción como la Pajarera de Doñana, marismas de Odiel, Casa Neves, Huerto de los Zorros o La Covacha, entre otras.
- ✔ Acciones de mejora del sustrato de reproducción en las colonias de cría, como el incremento a largo plazo del sustrato arbóreo útil para evitar depredación, el pisoteo por ganado o la inundación por mareas, entre otras amenazas; e instalar plataformas flotantes bajo los nidos ubicados en zonas de inundación por fuertes mareas.
- ✔ Incremento de la vigilancia en las colonias más sensibles.
- ✔ Prohibición de cualquier tipo de actividad y perturbación humana directa en las cercanías de las colonias durante la época de cría.
- ✔ Reducir y eliminar las presiones humanas tanto sobre la calidad como la cantidad del agua de los humedales. Asegurar la disponibilidad de agua dulce y su calidad, especialmente en la proximidad de las colonias.
- ✔ Establecer adecuados mecanismos de explotación de los embalses (desembalses, cotas mínimas, volúmenes de reserva, etc.) que se adapten a las necesidades de la especie, con especial atención a la época reproductora.
- ✔ Crear y restaurar zonas de aguas dulces de escasa profundidad en las zonas próximas a las colonias reproductoras que mantengan un nivel de agua dulce suficiente hasta la emancipación de los jóvenes.
- ✔ En la bahía de Cádiz, la conservación de las actividades salineras favorece la conservación de las estructuras y defensas que protegen y limitan las entradas de agua a posibles colonias reproductoras. Como ya ocurrió en febrero de 2010 tras la rotura de uno de los muros perimetrales que inundó la colonia de la salina de la Covacha (de le Court, 2015).
- ✔ Es necesario mantener la importancia de la especie en las líneas de financiación y en la puesta en marcha de acciones de gestión, ya que el aumento de la población del Atlántico ha conllevado que deje de priorizarse a pesar de la preocupante situación de su población en España.
- ✔ Evitar la instalación de parques eólicos marinos en el golfo de Cádiz, ya que tendría un impacto enorme en la población europea de espátulas, y atender de forma pormenorizada, así como estratégica, el potencial impacto de los futuros parques eólicos terrestres en España sobre las rutas migratorias de la especie, especialmente en sus pasos migratorios de la cornisa Cantábrica.

VULNERABLE
VU [C1]

GANGA IBÉRICA

Pterocles alchata



Ganga eurasiàtica; Cortizol ibérico; Ganga azpizuria; Ganga; Pin-tailed sandgrouse; Ganga cata

Autores: **François Mougeot, Mario Fernández Tizón y José Jiménez**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2016)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	VU	VU	VU

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

El área de distribución histórica de la ganga ibérica, con base en los datos de las distintas fuentes de información revisadas (Martí y del Moral, 2003; Suárez *et al*., 2006; SEO/BirdLife, 2021; Mougeot *et al*., 2021), abarca 603 cuadrículas UTM de 10 x 10 km y un área global de unos 60.000 km². En 2005, el área de distribución potencial era de unas 420 cuadrículas UTM, con cinco núcleos poblacionales diferenciados -valle del Ebro, meseta Norte, meseta Sur, Extremadura y valle del Guadalquivir- (Suárez *et al*., 2006). En 2019 se estima que la especie ocupa unas 251 cuadriculas UTM (IC90 %: 230-276; Mougeot *et al*., 2021). La distribución obtenida en 2019 evidencia importantes contracciones del área de distribución y un alto grado de fragmentación del conjunto de la población de ganga ibérica en la Península. La tasa media de ocupación es de 77 %, lo que indica que la especie sólo ocupa tres cuartas partes del área de distribución que tenía en 2005, y un 40 % de su área de distribución histórica (Mougeot *et al*., 2021).

La ganga ibérica es una especie típica de llanuras desarboladas, en ambientes áridos y semiáridos. Evita zonas con matorral denso o cultivos altos, así como terrenos abruptos, y ocupa preferentemente zonas pseudoesteparias con cultivo extensivo de cereal de secano y presencia de barbechos, pastizales o eriales. En época reproductora selecciona formaciones vegetales naturales con una estructura esteparia -pastizales anuales mediterráneos, espartal, matorral bajo, pastizales salinos, almajales, etc.- así como mosaicos

agropecuarios compuestos de parcelas de usos heterogéneos -cultivos de cereal y leguminosas, labrados, barbechos o eriales, siempre que sean con vegetación baja y escasa cobertura (Suárez *et al*., 2006; Martín *et al*L., 2010; Benítez-López, 2017; Tarjuelo *et al*., 2020). Evita el cereal cuando éste ha alcanzado una altura moderada (Tarjuelo *et al*., 2020; Sanz-Pérez, 2021). Ocasionalmente usa viñedos tradicionales, olivares u otros cultivos leñosos abiertos con escasa vegetación herbácea (Tarjuelo *et al*., 2020; Sanz-Pérez, 2021).

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

En 2019 se estimó una población de 7.656 individuos -de 4.417 a 12.294- de ganga ibérica en España durante el periodo reproductor (Mougeot *et al*., 2021). La población está distribuida exclusivamente en la Península y principalmente en la meseta Sur -62,0 %; 4.745 individuos-, seguida del valle del Ebro -16,1 %; 1.234 individuos-, Extremadura -12,5 %; 955 individuos-, valle del Guadalquivir -6.1 %; 464 individuos- y meseta Norte -3,4 %; 257 individuos-.

Entre 2005 y 2019 se estima que el conjunto de la población española de ganga ibérica ha disminuido en un 19 % -de 9.477 a 7.656 individuos-. Comparaciones utilizando el índice kilométrico de abundancia (IKA) confirman una reducción del 27 % de la población entre 2005 y 2019. Las tendencias poblacionales difieren notablemente a nivel regional (Mougeot *et al*., 2021). La situación de la ganga ibérica es muy desfavorable en el valle del Ebro, donde las poblaciones han disminuido un 63 % entre 2005 -3.350 aves- y 2019 -1.234 aves; 694-2.026 individuos-. La ganga ibérica sigue en declive en la meseta Norte (Castilla y León) donde la reducida población se estimó en 257 individuos –de 138 a 243- en el año 2019, un 21 % menos que en 2005. En Extremadura, la situación de la ganga ibérica es también desfavorable: en 2019 se estiman unos 955 individuos -entre 538 y 1.549-, un 24 % menos que la estima de 2005 que fue de 1.250 individuos. En el valle del Guadalquivir (P.N. de Doñana y su entorno) se estiman unas 464 aves -entre 177 y 950- en el año 2019, un 10 % menos que la estima media de 2005. La meseta Sur es el único núcleo poblacional donde la situación de la ganga ibérica parece ser más estable. En 2019, esta población se estimaba en 4.745 individuos -de 2.869 a 7.345-, una cifra similar a la del año 2005 -4.038 aves-, aunque la comparación del IKA sugiere una disminución moderada -de menos el 6 %- entre 2005 y 2019.

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

El muestreo de ganga ibérica realizado en 2019 constata unos parámetros poblacionales a escala estatal que sitúan a la especie en los niveles para ser considerada como “Vulnerable” según el criterio C de la UICN.

Se ajustó el tiempo de generación de la especie a cinco años -en vez de los seis años y medio usados anteriormente (Herranz y Suárez, 2004)- basándose en información más reciente sobre supervivencia y reproducción (productividad) de la ganga ibérica (Benítez-López *et al*., 2015; Santiesteban, 2017). Teniendo en cuenta las tendencias poblacionales observadas entre 2005 y 2019 equivalente al transcurso de tres generaciones de la especie -estimado en 15 años-, la reducción de la población española de ganga ibérica cumpliría con los criterios para ser catalogada como “Vulnerable”, de acuerdo con el criterio C.

Criterio C1

Pequeño tamaño de la población (< 10.000 individuos) y disminución de más del 10 % en tres generaciones -el declive, lineal o exponencial, se estima en menos el 20 % en 15 años-. A escala estatal, la especie está en regresión y varios núcleos de especial relevancia para la población reproductora de la ganga ibérica en España han sufrido importantes declives, como el valle del Ebro -Aragón y Navarra- y la meseta Norte -Castilla y León-. Esta situación heterogénea lleva a considerar que sean revisados los catálogos autonómicos y se modifiquen los planes de recuperación o conservación para revertir el declive de la especie detectado en varias comunidades autónomas.

AMENAZAS

● Transformación del hábitat y gestión agraria

La principal amenaza es la pérdida de hábitat o su transformación debido a la intensificación agrícola. Los principales factores de declive son: la desaparición de hábitats naturales o seminaturales, la reducción de superficies de barbecho, la desaparición de linderos, eriales y barbechos no arados de media o larga duración -de 1 a 3 años-, el abandono de los usos agropecuarios, el sobrepastoreo, el incremento de los regadíos, olivares y viñedos en espaldera, o las reforestaciones de tierras agrarias y la pérdida de heterogeneidad en los cultivos de secano (Herranz y Suárez, 1999; Suárez y Herranz, 2004; Martín *et al*., 2010; Martín *et al*., 2014; Benítez-López *et al*., 2017; Tarjuelo *et al*., 2020; Mougeot *et al*., 2020). La intensificación de los pastos o la conversión de ovino a vacuno también pueden ser negativas. Se han citado como causas de fracaso de nidificación, la destrucción de los nidos por pisoteo del ganado o por maquinaria agrícola (de Borbón *et al*., 1999). El uso generalizado de plaguicidas en la agricultura moderna representa otra amenaza. El uso de herbicidas en campos de cultivo y en barbechos reduce la cantidad de hábitat favorable y la disponibilidad de alimento (Tartjuelo *et al*., 2020; Sanz-Pérez *et al*., 2019, 2021). La fumigación con herbicidas sobre puestas podría reducir el éxito reproductor (Ortiz-Santilestra *et al*., 2020). El consumo de semillas blindadas -tratadas con fungicidas o insecticidas- por la ganga ibérica durante las siembras de otoño-invierno y de primavera, podría tener efectos tóxicos y afectar negativamente la supervivencia o reproducción (López-Antia *et al*., 2021; Fernández-Vizcaíno *et al*., 2020).

● Desarrollo urbanístico y de infraestructuras lineales

La ganga ibérica evita la proximidad a carreteras y caminos (Sanz-Pérez, 2021) y es sensible a las molestias humanas (Mougeot *et al*., 2014; Casas *et al*., 2016). Los proyectos de urbanización y grandes infraestructuras afectan a importantes áreas de reproducción e invernada, mientras que el aumento del número de vías de circulación contribuye a aumentar las molestias y reducir la cantidad o calidad de hábitat favorable para la especie.

● Desarrollo energético fotovoltaico y eólico

Una nueva transformación del hábitat a la que debe enfrentarse la ganga ortega es la debida a la modificación de las fuentes de suministro energético a nivel nacional, donde la apuesta por las energías renovables



© Vladimir Wrangel-Shutterstock

está suponiendo una expansión en la superficie instalada de plantas fotovoltaicas y parques eólicos. Ambas tipologías de infraestructuras producen la eliminación de zonas de alimentación o de reproducción. La instalación de infraestructuras asociadas -pistas de mantenimiento, subestaciones eléctricas, líneas eléctricas, etc.- puede también contribuir a aumentar las molestias y reducir el hábitat favorable para la especie.

● Mortalidad por tendidos eléctricos o aerogeneradores

La ganga ibérica, dado su tipo y altura de vuelo, es vulnerable a la colisión contra tendidos eléctricos o aerogeneradores -parques eólicos-. Se han registrado muertes de gangas ibéricas por colisión en parques eólicos de Albacete (Atienza *et al*., 2011), pero la importancia relativa de esta posible causa de mortalidad se desconoce.

● Caza ilegal

Se han documentado casos de caza ilegal -furtivismo- en la ganga ibérica (Benítez-López *et al*., 2015), pero se desconoce su importancia como factor de mortalidad.

● **Insuficiencia de medidas específicas de gestión**

La falta de designación de áreas para la conservación de la especie, especialmente en la Red Natura 2000, y la falta de medidas específicas para su protección, como pueden ser la aprobación y ejecución de planes de recuperación o de conservación, son factores indirectos que evidentemente afectan a la viabilidad futura de las poblaciones de ganga ibérica.

● **Causas naturales**

Elevada depredación de nidos por depredadores generalistas.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

✔ Mantener la catalogación de la especie a escala estatal como "Vulnerable", y revisar la catalogación en cada comunidad autónoma de acuerdo con los resultados del último censo de 2019.

✔ Elaboración y aprobación de los preceptivos planes de recuperación o conservación en las CCAA con presencia de la especie.

✔ Desarrollo de medidas específicas ligadas a los usos agrícolas, con la correspondiente previsión de medidas en la Política Agraria Comunitaria (PAC): conservación de eriales, pastos extensivos ovinos y barbechos, y desarrollo de medidas que permitan la conservación de barbechos gestionados para fomentar la biodiversidad en al menos un 10 % de la superficie de cultivo.

✔ Prohibición de repoblaciones forestales o del aumento de la superficie de cultivos leñosos en hábitats actuales o potenciales de la ganga ibérica.

✔ Prohibición o restricción sobre uso de plaguicidas -herbicidas, semillas blindadas- en zonas importantes para la especie

✔ Prohibición del desarrollo de infraestructuras en las zonas más sensibles para la especie.

✔ Ampliar o modificar la Red Natura 2000 para que albergue un mayor porcentaje de la población reproductora.

✔ Seguimiento de la evolución de su población y estudio de las causas del declive.

✔ Estudios sobre la conectividad entre núcleos de población y los factores que afectan los parámetros demográficos de la especie.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Berna: Anexo II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I.	Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011): VULNERABLE.

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	VULNERABLE	• ACUERDO de 18 de enero de 2011, del Consejo de Gobierno, por el que se aprueban los planes de recuperación y conservación de determinadas especies silvestres y hábitats protegidos. ANEXO IV. PLAN DE RECUPERACIÓN Y CONSERVACIÓN DE AVES ESTEPARIAS. PLAN CONSERVACIÓN-2011 • Programa de Actuación del Plan de Recuperación y Conservación de las Aves Esteparias. Años 2014 -2018. (2013).
Aragón	VULNERABLE	Ninguno
Castilla y León	No catalogada	Ninguno
Castilla-La Mancha	VULNERABLE	Ninguno
Cataluña	No catalogada	Ninguno
Comunidad Valenciana	VULNERABLE	• Resolución de 22 de diciembre de 2005, del conseller de Territorio y Vivienda, por la que se aprueba el Plan de Acción para la Conservación de las Aves de las Estepas Cerealistas de la Comunidad Valenciana. • PAC-2005
Extremadura	SENSIBLE A LA ALTERACIÓN DE SU HÁBITAT	Ninguno
La Rioja	No catalogada	• Decreto 55/2014, de 19 de diciembre, por el que se aprueban los Planes de Gestión de determinadas Especies de la Flora y Fauna Silvestre Catalogadas como Amenazadas en la Comunidad Autónoma de La Rioja. ANEXO 5: PLAN DE GESTIÓN DE LAS AVES ESTEPARIAS EN LA RIOJA
Comunidad de Madrid	SENSIBLE A LA ALTERACIÓN DE SU HÁBITAT	Ninguno
Región de Murcia	Extinguida	Ninguno
Navarra	En peligro de extinción	Ninguno

ESPACIOS DE INTERÉS

IBA-91-Carrizales y Estancas de Las Cinco Villas; IBA-144-Cogul - Alfés; IBA-184-Campo de Montiel; IBA-194-Llanos de Tembleque - La Guardia; IBA-195-Complejo Lagunar de Alcázar de San Juan - Quero; IBA-259-Marismas del Guadalquivir; IBA-426-Mudela; IBA-430-Lécera; IBA-451-Ablitas.

VULNERABLE
VU [A2a]

GAVIOTA DE AUDOUIN

Larus audouinii

Gavina corsa; Gaivota de Audouin; Audouin kaioa; Gaivota-de-audouin; Audouin's Gull; Goéland d'Audouin



Autores: **Juan Bécares de Fuentes y Marcel Gil Velasco**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2020)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
VU	LC	VU	NE	VU	VU

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

Hasta hace unos años se consideraba a la gaviota de Audouin como una especie endémica del Mediterráneo durante el periodo reproductor; cuyas colonias de cría se distribuían por costas, islas e islotes desde España y Marruecos hasta Turquía, Chipre y el Líbano (Oro *et al.*, 2000). Sin embargo, aproximadamente en el año 2005 se estableció una pequeña colonia en el litoral meridional de Portugal, que en el año 2021 ha llegado a las 4.245 parejas (V. Paiva, com. pers.), convirtiéndose en la colonia más grande del mundo en la actualidad, por lo que ya no puede considerarse a esta especie un endemismo mediterráneo. Fuera del periodo reproductor se distribuye también por las costas del noroeste de África hasta Senegal y Gambia (Bécares *et al.*, 2015).

En España ha cambiado notablemente su distribución como reproductora, y también su hábitat de nidificación. Si hasta principios del siglo XXI solo criaba de forma muy local y siempre en espacios naturales -únicamente lo hacía en el delta del Ebro, las islas Columbretes, el archipiélago balear, isla Grosa, la isla de Alborán y las islas Chafarinas-, desde entonces la especie ha ido incrementando el número de localidades de cría. Este hecho se ha producido especialmente a partir de 2009-2010, a consecuencia de la presencia de depredadores terrestres en la colonia de la punta de la Banya. Esta dispersión, se produjo tanto a espacios naturales -albufera de Valencia en 2004, salinas de San Pedro del Pinatar en 2007, delta del Llobregat en 2010, etc.-, como a zonas portuarias, un nuevo hábitat de nidificación para la especie que empezó a utilizar grandes

descampados de puertos industriales para la reproducción. En estos lugares encuentra tranquilidad, ya que se trata de espacios ganados al mar para usos portuarios, pero que deben permanecer unos años en un proceso de asentamiento. Además, algunos de ellos debido a la crisis económica quedaron parados, siendo además zonas de acceso restringido y que se encuentran valladas, por lo que no hay presencia de depredadores terrestres ni molestias humanas. Este es el caso del Puerto de Castellón -colonizado en 2011-, el puerto de Tarragona -en 2010-, el puerto de Valencia -en 2014- o el puerto de Barcelona -2016-. Incluso en 2013 la especie crió puntualmente en un solar abandonado y vallado en la zona franca de Barcelona, donde se instalaron 69 parejas. Ya, por último, como caso extremo y reflejo de su plasticidad para colonizar para colonizar nuevos lugares de cría tranquilos, en 2021 se ha descubierto la reproducción de la especie en la cubierta de una nave industrial de la zona franca de Barcelona de más de 10 ha de superficie, con 205 parejas y en la que al parecer -según el personal de mantenimiento- debe llevar criando al menos desde 2019. Este es un caso extremo de cómo la especie ha buscado zonas tranquilas en las que nidificar, libres de la presencia de depredadores terrestres y molestias humanas, pero sin duda siendo el reflejo de los problemas que esta gaviota encuentra en entornos naturales donde se concentran gran cantidad de depredadores.

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

La última información disponible sobre el número de parejas reproductoras en España de gaviota de Audouin es del año 2020, siendo el total de 10.594 parejas reproductoras. A estos datos habría que sumar los referentes a Menorca, que no han podido ser recopilados. Las parejas reproductoras se reparten entre la Comunidad Valenciana 51,9 %, Cataluña 26,3 %, Andalucía 7,6 %, Baleares 6,2 %, Región de Murcia 4,8 %, Melilla 2,4 % y Ceuta 0,7 %, aunque existen cambios interanuales en la abundancia de las colonias. Estos datos quedan muy lejos de las 21.282 parejas que criaron en España en 2006 -máximo histórico-, lo que representa un descenso a aproximadamente la mitad de las parejas reproductoras en el territorio nacional entre 2006 y 2020 -disminución promedio anual del 4,6 %-. Este marcado descenso poblacional es especialmente evidente en la última década, sobre todo desde que a partir del año 2010 la especie empezó a dispersarse desde su principal zona de cría en la punta de la Banya –delta del Ebro, que albergaba 15.329 parejas en el año 2006-, hacia otras localidades costeras, principalmente grandes descampados en puertos industriales como el de Castellón, Tarragona, Valencia o Barcelona, que hoy en día albergan los mayores números de parejas reproductoras. También alrededor del año 2005 se inició la colonización de la costa sur de Portugal, cuyo incremento posiblemente sea debido a un alto éxito reproductor de la colonia y a un elevado reclutamiento, más que ser consecuencia de un descenso en el Levante español.

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se han aplicado las categorías de amenaza y los criterios de la UICN para el conjunto de la población reproductora española, analizándola como una unidad regional única.

Teniendo en cuenta las tendencias poblacionales de la gaviota de Audouin observadas durante los últimos censos entre el periodo 1997 y 2020 -equivalente a tres generaciones-, o a partir de los datos de los últimos 10 años -de 2011 a 2020-, la población española de gaviota de Audouin cumpliría con los criterios para ser cata-

logada como “Vulnerable”, de acuerdo con el Criterio A2 (A2a).

Criterio A2

(a) La evolución del tamaño de la población española, comparando los censos realizados en 2011 y en 2020, muestra un descenso del número de parejas reproductoras del 42,9 % en 10 años, por lo que supera los umbrales del criterio que establecen una reducción del tamaño de la población igual o superior al 30 % durante los últimos 10 años. Por comunidades autónomas, el declive en algunas comunidades autónomas es muy superior, como es el caso de Cataluña, donde el descenso en los últimos 10 años ha sido del 76,1 %. Si el cálculo se hace para tres generaciones -en este caso ocho años por generación- el descenso entre 1997 y 2020 es del 38, 1%.

AMENAZAS

● Falta de protección de las colonias de cría

Actualmente, de las 10.594 parejas reproductoras en España -censadas en 2020-, 4.156 criaron en puertos -el 39,23 %- y por tanto fuera de Red Natura 2000 y de cualquier figura de protección. El problema de la reproducción en puertos es especialmente evidente en la costa peninsular, donde el 46,33 % de parejas crían fuera de ZEPA, y en concreto en su área de distribución al norte de Valencia, donde solo dos de las siete colonias existentes se encuentran en espacios naturales -delta del Ebro e islas Columbretes-. Se plantea por tanto una situación delicada y compleja, pues estos espacios no se consideran espacios naturales como tal y no es su fin mantener poblaciones de aves reproductoras. Pese a todo, y gracias a que la gaviota de Audouin es una especie protegida, la presencia como nidificante de esta especie en estos entornos portuarios ha sido suficiente como para parar posibles obras durante el periodo reproductor y mantener las colonias de cría en buenas condiciones. Sin embargo, dado que la especie puede interferir en los intereses industriales del espacio, se pueden producir situaciones particulares. Así, por ejemplo, en localidades de cría como el puerto de Tarragona, se ha llegado a pagar a un vigilante de seguridad para que pasee por zonas potenciales de cría como espigones o nuevas zonas ganadas al mar, para impedir así la colonización de por parte de las gaviotas de nuevos núcleos. Esto puede ser un problema grave, ya que algunos de los núcleos reproductores utilizados en años anteriores pueden haber empezado a transformarse para su fin último fuera del periodo reproductor y no encontrarse en condiciones óptimas durante la cría. Otro problema existente es que se trata de entornos muy grandes y de acceso restringido, por lo que es difícil controlar si las gaviotas se instalan en nuevas zonas del puerto o si las zonas en que se han instalado pueden presentar alguna amenaza. En 2021 por ejemplo, se instalaron cerca de 500 gaviotas en un descampado del puerto de Tarragona perimetrado por una valla. A los pocos días de haber descubierto el núcleo, se pudo observar cómo la colonia había desertado porque había entrado un depredador por un agujero de la valla debido a la falta de mantenimiento. En otras ocasiones, como en el episodio acontecido en 2021 en la zona franca de Barcelona, los intereses entran en conflicto con una empresa privada, lo que puede implicar problemas en la gestión de la cubierta de la nave industrial en cuestión, especialmente si puede haber un cambio

de actividad en el polígono. Visto lo visto, habría que tener previstos mecanismos para facilitar la gestión en estas zonas antropizadas y aprovecharlo como una oportunidad de cara a la divulgación de la especie o de las problemáticas de conservación que tiene, a la vez que actuar como reservorio de parejas reproductoras mientras en los espacios naturales no se den las condiciones adecuadas.

En cuanto a los espacios naturales, se da la circunstancia que no sólo la especie sufre la presencia de depredadores terrestres, sino que en lugares potenciales de cría la especie sufre molestias debidas a la falta de vigilancia ambiental -por ejemplo, por parte de pescadores que acceden a lugares de acceso restringido, especialmente durante la noche-.

- **Sobrepesca y reducción de recursos tróficos**

Uno de los aspectos más desconocidos, y no por ello menos importante, es la alimentación de la especie, al menos durante el periodo reproductor. La gaviota de Audouin es una especie casi exclusivamente marina, cuyas principales presas son los pequeños peces pelágicos -sardina y boquerón principalmente-, aunque aprovecha también de manera importante los descartes pesqueros. La sobrepesca afecta de manera directa a la disponibilidad de presas naturales, de igual modo que los descartes generan una fuente de alimentación extra para la especie. Sin embargo, no está cuantificada la cantidad de alimento necesaria para sostener una población viable, por lo que es posible que el declive poblacional observado en los últimos 10 años se deba tanto a problemas en las colonias de cría como a una falta de alimento disponible en el mar. Es fundamental realizar, por tanto, estudios en esta línea que permitan llevar a cabo una gestión sostenible de los recursos pesqueros, especialmente en las ZEPA marinas que son las principales zonas de alimentación de la especie.

- **Capturas accidentales**

Una de las causas de mortalidad adulta de la especie más importante son las capturas accidentales en artes de pesca, tanto de la pesca profesional -palangre de fondo principalmente-, como la pesca recreativa. La gaviota de Audouin que frecuenta puertos y zonas costeras donde la actividad pesquera recreativa -pesca con caña principalmente- es elevada. En muchas ocasiones se dan casos de enredos en sedales e ingesta de anzuelos que acaban produciendo la muerte de los ejemplares adultos. También acaban llegando muchos sedales a las colonias de cría, que producen enredos en los pollos provocándoles la muerte.

- **Deterioro del hábitat de nidificación**

En algunas ocasiones la superficie disponible en algunas colonias de cría es pequeña y, por tanto los cambios en la cobertura vegetal o a la accesibilidad al núcleo por parte de depredadores pueden implicar la desaparición de la colonia de cría. Es el caso de la colonia de la illa del Molí, en el delta del Llobregat. Esta pequeña isla llegó a tener 633 parejas en el año 2012, pero un incremento notable de la vegetación hizo reducir los números de ejemplares reproductores. En años posteriores se gestionó la vegetación -realizando



© Erni-shutterstock

podas- lo que favoreció la ocupación de nuevo de la isla por parte de la especie, pero en los últimos años el aporte de sedimentos del río ha generado un istmo de tierra que une la isla con la orilla y por donde acceden depredadores terrestres y pescadores, habiendo desaparecido por tanto esta colonia. En ocasiones, aunque el problema se identifica, la falta de presupuesto impide poder actuar a tiempo, como ha pasado en este espacio. En otras ocasiones, las colonias están situadas en espacios no protegidos, como por ejemplo pasó en mayo de 2020 en el puerto de Ceuta, donde a causa de las labores de la limpieza contratados por la autoridad portuaria, se destruyó la colonia de nidificación de entre 75 y 80 parejas de gaviota de Audouin situada en el pantalán.

Interferencia con otras especies

La presencia de mamíferos carnívoros en las colonias causa efectos muy perjudiciales, tanto por la propia depredación directa que afecta a numerosos nidos y parejas reproductoras, como por las deserciones generalizadas que esto provoca. Por ejemplo, en 1999 un zorro (*Vulpes vulpes*) causó la muerte de varios cientos de gaviotas adultas y la deserción de miles de parejas (Oro *et al*., 1999). En años posteriores la presencia de zorros en la punta de la Banya llevó a una dispersión de la colonia hacia nuevas zonas de reproducción fuera del delta del Ebro, colonizando lugares libres de depredadores terrestres, principalmente zonas portuarias en obras. Estos depredadores terrestres, pueden ser tanto especies silvestres -jabalíes, zorros, tejones y otros carnívoros-, como especies domésticas -gatos o perros-. Este hecho hace que las gaviotas solo se instalen en zonas libres de depredadores o en zonas donde hay una baja densidad, habiendo llevado a una parte muy importante de la población a concentrarse en terrenos de puertos pesqueros perimetrados por vallas y donde no pueden acceder depredadores terrestres. Actualmente, los espacios naturales donde la especie se reproducía son áreas que concentran o pueden concentrar gran densidad de depredadores terrestres.

Por otra parte, la gaviota patiamarilla compite por los lugares de nidificación y además puede depredar sobre huevos o pollos, pero su efecto sobre las colonias de la gaviota de Audouin es muy variable y parece depender en gran medida de la abundancia relativa entre ambas especies (Oro y Martínez Villalta, 1994b; Oro, 1996b; Oro *et al*., 1996b; Martínez Abraín *et al.,* 2003). Actualmente, la depredación no parece un problema importante, pero sí la competencia por lugares de nidificación, y también la competencia por el alimento, especialmente por los descartes pesqueros.

Mortalidad por aerogeneradores

Aunque actualmente no es un problema, potencialmente puede serlo, especialmente en el caso en que se instalen aerogeneradores marinos, ya que esta especie puede utilizar como zonas de alimentación toda la plataforma continental, y por tanto zonas en las que puede planificarse la instalación de estos parques eólicos.

Mortalidad por atropellos

Actualmente algunas de las colonias de cría se encuentran en zonas portuarias situadas cerca de vías de paso de vehículos, lo que puede provocar la muerte por atropello de pollos. En algunas colonias como las si-

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Bonn: Apéndices I y II. Convenio de Berna: Anexo II. Convención sobre Especies Migratorias (CMS): Apéndices I y II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I. INTERNATIONAL ACTION PLAN FOR AUDOUIN'S GULL (*Larus audouinii*) (Lambertini, 1996)	Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011): VULNERABLE.

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	VULNERABLE	Ninguno
Baleares	DE INTERÉS ESPECIAL	Plan de Manejo de la gaviota de Audouin, *Larus audouinii*, y el cormorán moñudo, *Phalacrocorax aristotelis*, en las Islas Baleares (2004) Pla de Conservació de la Gavina Roja (*Larus audouinii*) (2008)
Cataluña	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Decret 259/2004, de 13 d'abril, pel qual es declara especie en perill d'extinció la gavina corsa i s'aproven els plans de recuperació de diverses espècies
Región de Murcia	VULNERABLE	Ninguno
Comunidad Valenciana	VULNERABLE	Decreto 116/2005, de 17 de junio, del Consell de la Generalitat, por el que se aprueba el Plan de Recuperación de la Gaviota de Audouin en la Comunidad Valenciana

ESPACIOS DE INTERÉS PARA LA ESPECIE

Red Natura 2000 (ZEPA): ES0000146 - Delta del Llobregat, ES0000513 - Espacio marino del Baix Llobregat-Garraf, ES0000512 - Espacio marino del Delta de l'Ebre-Illes Columbretes, ES0000020 - Delta de l'Ebre, ES0000061 - Àrees emergides de les Illes Columbretes, ES0000471 - l'Albufera (ZEPA), ES0000508 - Espacio marino de Tabarca-Cabo de Palos, ES0000260 - Mar Menor, ES5213033 - Litoral de Cabo Roig, ES0000505 - Espacio marino de la Isla de Alborán, ES0000501 - Espacio marino del Tinto y del Odiel, ES0000500 - Golfo de Cádiz, ES0000521 - Espacio marino del norte y oeste de Menorca, ES0000522 - Espacio marino del sureste de Menorca, ES0000520 - Espacio marino del norte de Mallorca, ES0000519 - Espacio marino del poniente de Mallorca, ES0000518 - Espacio marino del sur de Mallorca y Cabrera, ES0000083 - Arxipèlag de Cabrera, ES0000081 - Cap Enderrocat - Cap Blanc, ES0000221 - Sa Dragonera, ES0000517 - Espacio marino del levante de Ibiza, ES0000516 Espacio marino del poniente y norte de Ibiza, ES0000515 - Espacio marino de Formentera y del sur de Ibiza, ES5310023 - Illots de Ponent d'Eivissa, ES0000084 - Ses Salines d'Eivissa i Formentera.

Otros: Puerto de Valencia, Puerto de Castellón, Puerto de Tarragona, Puerto de Barcelona, Puerto de Ceuta, Zona Franca de Barcelona.

OTRAS MEDIDAS

Desde algunas Administraciones autonómicas se está trabajando para que, en las zonas no protegidas con presencia de la especie como reproductora, no se desarrolle ninguna actividad que pueda afectar a la reproducción de la gaviota de Audouin.

tuadas en salinas explotadas comercialmente también se producen ocasionalmente atropellos de pollos.

● **Inacción de las Administraciones públicas**

Aunque actualmente las principales colonias de la especie se encuentran colindantes a áreas protegidas con la figura de ZEPA marina, y es en ellas donde la especie se alimenta principalmente, ninguna de ellas tiene todavía planes de gestión redactados, lo que supone un grave problema ya que no existe ninguna actuación frente a las amenazas existentes en el mar, como puede ser la gestión del esfuerzo pesquero o las capturas accidentales producidas por la pesca profesional y recreativa. En cuanto a las colonias de cría, muchas de ellas se encuentran fuera de espacios naturales protegidos -puertos y polígonos industriales-, lo que hace complicada la acción de las Administraciones públicas, pero sin duda deberían existir mecanismos para un mayor control de estos espacios y de las colonias.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

✔ Elaboración y aprobación de los preceptivos planes de recuperación o conservación en las CCAA con presencia de la especie. Para ello se debería trabajar conjuntamente entre las distintas CCAA, ya que estos planes deberían estar coordinados a nivel nacional.

✔ Desarrollo de estudios detallados sobre sus requerimientos energéticos y la disponibilidad de alimento en el mar, con el objetivo de regular la actividad pesquera al menos en las ZEPA marinas declaradas como áreas de alimentación de la especie y ver su relación con su descenso poblacional.

✔ Seguimiento de la evolución de la población en todas las colonias siguiendo una misma metodología. Estudio del éxito reproductor de la especie y análisis de las causas del declive poblacional existente.

✔ Prohibición del desarrollo de infraestructuras en las zonas más sensibles para la especie, especialmente en sus hábitats de alimentación y en sus zonas de reproducción.

✔ Gestión activa en las zonas de reproducción para garantizar que no hay depredadores que puedan causar grandes deserciones.

✔ Realizar un plan a nivel nacional de actuación en espacios no naturales -puertos y otras zonas-, para garantizar unas buenas condiciones de reproducción y permitir así que al menos las parejas que intentan criar en estos ambientes tengan el mayor éxito reproductor posible.

✔ Designación de nuevas ZEPA o ampliación de las existentes para que alberguen un mayor porcentaje de la población reproductora, incluyendo espacios industriales en caso de ser necesario, y también ampliación de Red Natura 2000 en el mar en caso de que sea necesario.

GOLONDRINA COMÚN

VULNERABLE
VU [A2bc]
LIBRO ROJO

Hirundo rustica

Oreneta comuna; Anduriña común; Enara arrunta; Andorinha-das-chaminés; Barn Swallow; Hirondelle rustique



Autor: **Nicolás López-Jiménez**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2019)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	NE	NE	VU

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

Esta especie migratoria se reproduce por toda la España peninsular, Baleares, Ceuta y Melilla (de Lope, 2003). En Canarias se ha localizado como nidificante muy puntualmente en la isla de Gran Canaria a pesar de ser una especie frecuente en migración en todas las islas (del Campo, 2007). Las mayores concentraciones de esta especie se producen en Andalucía, Castilla y León, Castilla-La Mancha, Galicia y Extremadura, así como en algunas zonas puntuales de Asturias y Cataluña (de Lope, 2003; Carrascal y Palomino, 2008).

Se trata de una especie ligada a entornos urbanos o periurbanos, donde registran sus mayores densidades, con hasta 165-276 golondrinas/km² (Carrascal y Palomino, 2008). Eligen para criar preferentemente el interior de construcciones humanas de pueblos o ciudades pequeñas, cerca de hábitats abiertos, como eriales, zonas con tierras agrícolas, prados o pastizales, preferentemente con cursos de agua cercanos. Prefiere entornos rurales con construcciones donde poder construir sus nidos y en lugares donde haya una mayor cantidad de insectos, circunstancia generalmente favorecida por la existencia de una cierta actividad ganadera en extensivo.

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

En 2003 se estimó una población mínima de 489.514 parejas reproductoras, aunque no se contaba con datos de todo el territorio estudiado (de Lope, 2003), siendo aproximadamente del orden de cifras tentativas previas que estimaban el tamaño poblacional entre 783.000 y 812.000 parejas (Purroy, 1997). Ya en las estimaciones del *Atlas de Aves Reproductoras* de 2003 se indicaba el aparente declive de la población reproductora durante los años 80 del siglo XX (de Lope, 1981, 2003) y la tendencia de declive que paulatinamente estaba sufriendo la población española entre 1996 y 2001 (SEO/BirdLife, 2002).

En 2008, Carrascal y Palomino estiman la población media de la especie en unos 29.410.000 ejemplares en España -de 25.650.000 a 33.270.000-, indicando ya una tendencia poblacional negativa de la especie a largo plazo, con un declive anual del 3,3 % -entre el menos 2,0 y el menos 4,6 %- según datos del año 1998 al 2006. De acuerdo con estas cifras sobre la estimación poblacional realizada en 2004-2006 (Carrascal y Palomino, 2008) y teniendo en cuenta que la tendencia en España, establecida a través del programa de seguimiento Sacre a largo plazo, para el periodo 1998-2018, fue de un declive del 51,1 % (SEO/BirdLife, 2019), cuando se estimó que la población para España en 2018 estaría formada por unos 14.379.081 individuos, habiéndose perdido alrededor de 15 millones de golondrinas entre 1998 y 2018.

Este declive de la población, superior al 50 %, entre 1998-2018, parece generalizado también en otras zonas del planeta, como la disminución generalizada del 20-50 % de la población del oeste y centro de Europa entre 1970-1990, con casos extremos como el de Dinamarca con un declive del 7,6 % anual entre 1984-1999 (Turner y Chistie, 2019) o el importante declive de las golondrinas comunes de Estados Unidos y Canadá -donde se estimó un descenso del 38 % de la población entre 1970 y 2014 (Rosenberg *et al*., 2016)-.

A pesar del declive generalizado de su población en España, no se han apreciado cambios significativos en el número de cuadrículas donde fue detectada y en su área de distribución, que se ha mantenido muy similar entre 2002 y 2018 -diferencia entre las cuadrículas ocupadas en ambos *Atlas de Aves Reproductoras* (SEO/BirdLife, 2021)-, lo que podría estar indicando que esta especie tan filopátrica sigue ocupando los mismos territorios pero con un menor número de parejas cada año.

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Gracias a la posibilidad de contar con largas series temporales de datos sobre la tendencia de la especie, con más de 20 años de datos proporcionados por el programa Sacre, se pudo obtener información sobre la evolución de la población de golondrinas comunes como para poder evaluar su catalogación de acuerdo con los criterios de la UICN. Así, analizando el conjunto de la población reproductora española como una unidad regional única, y teniendo en cuenta que la especie ha sufrido un declive de su población del 31,6 % en tres generaciones -cada generación de 3,9 años-, la especie cumple los criterios UICN para ser catalogada como "Vulnerable". Además, hay que tener en cuenta que la evolución de la población a largo plazo, durante el periodo 1998-2018, ha sido de un declive del 51,1 %.

Criterio A2

(b) Teniendo en cuenta que la tendencia poblacional de la golondrina común en España estimada durante el periodo 1998-2018 (SEO/BirdLife, 2019) fue de un

declive del 51,1 %, y que, para el periodo de tres generaciones, la especie ha sufrido una caída de su población del 31,6 % -cada generación de 3,9 años-, con una evolución media interanual entre 2008-2018 de -2,7 -entre el menos 3,4 y el menos 2-, basado en el índice de abundancia proporcionado por los datos del Programa Sacre (2008-2018), la golondrina cumple el Criterio A2b como para ser catalogada "Vulnerable", puesto que supera el umbral de haber sufrido una reducción del tamaño poblacional en tres generaciones del más del 30 %.

(c) A su vez, aunque la especie no ha sufrido una reducción del área de ocupación entre 2002 y 2018 -diferencia entre las cuadrículas ocupadas en ambos *Atlas de Aves Reproductoras* (SEO/BirdLife, 2021)-, la calidad de sus hábitats óptimos podría haberse reducido notablemente, pudiendo también cumplir el Criterio A2c como para ser catalogada "Vulnerable".

La especie, por lo tanto, presenta una tendencia de declive actualmente que nada hace pensar que pueda cambiar, ya que por el momento no se están adoptando las medidas de conservación adecuadas para revertir esta situación y, además, no se conocen con exactitud todos los factores que están produciendo este declive.

Criterio E

Por último, aunque no hay desarrollados modelos estadísticos de viabilidad poblacional para la especie en España, de seguir las mismas tasas negativas de evolución media interanual, todo indica que la probabilidad de extinción en estado silvestre será mayor del 10 % dentro de 100 años, por lo que también podría cumplir el criterio E como para estar incluida dentro de la categoría de "Vulnerable".

AMENAZAS

● Intensificación agrícola, uso de pesticidas y pérdida de recursos tróficos

El uso masivo de productos químicos insecticidas en determinadas prácticas agrícolas intensivas ha supuesto la reducción de los insectos-presa para la golondrina en muchos lugares (Turner, 1991, 2004; Evans y Robinson, 2004; Kusack *et al*., 2020; Brown y Brown, 2020), además de causar efectos colaterales de la exposición a los plaguicidas para las aves, como pueden ser una reducción de su potencial reproductor (Cabello de Alba, 2002). Esta podría ser una de las causas de la disminución paulatina de las poblaciones de algunas especies insectívoras como la golondrina (Evans *et al*., 2007; Nebel *et al*., 2010; Fraser *et al*., 2012). Por otra parte, debido a que para las golondrinas es fundamental el almacenamiento premigratorio de reservas para poder afrontar la migración, la falta de recursos tróficos o la escasez de estos podría suponer un factor extra de mortalidad para aquellas aves que afronten el vuelo migratorio sin la cantidad de reservas necesarias (Rubolini *et al.,* 2002).

Por otra parte, la reducción de las explotaciones ganaderas extensivas, donde el tipo de ganadería que se practica al aire libre permite la existencia de una mayor abundancia de insectos aéreos, podría estar causando también reducciones locales de las poblaciones de golondrinas, reduciendo el éxito reproductivo y el crecimiento de los polluelos, ya que las granjas ganaderas intensivas o su tipo de manejo no facilitan a las golondrinas ni el acceso al alimento ni la proliferación de los insectos-presa (Turner, 2004; obs. prop.).



© Cezar y Korkosz - Shutterstock

Destrucción de nidos y falta de lugares de nidificación

Durante años las autoridades competentes han concedido autorizaciones para la retirada de nidos en propiedades públicas o privadas, o bien muchos propietarios particulares han destruido los nidos de manera ilegal en muchos lugares de España con la única excusa de la molestia de los excrementos -por otra parte, fácilmente solucionable colocando bandejas bajo los nidos para recoger las deposiciones (Brown y Brown, 2020)-. A esta destrucción de nidos hay que unir el hecho de que las modernas construcciones no dejan espacios para que las golondrinas instalen sus nidos, o que la propia estructura y los modernos materiales de los edificios -revestimientos de metal, cristal y vinilos- no permiten la construcción de nidos a las golondrinas (Erskine, 1992). La despoblación del medio rural ha provocado también que muchas de las construcciones donde anidaban las golondrinas queden abandonadas y derruidas, perdiendo también lugares de nidificación (Möller, 2001; de Lope, 2003). Como consecuencia es ya conocido que la falta de disponibilidad de lugares de nidificación es un claro factor limitante para que aumente el tamaño de población de las golondrinas (Holroyd, 1975).

A estos factores se une el hecho de la falta de materiales para construir el nido en pueblos y ciudades, cada vez más alejados de entornos rurales donde es difícil encontrar barro y material vegetal, o que la distancia a los lugares donde las golondrinas pueden obtener el material, provoca que se produzca un consumo energético muy elevado a la hora de construir el nido.

Atropellos y colisiones

Los atropellos suponen una causa de mortalidad nada despreciable, especialmente durante el paso posnupcial, cuando se producen concentraciones de ejemplares jóvenes que se preparan para la migración (Espinosa *et al*., 2012; Pmvc, 2003). Esta amenaza también ha sido observada en otros países (Van den Tempel, 1993; Orlowski, 2005; Brown y Brown, 2020) y está muy influenciada por la cercanía de carreteras a áreas con existencia de granjas, zonas de nidificación o bien carreteras con las cunetas arboladas. Y aunque no hay datos cuantitativos a escala estatal, la colisión contra cristales de edificios también podría estar causando la mortalidad de un buen número de golondrinas en España, tal y como ocurre en otros países desde hace décadas (Klem, 1990).

Las colisiones contra aerogeneradores suponen así mismo una causa de mortalidad destacable (Atienza *et al.*, 2014), y podría ser especialmente grave en los casos en que las centrales eólicas estuvieran situadas en los corredores aéreos elegidos por las aves para sus rutas migratorias.

Cambio climático

La llegada en primavera de las golondrinas cada vez se produce más temprano. Algunos autores apuntan a que su llegada podría estarse produciéndose alrededor de un mes antes que como lo hacía a mediados del siglo pasado (Gordo y Sanz, 2006). En Andalucía suelen llegar desde enero hasta marzo, habiéndose detectado un paulatino adelanto de sus fechas de llegada en los últimos 15 años (de Lope, 2003).

Por otra parte, en años cuando se producen temperaturas más altas durante el periodo reproductor en España, las golondrinas inician antes la migración hacia África (Gordo y Sanz, 2006).

Es previsible que, en un escenario de aumento generalizado de las temperaturas debido al calentamiento global, las golondrinas lleguen y se marchen antes, pero las consecuencias de los cambios a largo plazo entre las fechas de llegada y las de salida no han sido muy evaluadas en España.

Aunque las consecuencias de los cambios a largo plazo en las variaciones entre las llegadas y las salidas de las golondrinas en su etapa migratoria, con respecto al periodo de estancia en sus lugares de cría se han evaluado en algunos otros estudios (Bairlein y Winkel, 2001; Sparks y Bralavska, 2001; Cotton, 2003; Gordo y Sanz, 2005, 2006), no se han estudiado en profundidad las implicaciones biológicas y las consecuencias en la evolución poblacional que podrían tener para la especie. En teoría, un aumento de la duración de la estancia en los lugares de cría podría suponer, *a priori*, una ventaja en cuanto al número de puestas y al aumento de la supervivencia de los pollos, mientras que una reducción del tiempo de estancia podría suponer una disminución del éxito reproductivo, por el efecto contrario (Gordo y Sanz, 2005, 2006).

Las olas de frío extremo durante la primavera también afectan notablemente a las poblaciones de golondrinas, aumentando la mortalidad (Brown y Brown, 1999).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Berna: Anexo II.	Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011): Incluida.

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	Listado Andaluz de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial	Ninguno
Aragón	No catalogada	Ninguno
Asturias	No catalogada	Ninguno
Baleares	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Canarias	No catalogada	Ninguno
Cantabria	No catalogada	Ninguno
Castilla-La Mancha	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Castilla y León	No catalogada	Ninguno
Cataluña	No catalogada	Ninguno
Euskadi	No catalogada	Ninguno
Extremadura	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Galicia	No catalogada	Ninguno
Comunidad de Madrid	No catalogada	Ninguno
Región de Murcia	No catalogada	Ninguno
Navarra	No catalogada	Ninguno
La Rioja	No catalogada	Ninguno
Comunidad Valenciana	No catalogada	Ninguno

OTRAS MEDIDAS

Organizaciones como SEO/BirdLife han venido desarrollando actuaciones encaminadas a mejorar el estado de conservación de esta especie desde que se dio la voz de alarma sobre su situación de declive con la declaración en 2014 como "Ave del Año" por la ONG. Además, se ha desarrollado una campaña de censos participativos en el marco de actuaciones de ciencia ciudadana para recopilar datos sobre su población en las principales ciudades e impedir posibles molestias o retirada de nidos mediante la campaña *SOS-Nidos* -con el apoyo del MITECO a través de la Fundación Biodiversidad-, que pretende denunciar todas aquellas situaciones en las que se destruyan nidos de estas y otras especies de aves ligadas a medios urbanos. Como fruto de estos y otros trabajos, para informar a la ciudadanía y a las Administraciones públicas sobre la situación y el marco legal al respecto, también se publicó el *Informe sobre protección de aves silvestres que habitan en medios urbanos frente a la destrucción de sus nidos y la pérdida de lugares de nidificación* (López Precioso *et al.*, 2020).

E incluso el aumento de las tasas de mortalidad durante inviernos muy crudos podrían estar siendo un importante factor regulador del tamaño de las poblaciones de la especie, ya que la mortalidad invernal durante la migración o en los cuarteles invernales de Sudáfrica parece estar fuertemente relacionada con factores ambientales en estos lugares (Møller, 1989).

Eventos meteorológicos extremos que se produzcan a finales de primavera y principios de verano, o un elevado número de días con tiempo frío y lluvioso pueden provocar una gran mortalidad de adultos (Brown y Brown, 1999, 2020) y pollos por inanición, y a su vez las situaciones de calor extremo en verano también podrían provocar altas tasas de mortalidad juvenil en los polluelos (Mason, 1953; Anthony y Ely, 1976; Brown y Brown, 2020). Sequías extremas en los cuarteles de invernada también pueden provocar la disminución de la cantidad de insectos-presa que aumenten las tasas de mortalidad de las aves (Møller, 1994).

Un ejemplo muy significativo de cómo los eventos meteorológicos extremos pueden afectar a estas aves es la ola de frío extremo que se produjo en Europa en septiembre de 1974 (Bruderer, 1975), en la que se estimó que habían muerto al menos un millón de vencejos y golondrinas, la mayor parte golondrinas jóvenes. Casos similares de mortalidad masiva se ha documentado que pudieron ocurrir en 1740, 1770, 1829, 1855, 1881, 1931 y 1936 (Møller, 1994; Brown y Brown, 2020).

● Inacción de las Administraciones públicas

La falta de políticas de gestión de extensas áreas de cultivo frente a determinadas prácticas agrícolas industriales y la falta de prohibición o regulación estricta del uso masivo de sustancias insecticidas, está afectando muy negativamente a esta especie. A pesar de la protección estricta de los nidos de la golondrina, muchas Administraciones autonómicas están autorizando la retirada de nidos, basándose en el régimen de excepciones que contempla la Directiva de Aves y la Ley 42/2007, pero sin que aparentemente se cumplan los requisitos que la legislación exige para aplicar este tipo de excepcionalidad y sin tener en cuenta que pueden existir, tal y como indica la legislación, otras "soluciones satisfactorias" diferentes a la destrucción de los nidos.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Revisar la catalogación de la especie a escala estatal, y valorar su posible inclusión en el Catálogo Español de Especies Amenazadas con la categoría de "Vulnerable". Con esta revisión se desencadenarían los mecanismos establecidos en las leyes de protección de la biodiversidad, obligando a la elaboración de preceptivos planes de conservación en las comunidades autónomas. Además, sería necesario que las CCAA con presencia de la especie la incorporaran a sus catálogos de protección de fauna.

- ✔ Restricción del uso de plaguicidas y prohibición del uso de los insecticidas de amplio espectro más perjudiciales, desarrollando iniciativas que fomenten el control biológico de plagas en las tierras de cultivo. Es necesario mantener grandes áreas de hábitat adecuadas para permitir la existencia de buenas poblaciones de insectos aéreos, fomentando la ganadería extensiva al aire libre y los cultivos tradicionales de baja intensidad frente a las explotaciones intensivas. La reducción del uso de plaguicidas, insecticidas, herbicidas y otros biocidas, la preservación de humedales y la presencia continua

de ganado en el paisaje son fundamentales para garantizar que las golondrinas y otras aves cuenten con alimento durante los períodos de cría y en los momentos previos a su migración.

✔ Seguimiento específico de la evolución de la población y estudio de las causas del declive, con especial énfasis en el desarrollo de estudios sobre su alimentación, migración y factores que afectan a la conservación de sus áreas de invernada, así como los posibles efectos que el cambio climático puede estar causando en su fenología migratoria o en la evolución de sus poblaciones.

✔ En aquellas áreas potenciales de nidificación, zonas donde debido a la tipología constructiva de los edificios no sea posible que las golondrinas puedan construir sus nidos, es importante dotarlas de soportes o nidos artificiales para que puedan hacerlos. Así mismo, en los enclaves donde esta especie no cuente con materiales para la construcción de sus nidos, sería muy importante dotarlas de enclaves con barrizales adecuados donde puedan recoger el barro que necesitan para formar la estructura del nido, intentando que sea lo más cerca posible a las zonas de nidificación para evitar una pérdida excesiva de energía en los trayectos para el transporte del material.

✔ Desarrollo de medidas y normativa urbanística para compatibilizar la rehabilitación de edificaciones con la conservación de los nidos.

✔ Campañas de divulgación y sensibilización sobre la importancia de la conservación de los nidos de estas aves insectívoras y los servicios ecosistémicos que prestan a los seres humanos.

✔ No conceder autorizaciones para la retirada de nidos, ya que en prácticamente todos los casos existen soluciones satisfactorias alternativas a la retirada de los mismos, tal y como especifica la normativa estatal y la Directiva de Aves. En el caso que se autorice la retirada de algún nido de esta especie, si se cumplen todos y cada uno de los requisitos que exige la legislación estatal y europea, y siempre que no exista una solución satisfactoria, es importante realizar la retirada del nido fuera de la época de reproducción, y proporcionar nidales o lugares de anidación alternativos para evitar el abandono de la pareja reproductora de ese enclave, dado el marcado carácter filopátrico de esta especie.

VULNERABLE
VU [D1]

HALCÓN TAGAROTE

Falco pelegrinoides

Falcó berber; Falcón de Berbería; Berberiako belatza; Falco-tagarote; Barbary Falcon; Faucon de Barbarie



Autores: **Beneharo Rodríguez, Airam Rodríguez, Felipe Siverio y Manuel Siverio**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2018)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
-	-	NE	E	EN	VU

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

La población reproductora de halcón tagarote en España se encuentra en el archipiélago canario, donde ocupa todas las islas -incluyendo La Graciosa-, varios islotes -Alegranza, Montaña Clara y Lobos- y algunos roques marinos (Siverio *et al.*, 2009). Su hábitat de cría lo constituyen preferentemente acantilados, tanto costeros como interiores (Rodríguez y Siverio, 2006; Rodríguez *et al.*, 2007; Rodríguez y Siverio, 2019), aunque puede ocupar pequeños escarpes rocosos o conos volcánicos, para emplazar los nidos, sobre todo en las islas orientales (Rodríguez *et al.*, 2009). La densidad de territorios aumenta con la disponibilidad de acantilados (Rodríguez y Siverio, 2006; Rodríguez *et al.*, 2007; Rodríguez y Siverio, 2019), por lo que los sectores más antiguos y abruptos de las islas albergan las concentraciones más importantes de territorios de cría -como, por ejemplo, Famara en Lanzarote, Güigüi en Gran Canaria o Teno en Tenerife-. (Rodríguez y Siverio, 2006; Rodríguez *et al.*, 2007; Rodríguez y Siverio, 2019)

La población canaria es sedentaria, estando los adultos presentes en los territorios durante todo el año (Rodríguez, 2012). Sin embargo, los jóvenes pueden realizar movimientos dispersivos importantes (Rodríguez *et al.*, 2018). Dada la gran capacidad de vuelo de esta rapaz no es descartable que exista cierto grado de intercambio de ejemplares con las poblaciones vecinas del norte de África.

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

Durante la mayor parte del siglo XX las referencias a la especie fueron escasas y se supone que la población era bastante exigua (Rodríguez *et al.*, 2009). A finales de la década de 1980 se realizó el primer censo en Canarias, detectándose sólo siete territorios de cría en las islas orientales (Hernández *et al.*, 1991). Desde ese momento hasta la actualidad, la población se ha incrementado incluso por encima del 15 o 17 % anual, ocupando ahora todo el archipiélago (Rodríguez *et al.*, 2009; Siverio *et al.*, 2009). De esta forma, el número de parejas reproductoras ha pasado de las siete de 1988 hasta las 211 a 230 de hoy en día (Hernández *et al.*, 1991; Siverio *et al.*, 2009; Trujillo, 2010; Siverio y Rodríguez, 2018; Rodríguez y Siverio, 2019; Trujillo y Rodríguez, 2020).

De acuerdo con la información más reciente, los territorios se distribuyen por las islas e islotes de la siguiente manera: dos en Alegranza, uno en Montaña Clara, uno en el roque del Este, uno en La Graciosa, 20 en Lanzarote, uno en Lobos, de 15 a 20 en Fuerteventura, más de 50 en Gran Canaria, de 60 a 65 en Tenerife, más de 20 en La Gomera, de 28 a 35 en La Palma y de 12 a 14 en El Hierro (Siverio *et al.*, 2009; Trujillo, 2010; Siverio y Rodríguez, 2018; Rodríguez y Siverio, 2019; Trujillo y Rodríguez, 2020).

JUSTIFICACIÓN DE CATEGORÍA Y CRITERIOS

Aunque la población ha aumentado en todas las islas durante las últimas décadas (Rodríguez *et al.*, 2009; Siverio *et al.*, 2009), en su conjunto esta debe ser considerada como "Vulnerable" de acuerdo al Criterio D1. Hay que destacar aquí que se han descrito varios casos de emparejamiento de halcones peregrinos exóticos escapados de cautividad con ejemplares de tagarote nativos y, por tanto, existe un número de ejemplares híbridos sin cuantificar. Esto reforzaría aún más su inclusión en la categoría de "Vulnerable", al menos hasta que se realicen estudios moleculares que cuantifiquen y describan la incidencia de estas mezclas con halcones no nativos en la población reproductora.

Criterio D1

El número de ejemplares maduros, considerando todos los ejemplares independientemente de su acervo genético, se situaría entre los 422 y los 460, dados los territorios de cría ocupados en el archipiélago (Hernández *et al.*, 1991; Siverio *et al.*, 2009; Trujillo, 2010; Siverio y Rodríguez, 2018; Rodríguez y Siverio, 2019; Trujillo y Rodríguez, 2020).

Por tanto, estaría muy por debajo de los 1.000 ejemplares que indica el Criterio D1, para la categoría "Vulnerable", pero no llegaría a ser inferior a los 250 individuos para ser catalogada como "En Peligro". Por otra parte, el cumplimiento de este criterio queda reforzado al tratarse de un taxón de área muy restringida dentro de España.

AMENAZAS

● Competencia e introgresión genética por aves alóctonas escapadas de cautividad

En Canarias existen halcones cuya coloración no se corresponde con la típica del halcón tagarote. La proporción de este tipo halcones parece haber aumentado durante las últimas décadas Rodríguez *et al.*, 2011, 2019). Solo el 54 % de 37 halcones reproductores de Tenerife en 2016 y 2017 presentaba una apariencia típica de tagarote, mientras que el resto mostraba una

coloración más oscura, típica de algunas subespecies de halcón peregrino -como por ejemplo *F. p. brookei* y *F. p. peregrinus,* Rodríguez *et al.*, 2019)-. Existen dos causas no excluyentes para explicar la disminución de halcones con apariencia de tagarote: la llegada natural de halcones peregrinos y el asentamiento de ejemplares no nativos escapados de cautividad. Con relación a la segunda posibilidad, se conocen dos casos de halcones peregrinos -no tagarote- que portaban equipamiento de cetrería -pihuelas- y que se emparejaron con halcones salvajes en Tenerife (Rodríguez *et al.*, 2019). Una de estas parejas mixtas -es decir, con un ejemplar alóctono- llegó a criar con éxito, sacando adelante dos pollos en la temporada de 2014, y a otros cuatro en la temporada de 2017 (Rodríguez *et al.*, 2019). Unos pocos ejemplares foráneos con gran capacidad reproductiva podrían modificar las características genéticas de una población receptora, sobre todo si esta es pequeña y está aislada como podría ser el caso de la del halcón tagarote en Canarias (White *et al.*, 1995). Aunque se necesitan más estudios, la introgresión genética podría ser una de las mayores amenazas para la conservación a largo plazo del halcón tagarote en Canarias, dado el auge de la cetrería y la tenencia de aves rapaces cautivas (Rodríguez *et al.*, 2019).

Mortalidad por tendidos eléctricos y aerogeneradores

Durante los últimos años, el número de infraestructuras -tendidos eléctricos y, particularmente, aerogeneradores- ha aumentado, y lo seguirá haciendo en el futuro próximo -especialmente en el sureste de Tenerife y de Gran Canaria, donde existe la previsión de instalar más-. Aunque se conocen varios casos de electrocución en apoyos de líneas eléctricas y de colisiones con tendidos, con torres anemométricas y con aerogeneradores, no existe mucha información cuantitativa (Siverio y Concepción, 2004). De hecho, en los últimos estudios realizados en Lanzarote y Fuerteventura no se reportan casos de mortalidad por colisión en tendidos eléctricos (Lorenzo y Ginovés, 2007; Lorenzo, 2011; Gómez-Catasús *et al.*, 2021). No obstante, se conocen varios casos de colisiones mortales con torres anemométricas y la mortalidad asociada a los aerogeneradores parece ser preocupante, estando en aumento (D. González, com. pers.).

Por otro lado, la principal causa de ingreso en los centros de recuperación son las colisiones con estructuras antrópicas de todo tipo (Rodríguez *et al.*, 2010; Medina, 2014; Montedeoca *et al.*, 2016). Los juveniles son los más vulnerables a este tipo de choques, posiblemente porque durante sus movimientos dispersivos visitan zonas con mayor densidad de infraestructuras humanas (Montesdeoca *et al.*, 2016; Rodríguez *et al.*, 2018). Las habilidades de vuelo podrían explicar también la mayor afección de juveniles.

Molestias en las zonas de cría

El incremento de deportes y actividades en la naturaleza -por ejemplo, escalada, barranquismo, parapente, senderismo, e incluso la observación de fauna o fotografía de naturaleza- ha provocado ciertos perjuicios para los halcones canarios (Siverio y Concepción, 2004; Rodríguez *et al.*, 2009; Siverio y Rodríguez, 2018). Algunas puestas en el sur de Tenerife se han malogrado debido a molestias provocadas por escaladores (Siverio y Rodríguez, 2018) lo que ha sido documentado en varias poblaciones de halcón peregrino en otros lugares del mundo (Olsen y Olsen, 1980; Richardson y Miller, 1997; Bramilla *et al.*, 2004: Monleón *et al.*, 2016). También, el tránsito de personas por senderos no homologados

puede causar molestias o incluso fracasos reproductivos, como ocurre habitualmente en algunos volcanes de Lanzarote (obs. pers.).

Otra actividad humana que puede influir en la reproducción es la fotografía incontrolada de naturaleza, especialmente la de aves. Estas prácticas pueden conllevar molestias innecesarias, especialmente cuando las personas implicadas no tienen las habilidades, ni el cuidado o el conocimiento suficiente. Además, en muchas ocasiones la presencia de personas en estos enclaves contribuye al deterioro del hábitat de cría en sí mismo. Así, por ejemplo, en la temporada de cría 2018 en ocho territorios de reproducción de Tenerife eran visibles restos de material abandonado -escondites, posaderos artificiales, alambres, abrazaderas y láminas de plástico- utilizado para fotografiar a los propios halcones (Siverio y Rodríguez, 2018).

La popularización de los drones ha traído consigo molestias a los halcones reproductores o incluso mortalidad directa por colisión. Estos efectos negativos varían en intensidad y gravedad en función de los comportamientos individuales y del ciclo biológico (Mulero-Pazmany *et al.*, 2017). Dado que en Canarias muchos territorios se sitúan en enclaves pintorescos y atractivos, algunas aves sufren continuamente este tipo de molestias, a pesar de habitar espacios protegidos -Famara, Timanfaya, barranco de Arguineguín, Las Cañadas del Teide, Teno o La Caldera de Taburiente-. Todo ello se ve agravado por la rápida difusión de la información en las redes sociales, que provoca un "efecto llamada".

Por último, la práctica del parapente también puede ocasionar molestias a los halcones reproductores (Siverio y Concepción, 2004) . En Tenerife, se han observado ejemplares alarmados y emitiendo vocalizaciones ante la presencia de parapentistas cerca de nidos activos que estaban situados próximos a las zonas de vuelo (Siverio y Rodríguez, 2018), lo que podría motivar el fracaso reproductivo en casos reiterados.

● Envenenamientos

Las sustancias tóxicas suponen otro riesgo. Basándose en halcones ingresados en centros de recuperación de fauna silvestre, algunos estudios recientes han revelado concentraciones relativamente altas de contaminantes orgánicos persistentes (Luzardo *et al.*, 2014) y, en menor medida, también de rodenticidas anticoagulantes (Ruiz-Suárez *et al.*, 2012; Ruiz-Suárez *et al.*, 2014; Ruiz Suárez *et al.*, 2015; Rial-Berriel *et al.*, 2021). Son necesarios más estudios -considerando los ejemplares libres- para evaluar los efectos reales de estos contaminantes en la viabilidad a largo plazo de los halcones canarios.

● Animadversión por determinados colectivos de cazadores y colombófilos

Aunque difícil de evaluar, la animadversión que sufre esta rapaz por parte de algunos colectivos de colombófilos y cazadores es una amenaza (Siverio y Concepción, 2004; Rodríguez *et al.*, 2009; Rodríguez y Siverio, 2019). La causa de este fenómeno radica en que los halcones se alimentan principalmente de palomas (*Columba livia*), incluyendo aquellas utilizadas en competiciones de colombofilia y, ocasionalmente, de perdices morunas (*Alectoris barbara*) (obs. pers.). Por otro lado, se ha arraigado en la población local la idea errónea de que el aumento poblacional de los halcones en las últimas décadas es debido a sueltas deliberadas por parte de las autoridades pertinentes. Todo este rechazo ha desembocado en el abatimiento de varios halcones por diversos métodos, incluyendo disparos con

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTE

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Bonn: Apéndice II. Convenio de Berna: Anexo II.	Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011): EN PELIGRO DE EXTINCIÓN.

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Canarias	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	- Estudio de la distribución de territorios de cría de halcón de Berbería (*Falco peregrinus pelegrinoides*) y análisis de amenazas detectadas en las islas de El Hierro y Tenerife, Gobierno de Canarias (2018). -Obtención de información sobre poblaciones canarias de dos especies de aves de interés comunitario y catalogadas como amenazadas, para la elaboración de documentos estratégicos para su conservación: el halcón de Berbería y el águila pescadora, Gobierno de Canarias (2020-2022).

ESPACIOS DE INTERÉS

Red Natura 2000 (ZEPA): ES0000039-Jandía; ES0000040-Islotes del norte de Lanzarote y Famara; ES0000042-Dunas de Corralejo e isla de Lobos; ES0000097-Betancuria; ES0000099-Los Ajaches; ES0000112-Ayagaures y Pilancones; ES0000113-Macizo de Tauro; ES0000141-Parque Nacional de Timanfaya; ES000310-Llanos y cuchillos de Antigua; ES0000346-Tamadaba; ES000349-Vallebrón y valles de Fimapaire y Fenimoy; ES0000351-Llanos de La Mareta y cantil de Rubicón; ES0000043-Caldera de Taburiente; ES0000095-Tigaiga; ES0000103-El Hierro; ES0000104-Gorreta y Salmor; ES0000105-Acantilados de Alajeró, La Dama y Valle Gran Rey; ES0000106-Teno; ES0000109-Anaga; ES0000114-Cumbres y acantilados del norte de La Palma; ES0000341-Los Órganos; ES0000343-Acantilados de Santo Domingo; ES0000342-Costa de Majona, El Águila y Avalo; ES0000345-Rasca y Guaza; ES0200049-Montaña Roja.

IBA: 327 - Archipiélago Chinijo -islotes al Norte de Lanzarote-; 328 - Riscos de Famara; 335 - Llanos de las Maretas - Hoya de la Yegua -El Rubicón-; 336 - Isla de Lobos; 338 - Vallebrón - Montaña Escanfraga - Llanos de Guisguey - Laderas del Time; 341 - Macizo de Pozo Negro - Vigán; 344 - Península de Jandía; 346 - Barranco de Ajuí – Betancuria; 349 - Reserva de Lajares - Cotillo – Ezquinzo; 352 - Pinar de Tirajana; 353 - Pinar de Tauro; 355 - Pinar de Tamadaba; 356 - Roques de Anaga; 367 - Acantilado de Los Gigantes; 369 - Pinar de Vilaflor; 372 - El Médano; 373 - Malpaís de Rasca - Montaña de Guaza - Llano de las Mesas; 377 - Costa de Vallehermoso; 378 - Costa Meridional de La Gomera; 381 - Aguas y Acantilados del Norte de La Palma; 383 - Parque Nacional de La Caldera de Taburiente; 387 - Roques de Salmor; 391 - Bahía de Naos - Hoya de Tacorón; 395 - Costa y Aguas de Mogán - La Aldea; 471 - Montaña El Cardón - Jable de Bigocho; 340 - Cuchillete de Buenavista - Barranco de La Torre - Los Alares.

OTRAS MEDIDAS

En la actualidad –de 2020 a 2022- se está desarrollando el proyecto “Estudio de la distribución, estima poblacional, hábitats de cría y amenazas de las poblaciones de halcón de Berbería (*Falco peregrinus pelegrinoides*) en las islas de La Gomera, Gran Canaria, Fuerteventura y Lanzarote”, promovido por la Consejería de Transición Ecológica, Lucha contra el Cambio Climático y Planificación Territorial del Gobierno de Canarias -cofinanciado por Programa Operativo Feder Canarias-. El objetivo principal es censar la población canaria y recabar información de sus amenazas, con el fin de elaborar documentos estratégicos para su conservación.

El Gobierno de Canarias desarrolla la estrategia para erradicación y uso del veneno ilegal del medio no urbano -1489 Orden, de 28 de marzo de 2014-. Para ello tiene suscrito un acuerdo con la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria por medio del Laboratorio de Toxicología del Departamento de Ciencias Clínicas para realizar los análisis e informes en caso de envenenamiento de fauna.

Por su parte, el Cabildo de Tenerife lleva a cabo un programa de vigilancia de los nidos más susceptibles de ser expoliados y que sufren mayor número de molestias en el sur de Tenerife.

El Grupo de Ornitología e Historia Natural de las islas Canarias (Gohnic) desarrolla varios estudios con financiación privada sobre los movimientos dispersivos y sobre la importancia de las palomas domésticas en la dieta, cuyos resultados ayudarán en el conocimiento y gestión de esta rapaz.



© CnOPhoto_Shutterstock

armas de fuego (Siverio y Concepción, 2004; Rodríguez *et al.*, 2009; Rodríguez *et al.*, 2010; Rodríguez y Siverio, 2019).

● **Expolios de nidos y captura de ejemplares para tenencia ilegal en cautividad**

Dado que la mayoría de las parejas se instala en acantilados de difícil acceso, este tipo de amenaza no debe afectar a un gran número de territorios. Sin embargo, sobre todo en las islas orientales, algunos nidos se sitúan en acantilados de pequeña entidad, lo que con seguridad influye en el riesgo de ser expoliados para abastecer al mercado negro de aves rapaces mantenidas en cautividad. En este sentido, se conocen casos que podrían ser puntuales de expolios de nidos con pollos, y probablemente con huevos, en Lanzarote desde hace ya varias décadas (Siverio y Concepción, 2004)(). En el sur de Tenerife, al menos tres territorios fueron expoliados sistemáticamente durante tres temporadas de cría -del 2016 al 2018- con el resultado de al menos doce pollos sustraídos y probablemente también algunos huevos (Rodríguez *et al.*, 2019; Rodríguez *et al.*, 2020). Además, hay que destacar que un número desconocido de ejemplares con capacidad de vuelo es capturado ilegalmente fuera de las zonas de cría. En este sentido, en diciembre de 2020 se comprobó *in situ* cómo una hembra juvenil de halcón tagarote fue capturada de manera ilícita por un particular en el norte de Tenerife (obs. pers.).

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Aprobación del correspondiente plan de recuperación de la especie en Canarias.
- ✔ Establecer el estatus genético de los halcones de Canarias. El escape de halcones exóticos supone un riesgo para el halcón tagarote, pues algunos ejemplares pueden formar parejas mixtas y tener descendencia. Por ello, es necesario cuantificar el grado de hibridación genética que posee la población reproductora de Canarias y estudiar el rol de los halcones escapados en la introgresión.
- ✔ Ampliación, mejora y actualización de la actual regulación sobre la tenencia de rapaces en cautividad en Canarias. Hoy día, la cetrería está regulada por el Decreto 328/2011, de 22 de diciembre, por el que se aprueba el Reglamento que regula la práctica de la cetrería como modalidad de caza en la Comunidad

Autónoma de Canarias. Este reglamento está relacionado con las competencias que dicta la Ley 7/1998, de 6 de julio, de Caza de Canarias y, en desarrollo de esta, con el Decreto 42/2003, de 7 de abril, por el que se aprueba el Reglamento de la Ley de Caza de Canarias. Las regulaciones contenidas en el Decreto 328/2011 solo atañen a una parte de todas las formas de tenencia de aves rapaces en cautividad, en concreto a las que competen a la caza. Quedan, por tanto, exenta de esta norma la tenencia de aves rapaces en núcleos zoológicos o por parte de particulares que no practiquen la actividad cinegética. Las modificaciones y mejoras del marco normativo deberían centrarse en incluir todos los tipos de tenencia de aves rapaces en cautividad -incluida la cetrería- y que se legisle de forma contundente para reducir el riesgo de escapes o la posterior hibridación de rapaces foráneas con las poblaciones nativas.

- ✔ Erradicación de halcones escapados de cautividad. Al margen de establecer normas adecuadas que eviten o dificulten nuevos escapes de halcones cautivos, es necesario retirar del medio natural aquellos individuos ya escapados. Deben aprovecharse para tal fin todos los recursos disponibles, empleando de forma preferente las técnicas de captura en vivo y, en última instancia, el abatimiento de estos individuos.

- ✔ Regulación y control de las actividades deportivas o de ocio en la naturaleza. Dado su auge, es imprescindible llevar a cabo un estricto control en enclaves que contengan territorios de cría de halcones tagarote, así como ampliar el marco normativo actual. Algunos puntos específicos que deberían ser contemplados en la futura regulación serían: 1) la identificación de todas las zonas donde se practiquen estas actividades -por ejemplo, escalada en todas sus modalidades: rápel, senderismo y parapente-; 2) determinar con rigurosidad la ocupación real o potencial del halcón tagarote en dichas zonas; 3) restringir, de acuerdo con lo anterior, el número de zonas donde dichas actividades sean permisibles.

- ✔ Reforzar o implementar los protocolos de vigilancia en los territorios que sean más susceptibles de padecer molestias relacionadas con las actividades deportivas y de ocio en la naturaleza, y de sufrir el expolio de huevos o pollos. Paralelamente, es necesario agilizar o dar curso a las sanciones impuestas a aquellas personas que no cumplan las normativas de aplicación.

- ✔ Campaña de educación ambiental. Dado el actual grado de desconocimiento e ideas erróneas sobre el valor ecológico de los halcones nativos que tiene la sociedad canaria y, en particular, algunos colectivos -por ejemplo, cazadores, colombófilos y escaladores-, es necesario llevar a cabo acciones efectivas de educación ambiental. Esto ayudará a evitar o mitigar los conflictos que se han creado entre los humanos y estas rapaces.

VULNERABLE
VU [B2b(ii, iii, v), c(ii, iii, iv); C1]
LIBRO ROJO

LAGÓPODO ALPINO

Lagopus muta

Perdiu blanca; Lagópodo cincento; Elur-eperra; Lagópode-cinzento; Rock ptarmigan; Lagopède alpin



Autores: **Sofia Morcelle, Luis Tirado, Juan Antonio Gil y Diego García-Ferré.**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2016)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	NT	LC	NA	VU	VU

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

El área distribución del lagópodo alpino en España se restringe a las zonas de carácter alpino y subalpino de la cordillera pirenaica limitadas al área axial del Pirineo, entre el macizo de Larra en Navarra (población marginal) y el Ripollés en Girona (Canut *et al*., 1987). La superficie potencial de la especie en Pirineos se ha estimado en 4.400 km², siendo el área potencial de toda la Península (entendiendo esta como el área potencial en función de sus características climáticas) unos 21.800 km² (Araújo *et al*., 2011). El porcentaje del área de ocupación en la vertiente sur respecto al total del área pirenaica es del 44,15 %, siendo la práctica totalidad de la frontera entre Francia y España, territorios comunes de la especie. Existen referencias de extinciones locales en puntos del Pirineo tanto francés como español (Brenot y Novoa, 2001; Parde y Bonaventure, 1991; Canut *et al*., 1987).

En el Pirineo central (Aragón) está presente en las comarcas de Jacetania, Alto Gállego, Sobrarbe y Ribagorza, desde el macizo de los Montes Malditos, en el valle del Noguera Ribagorzana, hasta el extremo occidental del macizo de Espelunga-Transveral y la Mesa de los Tres Reyes, en la cabecera del valle de Ansó. El límite

norte coincide con la línea fronteriza con Francia y el área más meridional corresponde al macizo de Cotiella. El área potencial de la especie en el Pirineo aragonés podría ocupar 918,5 km², pero se ha constatado su presencia en 337 km² (37 cuadriculas 10x10 km) (Gil, 2019). Su distribución en el territorio aragonés no es continua ya que existen núcleos poblacionales aislados en la parte occidental y meridional (Lorente *et al*., 1998; Gael *et al*., 2014). En Cataluña, su núcleo más importante se extiende por el Pirineo central, desde el valle de Arán hasta la Cerdanya; existiendo un núcleo separado por la fosa de la Cerdanya que está formado por las cumbres del Ripollés, conectadas por el lado francés con el Canigó (Parellada *et al*., 2004).

En altitud frecuenta zonas elevadas, normalmente por encima de los 2.200 metros en primavera, con un límite inferior a 1.900 metros en la vertiente atlántica norte de la Val d'Aran (Parellada *et al*., 2004). El rango de temperaturas de su distribución en la península ibérica varía entre -14,8°C y 28,5°C, y el de precipitaciones entre 754 mm y 1.310 mm anuales (Araújo *et al*., 2011).

En los Pirineos se encuentra ligada durante todo el año a hábitats abiertos de la alta montaña -pisos subalpino y alpino- de modo que los niveles altitudinales seleccionados por esta especie van aumentando de oeste a este conforme va decreciendo la influencia atlántica. En estas zonas de alta montaña ocupa praderas de plantas vivaces, pastizales de gramíneas, neveros, sustratos rocosos y landas arbustivas, que utiliza de refugio. Las exposiciones norte y oeste son especialmente seleccionadas por el lagópodo alpino durante todo el año, en caras con presencia casi permanente de nieve en invierno y principios de primavera, para lo cual han desarrollado un completo mimetismo con el medio durante todo el ciclo anual. No obstante, durante el periodo de invernada selecciona preferentemente zonas de valle más abrigadas y, por lo tanto, cotas menores.

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

En el anterior *Libro Rojo de las Aves de España,* se estableció una estima poblacional calculando la superficie ocupada por la especie y relacionándola con una densidad media obtenida en el Pirineo oriental. Para unas densidades estimadas entre 0,3 y 0,5 pp./100 ha calculadas para la zona potencial (en los sectores más favorables puede alcanzar los 3-4 machos/100 ha), los resultados arrojaron entonces cifras absolutas de entre 442-738 parejas para el conjunto peninsular (Canut *et al*., 2004). Utilizando otros métodos de censo de los machos realizados en primavera, se estimó que las densidades podrían ser mayores de 10,4 machos/100 ha (Gil, 2012). Esto podría suponer que se habría subestimado el tamaño poblacional total. Pero estudios posteriores con métodos de censo similares a los realizados actualmente en los Alpes y en el Pirineo francés con buenos resultados (Novoa y Aubry, 2018), han establecido que los datos sobre las densidades de machos no estarían tan subestimados, oscilando entre los 3-4 machos/100 ha (1,4-6,7).

Por otra parte, seguimientos más recientes llevados a cabo a través de una extrapolación de un número limitado de datos de campo provenientes de las tres comunidades autónomas, han calculado una población actual de entre 305-362 parejas (European Commission, 2018) entre 2007-2018, con una tendencia decreciente de la población española del -37,6 %.

Además, hay que tener en cuenta que no parece factible el contacto de esta población con otras poblacio-

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Berna: Apéndice III. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexos I, II y III.	Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011): VULNERABLE.

AUTONÓMICAS		
CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Aragón	VULNERABLE	Ninguno
Cataluña	No catalogado. Propuesta como VULNERABLE en el nuevo catálogo (pendiente de aprobación)	Ninguno
Navarra	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Ninguno

ESPACIOS DE INTERÉS

Espacios Naturales Protegidos: Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici, Parque Natural de l'Alt Pirineu, Parque Natural de les Capçaleres del Ter i del Freser, Parque Natural de Posets-Maladeta, Parque Natural Los Valles Occidentales, Parque Nacional de Ordesa.

Red Natura 2000: ES0000149-Posets-Madaleta, ES0000278-Viñamala, ES0000280-Cotiella-Sierra Ferrera, ES2410006-Bujaruelo - Garganta de los Navarros, ES2410013-Mazizo de Cotiella, ES2410029-Tendeñera, ES0000016-Santa María de Ascaso, ES0000483-Ezkaurre-Arrigorrieta, ES0000123-Larra-Aztaparreta, ES0000022-Aritzakun-Urritzate-Gorramendi, ES5130003-Alt Pallars, ES5130004-Baish Aran, ES5130005- Era Artiga de Lin - Eth Portilhon.

IBA: ES123- Belagua-Ansó-Hecho, ES125-Panticosa-Vignemale-Tendeñera, ES126-Ordesa-Bielsa, ES128-Posets-Maladeta, ES130-San Mauricio-Bohí-Beret, ES133-Art Pallars, ES136-Fresser-Setcases.

OTRAS MEDIDAS

- Reforzar las poblaciones de lagópodo alpino existentes. Se ha llevado a cabo (con resultados positivos) un experimento preliminar de translocación de individuos para mejorar la diversidad genética de las poblaciones del macizo Puigmal-Canigou, aisladas en el extremo oriental de la cadena pirenaica por el valle del Segre (Novoa *et al.*, 2013).

- Promover proyectos de cooperación transfronterizos como el llevado a cabo en el marco del Programa Operacional de Cooperación Territorial España-Francia-Andorra-Poctefa 2007-2013 y denominado Gallipyr *"Red Pirenaica de Galliformes de Montaña"* (http://www.gallipyr.eu/gallipyr-red-pirenaica-de-los-galliformes-de-montana?set_language=es).

nes europeas, ya que la más cercana estaría situada en los Alpes, y las aves tendrían que realizar vuelos directos de más de 350 km. De hecho, los últimos estudios científicos indican que el lagópodo alpino, tanto en los Alpes como en los Pirineos, raramente cruza valles de 10-12 km de ancho en vuelo directo, datos que han sido tomados a través de telemetría (Araújo *et al.*, 2011). También se ha podido comprobar que la población que ocupa la zona oriental pirenaica (Puigmal-Canigó) se encuentra aislada de la del núcleo axial pirenaico por el valle del rio Segre (Bech *et al.*, 2009).

Tal y como indican los modelos predictivos para esta especie en los Pirineos, resulta evidente el declive del área de ocupación, no siendo así para su distribución altitudinal (Novoa *et al.*, 2016). No obstante, según la información disponible, parece haber estabilidad de la población en áreas locales, con buena calidad del hábi-



© Feathercollector-Shutterstock

tat, pero existe una tendencia regresiva en áreas marginales (disminución de éxito reproductor y efectivos reproductores), donde se han producido extinciones locales. A largo plazo, la tendencia se considera fluctuante, típica tendencia interanual de tetraónidas. En Cataluña la especie parece estar en ligero ascenso a largo plazo (European Commission, 2018).

En conclusión, se puede establecer que, aunque no hay datos recientes y precisos con respecto al tamaño poblacional de todo el conjunto de la población española, esta en ningún caso superaría las 1.000 parejas reproductoras y presenta una tendencia decreciente, con una paulatina disminución de su área de distribución y de sus hábitats potenciales.

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se han aplicado las categorías de amenaza y los criterios UICN para el conjunto de la población reproductora española analizándola como una única unidad regional.

Teniendo en cuenta la reducción del área de ocupación de las poblaciones de lagópodo alpino observadas durante los últimos 18 años, superior al necesario para el transcurso de tres generaciones de la especie, la población española con los criterios para ser catalogada como "Vulnerable", de acuerdo con los criterios B2 y C1.

Criterio B2

El área de ocupación actual de la especie no supera los 2.000 km² (Canut *et al*., 2004; Gil, 2012), por lo que cumpliría el criterio para estar catalogada como "Vulnerable" de acuerdo con su distribución geográfica.

(b) A su vez se ha estimado una disminución de su área de ocupación (ii), de la calidad del hábitat (iii) y del número de individuos maduros (v), de acuerdo con los modelos predictivos para esta especie en los Pirineos (Huntley *et al*., 2007; Araújo *et al*., 2011).

(c) Estos modelos predictivos también indican una disminución continua del porcentaje de individuos en una sola subpoblación, especialmente en las áreas más marginales donde se han producido extinciones en el pasado y muestran que los niveles de solapamiento entre el área potencial actual con el área potencial futura serían de entre un 34-52 % para el periodo 2041-2070 y de entre 0-39 % en el periodo 2071-2100 (Huntley *et al*., 2007; Araújo *et al*., 2011), por lo que se producirían fluctuaciones extremas del área de ocupación (ii), del número de subpoblaciones (iii) y del número de individuos (iv), que harían peligrar la viabilidad futura de la población española.

Criterio C1

Aunque no existen estimaciones recientes del número de ejemplares maduros de esta especie (Canut *et al*., 2004; Gil, 2012), en ningún caso los últimos cálculos del tamaño poblacional para el Pirineo español superarían los 10.000 individuos maduros que marca el criterio C de la UICN para catalogar una especie dentro de la categoría de "Vulnerable". A su vez, bajo el escenario de cambio climático futuro se espera un impacto severo en el área de distribución y en los hábitats de esta especie, que provoquen una disminución de la población de al menos del 10 % en las próximas tres generaciones (generación vital de 4,2 años para esta especie). Los modelos predictivos desarrollados para establecer las posibles contracciones en su distribución futura establecen que la distribución potencial actual se podría contraer hasta en un 100 %, en los peores escenarios climáticos, para el periodo entre 2041-2070, pudiendo llegar a desaparecer (Araújo *et al*., 2011).

AMENAZAS

- **Desarrollo de áreas recreativas y turismo activo**

Los proyectos conectados con el turismo de montaña como, por ejemplo, la apertura de nuevas pistas de esquí, así como los deportes de aventura o invierno (helibike, heliesquí, motos de nieve, travesías, raquetas de nieve, etc.) provocan graves molestias a esta especie, afectando especialmente a su metabolismo energético, en detrimento de sus defensas inmunitarias y al aumen-

to de los niveles de parásitos (Belleau, 2012). También incrementan el acceso de un número mayor de predadores generalistas (zorros o córvidos) además de alterar irreversiblemente su hábitat (Ménoni y Magnani, 1998; Storch, 2013). Estas molestias pueden, por otro lado, generar impactos indirectos por la colisión de las aves con tendidos eléctricos y remontes (Bech *et al*., 2012).

Molestias e intrusión humana

La cada vez más habitual frecuentación humana de crestas y cimas pirenaicas por excursionistas provoca serias perturbaciones a esta especie, incrementando el estrés y causando el abandono de puestas y la mortalidad de pollos (Brenot y Novoa, 2001). La proximidad a caminos existentes, o la apertura de nuevos viales y, por tanto, las correspondientes molestias debido al paso de humanos o vehículos, puede incrementar el número medio de recesos diarios que hace la hembra durante la incubación (Novoa *et al*., 2003). Como consecuencia, se produce un escaso éxito reproductor y una baja tasa de reclutamiento de ejemplares, que podría incurrir en una de las mayores causas del declive de las poblaciones de lagópodo alpino.

Cambio climático

El incremento de las temperaturas como resultado de las repercusiones del cambio climático podría afectar a su distribución futura. Algunos trabajos indican que bajo escenarios climáticos disponibles para la cordillera Pirenaica durante el periodo 2070-2099, la reducción de la distribución esperable de la especie sería del 100 % (Huntley *et al*., 2007). Otros estudios indican igualmente impactos elevados en su distribución potencial (Araújo *et al*., 2011).

En las próximas décadas, de acuerdo con las previsiones de cambio climático, son esperables a nivel global cambios en las condiciones climáticas (disponibilidad de nieve en niveles altitudinales mayores, cambios en los periodos de nevadas, etc.) que podrían afectar a la capacidad de supervivencia de la especie, incluyendo modificaciones en la distribución en el espacio, así como alteraciones en el éxito reproductor. Estudios científicos llevados a cabo en el Pirineo oriental sugieren que el lagópodo alpino obtiene unos niveles de éxito mayores en años en los que la fusión de las nieves se produce antes, ya que las hembras son capaces de obtener mayor calidad de recursos alimenticios. Por el contrario, esta especie se vería afectada en años con nieves tardías, debido al bajo contenido en proteína de los recursos alimenticios disponibles en el periodo de incubación (García-González *et al*., 2016). Es necesaria una continua investigación, no obstante, los factores del cambio climático, con potenciales alteraciones del periodo de nevadas, podrían, por lo tanto, influir en el éxito reproductor de esta especie a largo plazo. Finalmente, la predación natural debido a la asincronía entre la muda y la permanencia de nieve (debido a los factores del cambio climático) puede incrementar su vulnerabilidad ante la detección visual por parte de los depredadores (Canut *et al*., 2003).

Inacción de las Administraciones públicas

La falta de financiación de estudios científicos a través de fondos públicos con el objeto de conocer y actualizar la información actualmente disponible sobre tendencia poblacional y tamaño de la especie, y la no aplicación de medidas específicas para su protección, como pueden ser la aprobación y ejecución de planes de recuperación o de conservación, son factores indirectos que evidentemente afectan a la viabilidad futura

de las poblaciones de lagópodo alpino. Sería necesario establecer líneas de financiación que permitan desarrollar estudios para conocer con mayor precisión la influencia de las actividades humanas y del cambio climático sobre la especie. Y aunque se han realizado censos periódicos en primavera y verano de forma coordinada y aplicando metodologías comunes a ambas vertientes Pirenaicas, es necesario que estos censos se hagan sobre toda la población. Existe regulación sobre las pruebas deportivas que se realizan o afectan a las zonas alpinas con presencia de la especie, pero esta debería ser más restrictiva y aplicable en toda su área de distribución.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

✔ Aprobación de una estrategia nacional de conservación (Martí y del Moral, 2003) así como de planes de conservación en las comunidades autónomas donde está presente: Navarra, Cataluña y Aragón, cuyas principales directrices fueran (Canut *et al*., 2004):

- Seguimiento poblacional, como indicador ambiental (endemismo taxonómico) del cambio climático. Para ello es necesario realizar censos de primavera para el conteo directo de machos cantores durante la época de celo (Marty y Mossoll, 2011) o batidas a pie y con perro para conocer el éxito reproductor (número total de pollos/número total absoluto de hembras observadas) (Novoa *et al*., 2011).

- Protección de zonas de alta densidad, así como de los corredores, que actuarán como fuente de excedentes (en caso de que se produzcan).

- Regulación y seguimiento de actividades deportivas y turísticas en áreas sensibles, especialmente durante el período invernal.

- Freno a la construcción de nuevos complejos deportivos de esquí alpino.

✔ Adecuación de las infraestructuras que causan mortalidad (medidas anticolisión en remontes de esquí y tendidos eléctricos).

✔ Control de residuos orgánicos en centros invernales para evitar el incremento de la presencia de predadores oportunistas como zorros y córvidos, principalmente.

✔ Campañas de divulgación y sensibilización ambiental sobre la importancia biológica y patrimonial de una especie ártica en un país mediterráneo.

VULNERABLE
VU [D1; D2]

MOCHUELO BOREAL

Aegolius funereus

Mussol pirinenc; Moucho boreal; Hontz boreala; Mocho-funéreo; Boreal owl; Nyctale de Tengmalm



Autores: **Sofia Morcelle, Luis Tirado, Luis Lorente Villanueva y Diego García-Ferré**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2016)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	NE	VU	VU

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

La distribución actual del mochuelo boreal en la península ibérica abarca el Pirineo axial y el Prepirineo, aunque no hay que descartar posibles poblaciones en la cordillera Cantábrica, donde no parece que se hayan realizado seguimientos específicos de la especie. Hasta el momento se ha citado en las provincias de Barcelona, Girona, Lleida y Huesca -la mayor parte de la población se encuentra en los valles orientales, con una localidad en el valle de Hecho del Pirineo occidental- (Lorente *et al.*, 1990), además de en Navarra.

El área potencial de la especie en la península Ibérica se ha calculado como entre 11.927 km² -incluyendo únicamente la cordillera pirenaica- y 32.600 km², pero se ha constatado su presencia en tan solo 4.600 km² -un uno por ciento del territorio potencial- (Araújo *et al.*, 2011). La mayoría de los territorios de mochuelo boreal en el territorio pirenaico se encuentran localizados donde la temperatura máxima en el mes de julio no sobrepasa los 17°C, lo que sugiere que el aumento de las temperaturas debido al cambio climático podría tener un efecto negativo sobre la distribución de esta población (López *et al.*, 2010). Bajo los escenarios climáticos disponibles para

el siglo XXI, se esperan impactos elevados en la distribución potencial del mochuelo boreal. Algunos trabajos indican que bajo escenarios climáticos disponibles para la cordillera pirenaica durante el periodo 2071-2100, la reducción de la distribución esperable de la especie sería del 100 % (Araújo *et al*., 2011).

El hábitat idóneo del mochuelo boreal incluye exclusivamente bosques de coníferas de montaña, con pino negro (*Pinus uncinata*), abeto blanco (*Abies alba*) y, a menor altitud, con pino silvestre (*Pinus sylvestris*). En las zonas altas del Pirineo mantiene su preferencia por las coníferas y ocupa, principalmente, bosques subalpinos de pino negro, situados entre 1.700 y 2.300 metros de altitud. En altitudes inferiores -sobre todo en el valle de Arán- puede aparecer en bosques caducifolios y mixtos, aunque siempre por encima de los 800 metros. La especie selecciona masas forestales maduras, abiertas, con regeneración y claros de bosque, con abundancia de madera muerta y poco sotobosque (Dalmau y Mariné, 2004).

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

A la hora de establecer las tendencias en la evolución de la población del mochuelo boreal en la vertiente sur pirenaica, la falta de información siempre ha sido una constante. Desde principios de la década de los ochenta hasta el año 1990 las prospecciones sobre su presencia son más bien escasas (Alamany, 1988; 1989; Prodon *et al*., 1990) y auguran unas estimaciones poblacionales para todo el Pirineo que se han mostrado actualmente como poco realistas. A partir de finales de los noventa, las prospecciones se intensifican y el número de territorios conocidos en España se dispara. Este hecho no puede ser considerado, no obstante, como una tendencia poblacional positiva ni como un efecto de colonización por parte de la especie en el Pirineo. Se trata más bien de una intensificación del esfuerzo y de un mayor conocimiento de la especie por parte de los ornitólogos que trabajan en el Pirineo (Badosa *et al*., 2012).

La prospección específica del mochuelo boreal en Cataluña ha sido muy intensa entre los años 2000 y 2018, y ha demostrado un ligero descenso a nivel de distribución territorial. No obstante, los datos para esta especie sobre el mismo periodo indican una estabilidad poblacional, donde los últimos datos disponibles parecen indicar que su tamaño poblacional en Cataluña es de 150 territorios (European Commission, 2018).

En Aragón -Pirineo oscense- se conocían siete localidades en 1998 y se estimaron 10 territorios (Lorente *et al*., 1998). En 2002 se estima que el número total de territorios es de 14 (Marine *et al*., 2004). En 2004 se localizan 23 territorios en los macizos de Turbón y Cotiella -Huesca- (Lorente *et al*., 2007) y en 2012 se estimaron 34 territorios (Gil *et al*., 2012). En 2013 se localizaron 18 pruebas directas de nidificación de mochuelo boreal efectuadas en Aragón y se cuantificaron 43 puntos de canto de machos territoriales distribuidos en 17 cuadrículas UTM 10x10. Casi todos los machos territoriales se localizaron en la mitad oriental del Pirineo aragonés (Lorente, 2013). Esto se debe a un mayor esfuerzo de prospección y por la presencia una mayor disponibilidad de hábitats apropiados. Se observa cierta agregación de puntos de canto de cuatro o cinco machos en tres cuadrículas, lo que estaría relacionado con la disponibilidad de una mayor superficie de hábitat óptimo

En Navarra el esfuerzo de las prospecciones no ha sido el mismo -aunque la disponibilidad de hábitat favorable no parece tan grande como en Cataluña y Aragón-, donde

solamente se han encontrado ejemplares en pinares de pino negro del macizo de Larra. En Navarra recientemente se ha estimado una población aproximada de nueve parejas (Ibáñez *et al*., 2020). No obstante, desde las fechas anteriormente indicadas no se han llevado a cabo nuevos seguimientos y por tanto se desconoce la población actual de la especie en estos territorios.

Se estima que en todo el ámbito pirenaico hoy en día hay unos 360 territorios conocidos (Camprodón *et al*., 2020). Otras estimaciones a escala pirenaica hablan de entre 500 y 600 territorios (Prodon *et al*., 1990; Mariné y Dalmau, 2000). Dentro del contexto estatal del conjunto de los territorios pirenaicos, unos 200 corresponderían a parejas reproductoras españolas.

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se han aplicado las categorías de amenaza y sus criterios UICN para el conjunto de la población reproductora española analizándola como una unidad regional única.

Teniendo en cuenta que el número de individuos maduros continúa siendo en la actualidad menor a 1.000 individuos en España, la población española de mochuelo boreal cumpliría con los criterios para ser catalogada como “Vulnerable”, de acuerdo con el Criterio D.

Criterio D1

La evolución del tamaño de la población española -ha de tenerse en cuenta que únicamente Cataluña presenta un seguimiento continuado de la especie- se considera estable para el periodo 2000-2018, pero por debajo de los 1.000 individuos maduros, por lo que calificaría como “Vulnerable”.

Criterio D2

Bajo los escenarios climáticos disponibles para el siglo XXI, se esperan impactos elevados en la distribución potencial del mochuelo boreal. Algunos modelos indican que bajo escenarios climáticos disponibles para la cordillera pirenaica durante el periodo de 2071 a 2100, la reducción de la distribución esperable de la especie sería del 100 % (Araújo *et al*., 2011), lo que podría producir la extinción de la especie en un periodo de tiempo muy corto, por lo que su área de ocupación se podría ver afectada y provocar que el taxón elevara su categoría de amenaza.

AMENAZAS

● Aprovechamientos madereros

Uno de los principales problemas de conservación del mochuelo boreal, tiene que ver con el desconocimiento de la presencia de esta especie en ciertos lugares, hasta tiempos muy recientes. Basándose en criterios de productividad, la selección de los aprovechamientos forestales ha incidido sobre los árboles más longevos, que son específicamente los más usados por el mochuelo boreal pues presentan mejores huecos o cavidades, esenciales para su reproducción. Los aprovechamientos forestales dificultan igualmente la capacidad del mochuelo boreal para una búsqueda de alimento efectiva (López *et al*., 2010).

A la falta de planificación de las explotaciones forestales donde hay poblaciones de mochuelo boreal se une el hecho de las molestias que se pueden producir durante los trabajos forestales, causadas generalmente por un exceso de frecuentación de personas, ruidos y por la



© Arnau Soler - Shutterstock

construcción de infraestructuras de acceso para las máquinas. El acceso motorizado a pistas y caminos que permiten penetrar hasta lugares que antes eran inaccesibles, agravan este problema. Esta amenaza es especialmente preocupante cuando se produce durante la época de cría o en los lugares importantes para la reproducción de la especie (Camprodón *et al*., 2020).

● Competencia interespecífica y falta de lugares de nidificación

La baja disponibilidad de cavidades, debido a aprovechamientos forestales anteriores, es un factor primordial de cara a la conservación de la especie en el Pirineo. El mochuelo boreal que acostumbra a ocupar una cavidad distinta cada año, para evitar la depredación -sobre todo por parte de la marta (*Martes martes*) y la garduña (*Martes foina*)- (Korpimäki, 1981; Sonerud, 1985), aunque el cárabo común (*Strix aluco*) representa también un depredador ocasional (López *et al*., 2010). La ocupación de una misma cavidad en años consecutivos incrementa el riesgo de depredación, generalmente de los pollos y rara vez de los adultos (Sonerud, 1985). La tasa de depredación en Cataluña -la población mejor estudiada en el ámbito español- es muy elevada, rondando en ocasiones el 70 % (Mariné y Dalmau, 2001; Dalmau *et al*., 2001).

Otra amenaza palpable se encuentra directamente relacionada con el hecho de que el mochuelo boreal se encuentra en la península ibérica en el extremo meridional

de su área de distribución paleártica. Esta especie está adaptada a un clima extremo, razón por la cual padece un cierto estrés fisiológico asociado a las altas temperaturas estivales (Hayward *et al*., 1993). Esta querencia por los ambientes más fríos provoca que, en la vertiente sur del Pirineo, se asocie a los bosques situados a mayor altitud, donde las pendientes pronunciadas y la abundante innivación invernal no favorecen estructuras de porte arbóreo seleccionadas por el picamaderos negro (*Dryocopus martius*) para construir sus nidos. Por tanto, las cavidades más abundantes en el dominio de distribución de la especie corresponden a especies de pícidos de menor talla. Las reducidas dimensiones de estas cavidades parecen tener repercusiones negativas en la productividad de la especie (Dalmau *et al*., 2001).

Cambio climático

La mayoría de los territorios de mochuelo boreal en la región pirenaica se encuentran localizados donde la temperatura máxima en julio no sobrepasa los 17°C, lo que sugiere que el aumento de las temperaturas debido al cambio climático es susceptible de tener un efecto negativo sobre la distribución de esta población (López *et al*., 2010).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Berna: Apéndice II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I.	Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011): VULNERABLE.

AUTONÓMICAS		
CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Aragón	No catalogado	Ninguno
Cataluña	No catalogado Propuesta como VULNERABLE en el nuevo catálogo (pendiente de aprobación)	Ninguno
Navarra	SENSIBLE A LA ALTERACIÓN DE SU HÁBITAT	Ninguno

ESPACIOS PROTEGIDOS DE INTERÉS

Espacios Naturales Protegidos: Parque Nacional de Ordesa.y Monte Perdido, Parc Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici, Parc Natural de l'Alt Pirineu, Parc Natural del Cadí-Moixeró, Parc Natural de les Capçaleres del Ter i del Freser, Parque Natural Posets-Maladeta, Parque Natural Los Valles Occidentales, Paisaje Protegido de San Juan de la Peña y Monte Oroel.

Red Natura 2000: ES0000137 - Los Valles, ES0000149 - Posets - Maladeta, ES2410053 - Chistau, ES2410054 - Sierra Ferrera, ES2410056 - Sierra de Chía - Congosto de Seira, ES0000278 - Viñamala, ES0000280 - Cotiella - Sierra Ferrera, ES2410013 - Macizo de Cotiella, ES2410029 - Tendeñera, ES0000016 - Ordesa y Monte Perdido, ES0000123 - Larra-Aztaparreta, ES0000022 - Aigüestortes, ES5130003 - Alt Pallars, ES5130004 - Baish Aran, ES5130005 - Era Artiga de Lin - Eth Portilhon.

IBA: ES123 - Belagua - Ansó - Hecho, ES128 - Posets - La Maladeta, ES130 - Sant Maurici - Boí - Val D"aran, ES133 - Alt Pallars, ES135 - Serra Del Cadí, ES136 - Freser - Setcases.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

✔ Una de las medidas de conservación más efectivas -llevada a cabo en Cataluña- es el control directo de los aprovechamientos forestales en los territorios ocupados por mochuelo boreal. Esta medida se aplica de común acuerdo entre los técnicos de fauna y los ingenieros forestales que, en el momento de marcar los árboles para su posterior tala, señalan los que deben mantenerse intactos -generalmente, árboles con cavidades, pies secos con porte idóneo para los pícidos, tocones, así como aquellos árboles en torno a 50 metros de un área de nidificación conocida de la especie, etc.- (Mariné y Dalmau, 2000, Camprodón *et al*., 2020). En todos los casos en los que se han aplicado estas medidas los resultados han sido óptimos, con el mantenimiento de los territorios y la reproducción exitosa en los años posteriores a los aprovechamientos. En este sentido, cabe destacar la importancia de la intensidad de prospección de esta especie en los últimos años, aunque esta sigue siendo insuficiente en algunas comunidades autónomas como Aragón o Navarra.

✔ La gestión forestal ha de incluir igualmente una serie de medidas necesarias para el mantenimiento y potenciación de un paisaje en mosaico que combine bosques -estructura de fustal alto-, pastizales manchados de arbustos y canchales (Camprodón *et al*., 2020).

✔ Otra de las medidas recomendadas incluye la regulación de actividades, en el perímetro de 50 metros en torno a las zonas de cría de mochuelo boreal conocidas, durante el periodo reproductor de la especie -última semana febrero a la primera semana agosto-. Estas actividades incluyen aprovechamientos forestales, acceso motorizado por las pistas y caminos sin servidumbre de paso que penetren en los lugares de reproducción, actividades de senderismo, etc. La supervisión desde abril a principios de junio de los nidos ocupados permite anticipar cuando volarán los pollos y poder adecuar la planificación de los trabajos (Camprodón *et al*., 2020).

✔ Por otro lado, reservar un elenco de árboles de futuro distribuidos de manera homogénea por el bosque -árboles con cavidades completas de pícidos, tocones como estructura de cazadero, anillado de pies de porte recto, etc.- puede asegurar la rotación anual de cría a corto y medio plazo. Para esta labor es esencial saber cómo identificar los árboles importantes por sus microhábitats y el marcaje de los mismos a cortar o reservar (Camprodón *et al*., 2020).

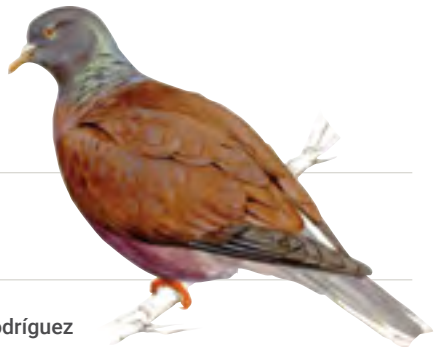
✔ Finalmente, la instalación de cajas nido para mochuelo boreal con medidas antidepredación (Camprodón *et al*., 2020), en aquellos territorios ocupados por la especie en los que la densidad de cavidades es baja, ha demostrado ser igualmente una técnica exitosa. El uso de cajas nido ofrece además una mayor protección del mochuelo boreal frente a los depredadores (López *et al*., 2010). La elevada tasa de depredación que padece la especie se puede combatir mediante la instalación de protecciones metálicas en los nidales ocupados. Los últimos resultados científicos indican igualmente la importancia de la altura y orientación de las cajas nido -más de cuatro metros de altura y orientación sur- así como su tipología -material, espacio interior, diámetro orificio de entrada-, siendo ambas claves para obtener mejores resultados de ocupación. La ocupación exitosa de las los nidales demuestra la importancia de este tipo de medidas para la conservación de la especie en el Pirineo (Mariné *et al*., 2002).

VULNERABLE
VU [B2ab(iii)]

PALOMA RABICHE

Columba junoniae

Colom canari cuablanc; Pombo rabil; Ereinotz-usoa; Pombo-rabil; Laurel Pigeon; Pigeon des lauriers



Autor: **Javier Romero Rodríguez**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2018)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
NT	NT	NT	NE	EN	VU

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

Endémica de las islas Canarias, ocupa actualmente las islas de La Palma, El Hierro, La Gomera, Tenerife y Gran Canaria. En esta última isla ha sido recientemente reintroducida con éxito (Martín *et al*., 2020), mientras que sigue extinta en Fuerteventura y Lanzarote (Martín *et al*., 2013). Abunda en reductos de bosques termófilos húmedos y su ecotono con el monteverde (Nogales *et al*., 2009), donde el barbusano domina como elemento estructurante de la vegetación. Ocupa escarpes y barrancos en cotas medias y bajas del monteverde, y tiende a escasear en zonas llanas y bien conservadas de monteverde húmedo donde predomina la paloma turqué (*Columba bollii*). También habita en pinares húmedos donde entre los pinos canarios se intercalan árboles del monteverde como acebiños, fayas y brezos (Martín *et al*., 2000). La práctica totalidad de su distribución se encuentra en la vertiente norte de las islas, entre los 50 y los 1.600 m de altitud, si el estado de conservación de la vegetación lo permite. Son excepcionales las localidades situadas en la vertiente sur, ubicadas siempre en barrancos o laderas con orientación norte-noreste donde la vegetación más húmeda se desarrolla gracias a la incidencia directa de los vientos alisios.

Tiene especial predilección por zonas con relieve muy accidentado para criar, donde aprovecha las cuevas y repisas naturales para construir un rudimentario nido sobre el suelo protegido por la vegetación circundante.

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

Aunque no existen evidencias directas de su abundancia en el pasado, la enorme destrucción de los bosques termófilos -su hábitat principal- tras la conquista del archipiélago permite inferir una drástica reducción de sus poblaciones en todas las islas canarias. Esto, unido a su persecución directa como pieza de caza y a la llegada al archipiélago de las ratas, muy probablemente provocó su extinción en Gran Canaria, Fuerteventura y Lanzarote (Martín *et al*., 2013). No existe un censo actualizado para la especie, pero se ha observado un aumento de su distribución debido: 1) a la recuperación natural de su hábitat tras el abandono de áreas de cultivo de subsistencia, ganadería extensiva y aprovechamientos forestales; 2) a la prohibición de su caza y al abandono del furtivismo; y 3) a su reintroducción exitosa y expansión en la isla de Gran Canaria (Martín *et al*., 2020). De abarcar 196 cuadrículas UTM 1 x 1 km a mediados de la década de 1980 (Emmerson, 1985), pasó a ocupar 455 a finales de la década de 1990 tras un mayor esfuerzo de muestreo (Martín y Lorenzo, 2001), y actualmente se estima que su área de ocupación ha crecido hasta las 630 cuadrículas. Pese a esta tendencia general, es preocupante su aparente disminución en La Gomera, concretamente en el Parque Nacional de Garajonay y su entorno, donde ha descendido un 24 % con respecto a 1999 (SEO/BirdLife, 2019). Por otro lado, su población en El Hierro es extremadamente reducida. De hecho, en esta isla no se ha podido constatar aún su nidificación.

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se han aplicado las categorías de amenaza y sus criterios UICN para el conjunto de la población reproductora española analizándola como una única unidad al tratarse de una especie endémica de las islas Canarias.

Teniendo en cuenta el aumento de la distribución observado durante el periodo 2000-2020, superior al necesario para el transcurso de tres generaciones de la especie o durante diez años, la paloma rabiche cumpliría con los criterios para ser catalogada como “Vulnerable” de acuerdo al criterio B2 (B2a y B2b(iii)). No obstante, se discute el criterio B1 al entender que existe un interés en conocer las causas de su no aplicación. Esto supone una rebaja en su categoría de amenaza, ya que en la anterior edición del *Libro Rojo de Aves de España* aparece catalogada como “En Peligro” (Hernández, 2004).

Criterio B1

Aunque los valores de extensión de presencia -904,6 km²- se sitúan en el umbral establecido para considerar a la paloma rabiche como “En Peligro” (< 5.000 km²), estos datos hay que valorarlos en el contexto insular del archipiélago canario, donde las distribuciones son intrínsecamente reducidas. Además, en hábitats tan fragmentados como los insulares parecen poco aplicables los umbrales establecidos por la UICN para el criterio de extensión de presencia, al no diferenciarse dicha medida del área de ocupación, ya que en estos casos el hábitat disponible está rodeado por una matriz de hábitat no adecuado: el mar. Por ello, parece razonable optar por un criterio de amenaza menos restrictivo y fiable para la especie.

Criterio B2

Se estima un incremento del área de ocupación de la paloma rabiche desde las 455 cuadrículas UTM 1 x 1 (Martín y Lorenzo, 2001) a las 630 cuadrículas actuales. Este aumento producido en un periodo de 20 años permite ubicar a la especie en el grado de amenaza de “Vulnerable” bajo este criterio (< 2.000 km²).



© Domingo Trujillo

(a) Las poblaciones de paloma rabiche se encuentran severamente fragmentadas, tanto de forma natural al tratarse de islas, como por la destrucción y alteración de su hábitat. La aparente continuidad de su área de ocupación en El Hierro, La Palma y La Gomera responde a la ocupación de hábitats sub-óptimos como el monteverde y el pinar, mientas que su hábitat principal -los bosques termófilos- ha desaparecido o se reduce a pequeños reductos aislados.

(b) Parte de su hábitat se está recuperando de forma espontánea debido al abandono progresivo de actividades tradicionales como la agricultura de subsistencia, la ganadería extensiva y los aprovechamientos forestales. Sin embargo, grandes áreas potenciales de bosques termófilos y monteverde siguen desapareciendo de forma irreversible debido a la construcción de nuevos asentamientos humanos y vías de comunicación asociadas. Por otro lado, el ganado asilvestrado está afectando gravemente a este proceso de recuperación espontánea del hábitat en ciertas zonas, comprometiendo una futura expansión de la especie. Así, se considera que cumple con el criterio de amenaza *(b) (iii)*, que alude a una disminución continua de la calidad del hábitat.

AMENAZAS

Pérdida y fragmentación del hábitat

El principal factor de su declive en el pasado fue la pérdida y transformación del hábitat, dado que la distribución de los bosques termófilos en las medianías de las islas coincide con los lugares preferidos para los asentamientos humanos hasta la llegada del turismo a Canarias. Estos bosques de acebuches, barbusanos, lentiscos, dragos, sabinas y palmeras fueron talados, quemados y sobreexplotados para ser sustituidos por asentamientos humanos, cultivos y zonas de pastoreo, dejando relegada a la paloma rabiche a hábitats subóptimos como el monteverde, los pinares húmedos o reductos de bosque termófilo entre cultivos (Martín *et al*., 2000). Aunque este proceso de destrucción ha cesado en gran medida, en la actualidad los bosques termófilos sólo ocupan un 10,3 % de su superficie original (Del Arco *et al*., 2010), y su extremada fragmentación limita la conectividad y recuperación de las poblaciones de paloma rabiche. Las zonas de ecotono entre bosque termófilo y monteverde, también de gran importancia para esta paloma, se encuentran en una situación similar. La urbanización creciente y descontrolada de zonas rurales en el norte de las islas supone una grave amenaza para estos hábitats fragmentados y un impedimento irreversible para su recuperación. El aumento en la frecuencia o virulencia de los incendios forestales también supone una causa muy preocupante de pérdida de hábitat, como demostró el grave incendio acontecido en La Gomera en el año 2012 que ha causado la desaparición de esta especie en las zonas quemadas del límite sur del Parque Nacional de Garajonay (SEO/BirdLife, 2019).

Depredadores introducidos

Al construir su nido directamente sobre el sustrato, la paloma rabiche se ve especialmente afectada por la depredación por ratas, un depredador exótico invasor ampliamente extendido en ecosistemas naturales canarios. Como ejemplo, la depredación por ratas supuso la pérdida del 73 % de las 22 puestas de esta ave controladas por los investigadores en Tenerife (Hernández *et al*., 1999). A este porcentaje habría que sumarle las muertes que causan las ratas a pollos e incluso palomas adultas que estén incubando. Otras amenazas emergentes en este sentido son la naturalización de ejemplares de hurón en zonas de importancia para la paloma rabiche en La Palma y La Gomera (Medina y Martín, 2009), y la imparable expansión de la culebra real de California en la isla de Gran Canaria (Cabrera-Pérez *et al*., 2012).

Alteración del hábitat

Los reductos de bosques termófilos y bordes de monteverde, al estar cercanos a cultivos y zonas con una alta presión antrópica, se ven afectados habitualmente por alteraciones del hábitat como talas ilegales y abandono de basuras que se convierten en focos de depredadores –como ratas y gatos-. La presión sobre la vegetación ejercida por el ganado asilvestrado -cabras y ovejas- a través del ramoneo y el pisoteo, altera considerablemente el hábitat de la paloma rabiche en ciertas zonas. Además, de forma indirecta esta erosión del terreno y apertura de la vegetación facilita el acceso de depredadores introducidos a los enclaves de cría, donde la presencia de este ganado asilvestrado también genera molestias. Otra causa de alteración del hábitat es la eliminación de fuentes o cursos de aguas superficiales

con fines agrícolas, recursos de gran importancia para la paloma rabiche en verano y periodos de sequía.

Molestias antrópicas

El creciente interés de la ciudadanía por realizar actividades de ocio o deportivas en el medio natural supone una fuente de molestias para la paloma rabiche, limitando el uso de ciertos territorios presumiblemente óptimos para su asentamiento. Dada su naturaleza extremadamente huidiza, esta especie es especialmente sensible a las molestias, y el tránsito de vehículos por pistas forestales como bicis de montaña, quads y motos podría generar un gran impacto en zonas de cría durante el periodo principal de reproducción -de febrero a julio-. Asimismo, la apertura de caminos y el aumento de afluencia de personas en hábitats especialmente sensibles, como los fondos de barrancos no transitados, podría incrementar de forma preocupante estas molestias.

Envenenamientos

La cercanía y frecuente visita de la paloma rabiche a zonas de cultivo la exponen a la ingesta de rodenticidas -grano envenenado- empleados de forma inadecuada y negligente para el control de roedores. Con mucha frecuencia estas sustancias tóxicas no se disponen en el interior de muros o portacebos, y las ratas al romper los paquetes dejan el veneno accesible a todo tipo de animales. Estas bolsas de grano envenado, concebidas para el control de roedores en espacios cerrados se

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Berna: Anexo II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I. Action Plan for the White-Tailed Laurel Pigeon (Columba junoniae) (González, 1995)	Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011): VULNERABLE.

AUTONÓMICAS		
CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Canarias	VULNERABLE	Programa de reintroducción en la isla de Gran Canaria: cría en cautividad, liberaciones “soft-release”, alimentación suplementaria. SIN PLAN DE CONSERVACIÓN APROBADO.

ESPACIOS DE INTERÉS

Barrancos del Agua, Nogales y La Galga (La Palma), cuencas de Liria y El Cedro (La Gomera), Monte del Agua y Macizo de Tigaiga (Tenerife), cuencas de La Virgen y Los Tilos (Gran Canaria).

pueden adquirir con facilidad en Canarias, e incluso son suministradas por las propias Administraciones públicas sin ningún tipo de información para su correcto uso, siendo frecuente encontrarlas esparcidas indiscriminadamente en el medio natural.

● **Caza ilegal**

Aunque en menor medida que en el pasado y difícil de evaluar, la caza ilegal supone una amenaza para la paloma rabiche. Ocasionalmente se abaten algunos ejemplares en bebederos y zonas de alimentación.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

✔ Revisar la catalogación de la UICN para la especie a escala global, actualmente catalogada como "Casi Amenazada" (NT), para catalogarla como "vulnerable" de acuerdo a los criterios expuestos en esta obra. Con esta revisión se armonizaría el grado de amenaza considerado a escala global, nacional y regional para esta especie endémica de las islas Canarias.

✔ Elaboración y aprobación del preceptivo plan de conservación de la especie en Canarias.

✔ Desarrollo de medidas específicas para la restauración y conexión del hábitat como la reforestación o protección de zonas de bosques termófilos ya existente o que está en proceso de regeneración natural, fomentando la creación de corredores ecológicos para la especie.

✔ Erradicación o control del ganado asilvestrado en zonas de importancia para la especie, junto con los depredadores introducidos emergentes como el hurón y la culebra real de California, con especial atención a las zonas de cría de la paloma rabiche.

✔ Recuperación de bebederos y corrientes superficiales de agua en zonas de interés para la especie.

✔ Aumento de efectivos en el cuerpo de Agentes de Medio Ambiente para mejorar el control de ciertas actividades impactantes para la especie como la caza ilegal, el abandono de basuras, las molestias antrópicas durante el periodo de cría, los incendios o el uso indiscriminado de venenos.

✔ Cese en la distribución de rodenticidas en formato de grano envenenado por parte de las Administraciones públicas. Sustitución de este formato por el empleo de otros métodos, como los bloques de parafina con la sustancia adecuada -pero dentro de portacebos-, acompañado por una estrategia de información y promoción de buenas prácticas en este sentido.

✔ Asegurar su reintroducción exitosa y supervivencia a medio o largo plazo en la isla de Gran Canaria.

✔ Designación de nuevas ZEPA y espacios naturales protegidos, o la ampliación de las zonas protegidas existentes para que alberguen un mayor porcentaje de la población reproductora.

✔ Actualización del censo global, seguimiento de la evolución poblacional y estudio de la distribución de la especie.

✔ Investigación para conocer en profundidad aspectos clave de la ecología de la especie para mejorar su conservación, como pueden ser los patrones de movimiento o la ecología trófica.

PARDELA CENICIENTA ATLÁNTICA

VULNERABLE
VU [A3d,4d]
LIBRO ROJO

Calonectris borealis

Baldriga cendrosa atlàntica; Pardela cincenta atlántica; Gabai arre atlantiar; Cagarra atlântica; Cory's Shearwater; Puffin cendré



Autor: **José Manuel Reyes-González**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2018)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	NE	VU	VU

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

Se reproduce mayoritariamente en los archipiélagos de la Macaronesia. Durante la época de cría aparece tanto en las aguas próximas a las colonias de cría como en áreas más distantes del Atlántico noreste. También se reproduce en las islas Berlengas (Portugal), cercanas a la costa continental. Recientemente han aparecido nuevas colonias en islotes de Galicia, expandiendo así su rango de reproducción hacia el norte (Munilla *et al*., 2016). Además, existen pequeños núcleos reproductores en el mar de Alborán (islas Chafarinas, e islote de Terreros). Fuera de la época de cría, la especie se distribuye en diferentes regiones del Atlántico sur, con algunos individuos llegando hasta aguas del canal de Mozambique, en el océano Índico (González-Solís *et al*., 2007; Reyes-González *et al*., 2017)

Se trata de una especie de hábitos pelágicos, ya que únicamente acude a tierra firme durante el período reproductor. En mar abierto ocupa aguas cálidas o templadas de zonas subtropicales del Atlántico. Busca alimento tanto en zonas neríticas sobre la plataforma continental como en zonas pelágicas. Su presencia se

encuentra a menudo asociada a áreas de elevada productividad biológica, como frentes oceánicos, zonas de afloramiento de aguas profundas, o extensas plataformas continentales (Paiva *et al*., 2010a). En la última década, el conocimiento sobre las áreas marinas utilizadas por la población española y sus movimientos en el mar ha mejorado considerablemente (Reyes-González *et al*., 2017). Los ejemplares que se reproducen en las islas Canarias dependen del afloramiento de aguas profundas sobre la plataforma continental africana, perteneciente al sistema de la Corriente Canaria (Navarro y González-Solís, 2009; Paiva *et al*., 2010b; Ramos *et al*., 2013, Reyes-González *et al*., 2017). A lo largo de este afloramiento se alimentan frecuentemente ejemplares provenientes de los archipiélagos de Canarias, Salvajes y Madeira, existiendo cierto grado de segregación espacial entre las zonas de alimentación utilizadas por las aves provenientes de diferentes colonias (Ramos *et al*., 2013).

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

Las estimas más recientes son de unas 251.000 parejas para el total de la especie (Derhé, 2011, 2012). Se estiman unas 30.000 parejas en el archipiélago canario (Carboneras y Lorenzo, 2003). En esta área, las colonias localizadas en el conjunto de islas e islotes que conforman el Parque Natural del Archipiélago Chinijo son las de mayor importancia. La principal colonia de cría se sitúa en la isla de Alegranza (8.000-10.000 parejas; Rodríguez *et al*., 2003). Los islotes de Montaña Clara, Lobos y la isla de Lanzarote acogen unas 1.000 parejas cada isla. En los pequeños núcleos reproductores en aguas de Galicia, recientemente establecidos, las estimas más recientes indican alrededor de medio centenar de parejas, con una tendencia poblacional claramente creciente (Munilla, com. pers.). En territorio portugués, se estiman unas 200-250 parejas en las islas Berlengas (Portugal), 180.000 parejas en el archipiélago de Azores, 16.500-25.000 parejas en el de Madeira (BirdLife International, 2004) y unas 30.000 parejas en las islas Salvajes (Granadeiro *et al*., 2006).

La tendencia poblacional del contingente que se reproduce en España no está clara. Rodríguez *et al*. (2012a) indican un aumento en el número de pollos de la especie deslumbrados y atendidos en centros de recuperación anualmente en Tenerife, si bien podría deberse a una mayor concienciación de la población y una intensificación en los programas de recogida. Ramos *et al*. (2012) relacionan un declive acusado de las poblaciones hacia la última década del siglo XX con un mayor esfuerzo pesquero de palangre en el noroeste africano, sugiriendo que la captura accidental podría estar afectando a la especie; sin embargo, estos autores identifican cierta recuperación poblacional en la primera década del siglo XXI. Aunque no existe suficiente información al respecto, los datos existentes parecen indicar que las capturas accidentales no suponen en la actualidad una amenaza importante, a diferencia de lo que ocurre con su especie hermana, *C. diomedea*, en el Mediterráneo. En las poblaciones canarias, el impacto de los depredadores introducidos (gatos y ratas) suponen la principal amenaza para la especie (Rodríguez *et al*., 2021). La urbanización de espacios costeros y la construcción de infraestructuras, incluyendo la apertura de pistas y el asfaltado de caminos, parece promover el acceso e impacto de estas especies invasoras en las colonias de cría (Rodríguez *et al*., 2021). Por último, los modelos poblacionales indican una menor supervivencia en relación con el aumento de la temperatura del mar en las zonas de invernada, señalando al cambio climático como una amenaza creciente (Ramos *et al*., 2012).

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se han aplicado las categorías de amenaza y sus criterios UICN para el conjunto de la población reproductora española analizándola como una única unidad regional.

Excepto la amenaza de la captura accidental en artes de pesca, que parece haberse reducido en las áreas de alimentación de la Corriente Canaria, el resto de las amenazas descritas para la especie en España se mantienen. El grado de presión humana existente en el archipiélago canario, que favorece la presencia y expansión de depredadores introducidos, supone una disminución general de la productividad en las colonias de cría, y un empeoramiento en la calidad, o directamente la pérdida del hábitat de nidificación. Por otro lado, los cambios en las tasas de supervivencia como consecuencia del cambio climático podrían impactar sobre la dinámica poblacional en un escenario futuro. Dado que no parece que las amenazas conocidas vayan a desaparecer o disminuir en un futuro cercano, se considera necesario mantener la catalogación de la especie como "Vulnerable", de acuerdo con los criterios A3d+4d.

AMENAZAS

Captura accidental en artes de pesca

La captura accidental en artes de pesca como el palangre podría haber sido una importante fuente de mortalidad no natural para la especie en las pasadas décadas (Ramos *et al*., 2012). Al ser una especie longeva y con un único pollo por pareja y año, la mortalidad de aves en edad reproductora puede provocar graves declives en un corto período de tiempo, análogos a los detectados en la pardela balear (Genovart *et al*., 2016). En las zonas de invernada en el Atlántico sur, la especie también se ve afectada por la actividad pesquera, aunque, hasta donde se sabe, en un grado mucho menor (Bugoni *et al*., 2008). Al menos en aguas de la Corriente Canaria, donde se alimenta la población de las Islas Canarias durante primavera y verano, los modelos poblacionales parecen indicar que los niveles de mortalidad por captura accidental en esta especie serían muy inferiores a los que se dieron en el pasado (Ramos *et al*., 2012).

Sobrepesca

Un problema derivado de la intensificación pesquera es la sobrepesca. Aunque aún no se ha encontrado evidencia de este efecto sobre la pardela cenicienta, se ha comprobado para diferentes especies y en diferentes escenarios, incluidas regiones donde inverna la pardela cenicienta atlántica, el impacto de la sobrepesca sobre la dinámica poblacional de las comunidades de aves marinas, al suponer una competencia directa y reducir la cantidad de alimento disponible (Grémillet *et al*., 2018; Rodríguez *et al*., 2019)

Depredadores introducidos

La introducción de depredadores asociados al ser humano como gatos domésticos o cimarrones (*Felis catus*), ratas (*Rattus* sp.) y ratones (*Mus musculus*, *Apodemus sylvaticus*) puede conducir a una disminución notable e incluso desaparición de núcleos reproductores en islas e islotes. En Gran Canaria se han registrado tasas de fracaso del 53 % por depredación de ratas sobre huevos y pollos (Traveset *et al*., 2009). En uno de los pequeños núcleos reproductores de reciente aparición en las islas Sisargas (Galicia), se registraron 23 adultos muertos probablemente por la acción de gatos



© Pep-Arcos

asilvestrados abandonados en las islas (Munilla *et al*., 2016). En grandes islas habitadas, la apertura de pistas y el asfaltado de caminos ligados a la urbanización de espacios costeros, facilita el acceso de especies invasoras a las colonias de cría (Rodríguez *et al*., 2021). Tareas de eliminación de estas especies invasoras en islas e islotes deshabitados han promovido un aumento notable del éxito reproductivo. La erradicación de conejos y ratones en las islas Salvajes (Portugal) fue seguida por un aumento de un 20-40 % en el número de pollos que completaron su desarrollo (Zino *et al*., 2008). Este efecto positivo también se constató en Chafarinas tras el desarrollo de tareas de desratización (Igual *et al*., 2006).

Deslumbramientos

La urbanización del litoral lleva ligado el incremento en los niveles de iluminación nocturna, que en esta especie conducen al deslumbramiento de los juveniles en sus primeros vuelos (Rodríguez *et al*., 2012a; Atchoi *et al*., 2021). En las colonias de Canarias, los deslumbramientos por las luces urbanas provocan que los volantones se desorienten y terminen chocando con edificios o tendidos eléctricos, atropellados en las carreteras, o atacados por perros o gatos tras caer a tierra y quedar desprotegidos. Se sabe también que la mortalidad es más elevada en las colonias situadas en el interior de las islas (Rodríguez *et al*., 2015). El seguimiento realizado en el número de volantones deslumbrados recogidos en la isla de Tenerife apuntó que unos 9.000 ejemplares de pardela cenicienta atlántica se habrían visto afectados por este problema en un periodo de nueve años de estudio; de ellos, aproximadamente un 95 % pudieron ser recuperados y devueltos al medio natural (Rodríguez y Rodríguez, 2009).

Cambio Climático

Estudios recientes indican un posible impacto negativo sobre la supervivencia en el periodo invernal con relación a un aumento generalizado de la temperatura del mar en las zonas de invernada (Ramos *et al*., 2012). Las conexiones no están claras, pero es previsible que el calentamiento progresivo de los océanos provoque cambios en la abundancia y distribución de las presas de las que se alimenta esta especie.

Contaminación y vertidos

La especie es altamente sensible a la bioacumulación de contaminantes presentes en el medio marino. En ejemplares analizados de la población de Azores se encontraron elevados niveles de mercurio y cadmio (Monteiro *et al*., 1998; Stewart *et al*., 1997). En un estudio realizado en individuos invernantes en la Corriente de Brasil, un 87 % de los ejemplares contenían materiales sintéticos en su estómago (Petry *et al*., 2009). La acumulación de plásticos en el estómago podría provocar efectos negativos en las aves marinas, tanto letales como subletales (Layers *et al*., 2019; Puskic *et al*., 2019). Este problema también se da durante la época

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Berna: Anexo II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I.	Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011): Incluida.

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	Listado Andaluz de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial	Ninguno
Canarias	No catalogada	Ninguno
Galicia	No catalogada	Ninguno

OTRAS MEDIDAS

En las islas Canarias se realiza de manera anual la puesta en marcha de protocolos para la recogida de pollos volanderos deslumbrados (Rodríguez *et al*., 2009). Desde organizaciones locales, ONG, Cabildos y Gobierno de Canarias se coordina la recogida, cuidado y posterior recuperación de las aves, contando con la participación ciudadana para el proceso de retorno de las aves al medio natural (Atchoi *et al*., 2021).
En 2013, la especie fue declarada Ave del Año por SEO/BirdLife para llamar la atención de la sociedad sobre los problemas de conservación de las aves marinas y del medio marino.
A escala nacional, la declaración del conjunto de Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA) en el medio marino en 2014, por parte del Gobierno de España *(Orden AAA/1260/2014, de 9 de julio)*, supuso un importante avance para la conservación de esta especie. La designación de estos espacios protegidos vino precedido de un intenso trabajo de investigación en el marco del proyecto LIFE Indemares, en el cual la pardela cenicienta atlántica fue una de las especies más estudiadas (Arcos *et al*., 2009). Si bien la declaración como ZEPA de gran parte de las aguas que rodean las colonias de cría y de otras importantes zonas de alimentación en mar abierto debería redundar de forma positiva en la especie, aún es necesario el diseño e implementación de planes de gestión de estos espacios protegidos que pongan en marcha acciones de conservación que frenen el declive de las poblaciones.

ESPACIOS DE INTERÉS

Red Natura 2000: ES0000523-Espacio marino de la zona occidental de El Hierro, ES0000525-Espacio marino del norte de La Palma, ES0000526-Espacio marino de La Gomera-Teno, ES0000527-Espacio marino de los Acantilados de Santo Domingo y Roque de Garachico, ES0000528-Espacio marino del Roque de la Playa, ES0000529-Espacio marino de Anaga, ES0000530-Espacio marino de Mogán-La Aldea, ES0000531-Espacio marino de La Bocayna, ES0000532-Espacio marino de los Islotes de Lanzarote, ES0000535-ZEPA Banco de la Concepción, ES0000495-Espacio marino de Punta de Candelaria-Ría de Ortigueira-Estaca de Bares, ES0000497-Espacio marino de la Costa da Morte, ES0000498-ZEPA Banco de Galicia, ES0000499-Espacio marino de las Rías Baixas de Galicia, ES0000507-Espacio marino de los Islotes Litorales de Murcia y Almería.

de cría, cuando puede interferir además en el desarrollo de los pollos. Cuando los adultos ceban a los pollos pueden transferir fragmentos plásticos. Rodríguez *et al*. (2012b) encontraron una media de ocho fragmentos de plástico en el estómago en un 83 % de los volantones analizados.

● Caza ilegal

La captura ilegal para consumo humano ha ocurrido de forma tradicional en las islas Canarias, sabiéndose de su consumo incluso en tiempos de los aborígenes (Rando *et al*., 1997; Martín y Lorenzo, 2001). La caza de pollos se producía principalmente para consumo, aunque también para obtener aceite y plumas. Martín y Lorenzo (2001) indican unas 6.000-8.000 pardelas capturadas en el islote de Alegranza en la primera mitad del siglo XX. Aunque esta práctica está a día de hoy prácticamente erradicada, en los últimos años se han registrado episodios en los que se había producido la captura para consumo de un elevado número de pollos, que han tenido una elevada repercusión en los medios de comunicación (EFE, 2019).

● Desarrollo energético y eólico

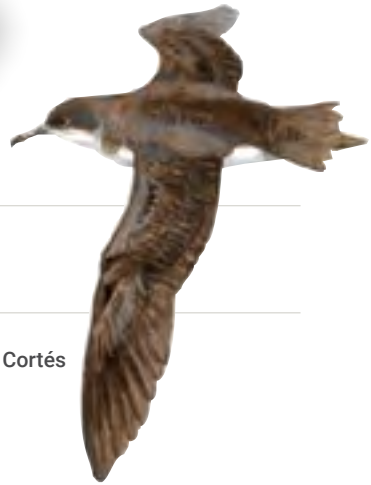
Es previsible que la expansión del sector energético en el medio marino, con la incipiente instalación de parques eólicos marinos, afecte a las poblaciones de la especie si no se toman las medidas necesarias (Furness *et al*., 2013). Dado que la especie utiliza especialmente como áreas de alimentación las zonas sobre la plataforma continental o de talud, precisamente donde este tipo de instalaciones de producción de energía suelen disponerse, se hace necesaria una planificación espacial marina que identifique las áreas de menor impacto para la instalación de estas nuevas infraestructuras.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Monitorización de núcleos reproductores para mejorar el conocimiento sobre el estado y la tendencia poblacional global.
- ✔ Control y trampeo de depredadores introducidos en roques, barrancos e islotes. A pesar de su elevado coste, las medidas de control de depredadores introducidos se han demostrado altamente eficientes para aumentar el número de parejas y la productividad de las colonias de cría.
- ✔ Legislación en el ámbito de la planificación espacial marina para la prohibición o aplazamiento cautelar en el desarrollo de infraestructuras de producción de energía eólica marina en las zonas más sensibles para la especie, especialmente en sus hábitats de alimentación y en sus zonas de reproducción.
- ✔ Elaboración y aprobación de los planes de gestión de ZEPA marinas que incorporen medidas de gestión y conservación para la especie.

PARDELA MEDITERRÁNEA

VULNERABLE
VU [A4d; C1, C2b]
LIBRO ROJO



Puffinus yelkouan

Baldriga mediterrània; Furabuchos mediterráneo; Gabai mediterraneoa, Pardela-do-mediterrâneo; Yelkouan shearwater; Puffin yelkouan

Autores: **José Manuel Arcos y Verónica Cortés**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2018)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
VU	LC	VU	V	NE	VU

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

La especie no cuenta con colonias reproductoras en España, si bien la población menorquina ha sido tratada como tal (Martí y del Moral, 2003), y parece tratarse de una zona de contacto entre las pardelas balear y mediterránea, con signos claros de población hibridada (Ruiz y Martí, 2004; Genovart *et al*., 2005, 2007, 2012; Austin *et al*., 2019). En cuanto al mar, la especie es común en aguas del noreste ibérico y Menorca, principalmente en aguas costeras y hasta el talud continental, formando congregaciones que pueden superar el millar de ejemplares, a menudo mezcladas con pardela balear. La especie decrece en abundancia hacia el sur, siendo común en aguas de Girona, regular en aguas de Barcelona en números que también pueden llegar a ser importantes, y más escasa en aguas de Tarragona, con observaciones más aisladas hacia el sur. Está presente todo el año, tanto en época reproductora (marzo-julio) como durante la dispersión

posreproductora y en invierno. En conjunto, durante la temporada de reproducción podrían llegar a juntarse entre 5.000-10.000 ejemplares en las costas mediterráneas de la Península y Baleares (Derhé, 2012; dat. prop.), y existe un registro de hasta 12.000 ejemplares observados en un solo día en paso otoñal frente al cabo de Creus.

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

Teniendo en cuenta el carácter fluctuante de las congregaciones de esta especie, ligadas a la presencia de alimento, no existe suficiente información sistematizada como para establecer tendencias poblacionales en el número de aves que usan las aguas del noreste ibérico como zona de alimentación. Se aprecia, al igual que con la pardela balear, un descenso en la frecuencia y abundancia de grandes congregaciones costeras invernales (Gutiérrez y Figuerola, 1995) en las últimas décadas, así como una menor abundancia de aves en mar abierto (dat. prop.). Por otro lado, a más largo plazo, la población no reproductora parece haber experimentado un declive más notable, que podría llegar a ser casi del 50 %, e incluye la completa desaparición de las concentraciones de hasta 2.000 ejemplares que se daban en la bahía de Algeciras durante la muda (junio-octubre) hasta finales de los años 70 (Finlayson y Cortés, 1986; Paterson, 1997; Derhé, 2012). Sin embargo, la escasez de censos sistemáticos, y los escasos estudios en los que se distinguía a la pardela balear de la mediterránea, dificultan una valoración detallada, con la salvedad del caso de Algeciras.

En cualquier caso, la tendencia poblacional negativa de la especie a nivel mundial (BirdLife International, 2018) y evidentemente en todo el ámbito Mediterráneo, basada en datos demográficos, hace presuponer que la situación es desfavorable también en nuestro país. Además, hay que tener en cuenta que la tendencia demográfica negativa de la especie se debe en gran medida a la captura accidental en artes de pesca, un problema que se ha identificado como especialmente importante en aguas españolas.

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Pese a no existir una población reproductora en España, y no poder establecer tendencias fiables en el número de aves que usan las aguas del noreste Ibérico como zona de alimentación, sí parece existir un declive a largo plazo, destacando la completa desaparición de las congregaciones de muda de la bahía de Algeciras, que hasta hace cuatro décadas albergaba unos 2.000 ejemplares entre junio y octubre.

Por otro lado, las aguas del centro-norte de Cataluña, donde actualmente se concentra la especie en España, representa una de las zonas con mayor incidencia de captura accidental en la pesca profesional para esta pardela (Cortés *et al*., 2017; Tarzia *et al*., 2017), tratándose de una amenaza considerada de primer orden. Además, se ha demostrado que las capturas originadas en el noroeste ibérico generan una mortalidad sesgada hacia los adultos y un sexo determinado según la época, lo cual exacerba el impacto sobre sus poblaciones (Cortés *et al*., 2018).

Los datos demográficos disponibles de poblaciones reproductoras que regularmente visitan las aguas ibéricas (Francia e Italia; Perón *et al*., 2013), indican una baja tasa de supervivencia adulta que podría estar relacionada con estas capturas, además de presentar un éxito reproductor reducido a causa de los depredado-

res introducidos en sus colonias, causando en conjunto un notable declive (Oppel *et al*., 2011). Por ello, se considera adecuado catalogar a la especie como "Vulnerable", acorde con la clasificación global (BirdLife International, 2018).

Criterio A4d

Las poblaciones reproductoras presentan un declive generalizado en sus principales núcleos de cría del Mediterráneo, sobre todo en Italia (donde se estima una pérdida del 10-50 % en 13 años o una generación), Malta (0-15 en nueve años) y Francia (6 % anual) (Borg ySultana, 2002; Raine *et al*., 2009; Sultana *et al*., 2011; Oppel *et al*., 2011; Derhé, 2012). Teniendo en cuenta que en estos tres países se localizan las tres cuartas partes de la población mundial reproductora conocida, las predicciones son que si continua con esa tendencia de declive, la población reproductora podría sufrir una reducción de más del 30 % en las próximas tres generaciones (Derhé, 2012). En consecuencia, las poblaciones no reproductoras que visitan las costas españolas se verían afectadas por esta reducción de la población mediterránea reproductora, lo que coincide con las consideraciones sobre la tendencia de declive de la especie a largo plazo (Derhé, 2012).

Teniendo en cuenta que las principales causas de la reducción poblacional están vigentes y que de mantenerse se proyecta una caída poblacional mayor del 30 % en tres generaciones, y que, además, en el ámbito del noreste Ibérico se detecta una de las principales causas de declive -la captura accidental en artes de pesca, que podría afectar en la zona a varios centenares de aves- la especie cumple con el criterio A4d para ser evaluada dentro de la categoría de "Vulnerable".

Criterio C

Según las últimas estimaciones, la población invernante no supera los 10.000 individuos (Bécares y Arcos, 2012), y se estima que experimente una disminución continua de al menos el 10 % en tres generaciones, cumpliendo el subcriterio C1 para ser evaluada dentro de la categoría de "Vulnerable". Además, dentro de esa disminución continua estimada presenta fluctuaciones extremas en el número de individuos maduros (C2b), lo que también apoya su inclusión dentro de esa catalogación.

En el futuro, si los estudios de seguimiento de las poblaciones no reproductoras e invernantes proporcionaran evidencias de que presentan una tendencia estable o en aumento, se podría reevaluar su estatus de conservación, aunque por el momento debe considerarse como "Vulnerable".

AMENAZAS

La principal amenaza identificada en España es la mortalidad asociada a la captura accidental por artes de pesca en el mar. Los episodios de contaminación aguda, como los vertidos de hidrocarburos, suponen asimismo una seria amenaza para la especie si se producen en zonas de concentración de esta en el mar. Otras amenazas señaladas incluyen la reducción de la disponibilidad de presas por sobrepesca o cambios en las condiciones oceanográficas derivadas del cambio ambiental, las basuras marinas (ingestión de plásticos), la contaminación difusa y el desarrollo de infraestructuras marinas en sus lugares clave, especialmente relevante en el momento actual dada la proliferación de proyectos de explotación eólica marina en zonas sensibles para la especie.



© PepArcos

Capturas accidentales por pesca

En la costa catalana se han detectado capturas en distintas artes de pesca, pero principalmente en palangre de fondo y, con mayor incidencia, su modalidad artesanal, el palangrillo, pudiendo ascender a algunos cientos cada año (Cortés *et al*., 2017; Tarzias *et al*., 2017).

Parques eólicos marinos

El previsible desarrollo de la energía eólica marina en aguas del suroeste de Europa, con numerosos proyectos coincidiendo con áreas de alimentación y migración de gran importancia para la especie (inclusive la costa catalana), pone sobre la mesa una nueva amenaza potencial, que podría llegar a tener un impacto considerable. La inexistencia de centrales eólicas marinas en el Mediterráneo impide evaluar directamente los impactos, pero existe especialmente un elevado riesgo de colisión.

Perforaciones de petróleo y gas

Este tipo de infraestructuras pueden afectar negativamente a la especie, especialmente en el caso de accidente, pero también por contaminación de fondo, posibles colisiones, y desorientación a causa de las luces.

Contaminación por hidrocarburos

Cabe recordar que la especie suele ser muy gregaria, congregándose en ocasiones en bandos de varios miles de ejemplares, cerca de la costa. Por ello, un derrame de hidrocarburos podría tener consecuencias muy severas en caso de coincidir en el tiempo y el espacio con una zona de congregación. Además, hay que tener en cuenta que la pardela mediterránea tiene grandes capacidades de buceo, siendo así más sensible a los hidrocarburos que otras especies de aves marinas que suelen alimentarse desde la superficie.

Contaminación por plásticos

La creciente abundancia de plásticos en el medio marino representa una amenaza para la pardela mediterránea, si bien por ahora no se han detectado efectos severos que puedan afectar negativamente a la dinámica poblacional. Se han observado casos de aves enredadas en plásticos, o con ingestión de grandes plásticos que han conducido a su muerte, pero hasta la fecha se trata de casos puntuales. Por otro lado, la ingestión de

microplásticos es habitual, y se describe en cerca del 75 % de las aves examinadas a partir de capturas accidentales en artes de pesca (Codina-García *et al*., 2013).

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Elaborar y aprobar los planes de gestión de todas las ZEPA marinas relevantes para la especie.
- ✔ Mantener y ampliar el seguimiento en el mar en las zonas más relevantes para la especie.
- ✔ Elaborar y poner en marcha un plan de acción para minimizar las capturas accidentales, que sea inclusivo y permita la colaboración del sector pesquero con Administraciones, científicos y ONG.
- ✔ Velar por un desarrollo pausado y bien planificado de la explotación eólica marina, que no permita la implantación de grandes proyectos en zonas altamente sensibles para la pardela mediterránea.
- ✔ Mejorar la información sobre las amenazas poco conocidas.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Berna: Anexo II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I. International species action plan for the Balearic shearwater, *Puffinus mauretanicus* (Arcos, 2011).	Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011): Incluida. Se está trabajando en un documento para proponer su inclusión en el Catálogo Español de Especies Amenazadas con la categoría de Vulnerable.

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	Listado Andaluz de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial	Ninguno
Baleares	No catalogada	Ninguno
Cataluña	No catalogada	Ninguno
Región de Murcia	No catalogada	Ninguno
Comunidad Valenciana	No catalogada	Ninguno

OTRAS MEDIDAS

En 2014 el Gobierno de España declaró 39 ZEPA en aguas marinas españolas. La designación de estos espacios de la Red Natura 2000 se basó en la previa identificación de las IBA marinas por SEO/BirdLife. Esta declaración supone la protección de cuatro áreas marinas particularmente utilizadas por la pardela mediterránea en algún momento de su ciclo anual (costa centro-norte de Cataluña y entorno de Menorca). A través del proyecto Life Ip Intemares se está tramitando la designación de un nuevo espacio importante para la especie, la costa norte de Barcelona.

VULNERABLE
VU [A3c; B1]



PERDIZ PARDILLA

Perdix perdix hispaniensis

Perdiu xerra; Perdiz charrela; Eper grisa; Perdiz-cinzenta; Gray Partridge; Perdrix grise

Autores: **Alejandro Onrubia y Paola Laiolo**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2016)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	VU	VU	VU

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

La perdiz pardilla ocupa áreas de montaña del tercio norte peninsular, repartidas en tres núcleos bien diferenciados: cordillera Cantábrica, sistema Ibérico septentrional y Pirineos (Lucio *et al*., 1992; Lucio y Sáenz de Buruaga, 1997; Onrubia *et al*., 2003). En estos ambientes altimontanos selecciona zonas por encima de los 1.600 metros de altitud, con mosaicos de pastizales y pedreras con buena cobertura de matorral, en ocasiones con enebros o pinos dispersos, y con cierto desarrollo del estrato herbáceo (Lucio *et al*., 1992; Onrubia *et al*., 2000, 2004; Purroy y Purroy, 2016). Se distribuye por la cordillera Cantábrica de manera más o menos continua desde la sierra de Híjar y el puerto del Pozazal -Cantabria- por el este, hasta la sierra de O Courel por el oeste, estando actualmente separadas de los núcleos constituidos por las poblaciones de las sierras de Sanabria-Segundera y Cabrera, y las de las sierras del Teleno-Montes Aquilianos. En el sistema Ibérico septentrional se encuentra distribuida por el eje formado por las cumbres de Demanda, Picos de Urbión, sierra de Castejón y sierra Cebollera, mientras en la vertiente española de Pirineos se extiende de manera más o menos continua desde la cabecera de los valles de Salazar y Roncal -Navarra- hasta el nacedero del río Muga -Girona-, ocupando el eje axial y las sierras prepirenaicas, y siendo especialmente común en el Pirineo leridano y oscense (Lucio y Sáenz de Buruaga, 1997; Onrubia *et al*., 2000; Robles *et al*., 2002; Onrubia *et al*., 2003, 2004). Su distribución invernal es

un fiel espejo de la estival, aunque puede aparecer en algunas zonas nuevas, fruto de movimientos altitudinales hacia cotas más bajas (Onrubia, 2012).

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

No se dispone de estimas actualizadas sobre su tamaño poblacional en España y se barajan cifras orientativas de 2.000 a 6.000 parejas nidificantes, y de 5.000 a 10.000 individuos en invierno (Lucio y Sáenz de Buruaga, 1997; Onrubia, 2012; Purroy y Purroy, 2016). Hay algunas estimas regionales sobre el tamaño de su población: la población existente en Asturias se estimó entre 1999 y 2006 en 401-432 bandos o parejas (Vigil-Morán y García, 2014); en Cantabria se han estimado 42 bandos en 1998, 36 en 2003-2004 y 45 en 2008 (Herrero *et al*., 2008); según los datos recogidos durante 1999-2002 se estimó la población adulta de perdiz pardilla en Cataluña entre 739 y 1.126 parejas (Canut *et al*., 2004); en 2006-2009 se estimaron en invierno las poblaciones de Cataluña entre 829 y 1.048 individuos (Martínez-Vidal, 2011). Las mejores densidades de ejemplares reproductores en toda su área de distribución se corresponden con los ejes montanos de mayor altitud de la cordillera Cantábrica, sistema Ibérico y Pirineos, y oscilan entre una y tres parejas por 100 hectáreas, aunque localmente pueden ser superiores -hasta cinco-ocho parejas- (Fernández y Azkona, 1996; Jordán, 1990; Lucio *et al*., 1992; Novoa, 1998; Junco, 1999; Onrubia *et al*., 2000; Rodríguez, 2000; Solano, 2000; Robles *et al*., 2002). Por otra parte, las densidades otoñales e invernales oscilan entre 6 y 25 individuos/km² en Pirineos, entre 3,9 a 40 individuos/km² en la cordillera Cantábrica, y 8,5 y 12,3 individuos/km² en el sistema Ibérico (Lucio *et al*., 1992; Junco, 1999; Onrubia *et al*., 2000; Rodríguez, 2000; Solano *et al*., 2000; Robles *et al*., 2002). Las perdices pardillas ibéricas han experimentado una fuerte regresión en las últimas décadas, con procesos de insularización y extinción en las áreas de menor densidad, correspondientes a zonas de distribución periférica de menor altitud. No obstante, se desconoce la evolución actual de la población que podría ser dispar según las zonas, incluyendo áreas de estabilidad o incremento y otras en regresión (Onrubia *et al*., 2004).

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se han aplicado las categorías de amenaza y los criterios de la UICN para el conjunto de la población reproductora española analizándola como una unidad regional única.

Teniendo en cuenta el área geográfica ocupada por la especie y la reducción en el área de distribución registrada durante los últimos trabajos realizados entre el periodo 1998-2018 para el *III Atlas de las Aves en Época Reproductora en España 2014-2018* (SEO/BirdLife, 2021), superior al necesario para el transcurso de tres generaciones de la especie o durante 10 años, la población española de perdiz pardilla cumpliría con los criterios para ser catalogada como "Vulnerable", de acuerdo con los Criterios A3c y B1, y cerca de cumplir el Criterio A2c.

Criterio A2

(c) La disminución en el área de ocupación de la especie por cuadrícula de 10x10 km, entre el *Atlas de Aves Reproductoras* de 1998-2002 y el *Atlas* de 2014-2018, en el conjunto de España ha sido del 27 % -muy próximo al criterio del 30 % que marca UICN-, y aunque la reducción ha sido superior a esa proporción en los núcleos cantábricos y del sistema Ibérico, para el conjunto del país no supera el 30 %, por lo que no llega a cumplir este criterio para la categoría de "Vulnerable" aunque esté muy cerca. La proporción de cuadrículas con presencia,



© Taviphoto-Shutterstock

respecto al total de cuadrículas censadas, pasó del 4,53 % -126 presencias de 2.778 cuadrículas censadas- en el *Atlas* de 1998-2002, al 3,31 % -92 presencias- en el de los años 2014-2018.

Criterio A3

(c) Las proyecciones de ocupación futura de la especie en un horizonte de 100 años muestran una grave pérdida del hábitat potencial para la perdiz pardilla (Araújo *et al*., 2011), superior al 30 %. No obstante, hay que tener en cuenta que las estimas de reducción de área se calculan sobre el hábitat potencial de la especie, que es mayor que el área real ocupada, y que lo que se pierde primero en estos modelos es el hábitat no ocupado. No obstante, se prevé una reducción drástica de su área de ocupación en las próximas décadas, en sintonía con lo que se viene detectando en épocas recientes, por lo que de no cambiar la situación podría ser evaluada como "En Peligro" o "En Peligro Crítico" de acuerdo con el Criterio A3c a medio-corto plazo.

Criterio B1

En la actualidad se estima que la extensión de presencia de la perdiz pardilla en España no supera los 10.700

km² (SEO/BirdLife, 2021), muy por debajo del límite que marca el Criterio B1 que establece que una especie con una distribución geográfica inferior a 20.000 km² cumple los criterios como para estar dentro de la categoría de "Vulnerable", pero superior al límite de 5.000 km² como para pasar a la categoría de "En Peligro".

AMENAZAS

● Declive de los sistemas tradicionales de aprovechamiento agroganadero en áreas de montaña

El despoblamiento rural de estas zonas de montaña ha traído consigo el abandono de los cultivos en terraza, la recolonización forestal -natural y por repoblaciones-, el aumento de los depredadores oportunistas -jabalí o zorro-, el descenso de la cabaña ganadera extensiva y la consiguiente disminución de la diversidad estructural de los matorrales y los pastizales en puertos y collados, lo que ha supuesto una importante modificación de los paisajes montanos, así como de la extensión y calidad del hábitat perdicero, si bien la disminución de superficies de cultivo y pasto o el aumento del matorral han podido beneficiarle en cierta manera al favorecer los ambientes más adecuados para la especie (Lucio *et al*., 1992; Onrubia *et al*., 2005; Purroy y Purroy, 2016).

● Degradación y pérdida de matorrales y pastizales de montaña

La perdiz pardilla encuentra sus óptimos de hábitat en comunidades seriales de matorral indicadoras de un buen estado de conservación del suelo, caracterizadas típicamente por formaciones de piornal con un estrato herbáceo importante. La degradación generalizada y continua de los suelos por causas diversas -deforestación, sobrepastoreo, incendios, roturaciones, erosión-, así como las repoblaciones forestales en zonas de alta montaña, constituyen una amenaza importante al incidir sobre la extensión y calidad del hábitat disponible (Lucio *et al*., 1992; Onrubia *et al*., 2004; Purroy y Purroy, 2016).

● Desarrollo urbanístico y de infraestructuras

La ocupación de valles y cordales por embalses, minas a cielo abierto o diversas infraestructuras -autovías, carreteras, pistas, estaciones de esquí, tendidos eléctricos, parques eólicos, etc.-, suponen una importante merma de la superficie de hábitat propicio para la especie (Lucio *et al*., 1992; Onrubia *et al*., 2004; Purroy y Purroy, 2016).

● Caza ilegal

La sobrecaza podría haber contribuido al declive de la especie, como evidencia su relativa recuperación o estabilidad en algunas zonas donde se han establecido vedas temporales, o se ha disminuido la presión cinegética y aumentado la vigilancia.

● Predación

La mortalidad por predación podría constituir un importante factor regulador de poblaciones, con especial incidencia en invierno -principalmente por aves rapaces- y la época estival -caso del zorro-, aspecto que ha quedado bien establecido en los Pirineos orientales (Novoa, 1998), aunque pendiente de confirmación en otras áreas.

● Cambio climático

La especie se ha extinguido en las últimas décadas de las áreas de montaña de menor altitud, quedando acantonada progresivamente en las zonas más altas

-por encima de los 1.600 m y habitualmente a más de 1.800 m-, aunque se desconocen los mecanismos del proceso -factores climáticos, interacciones con perdices rojas a mayor altitud, cambios de usos en cotas bajas...-. Algunos factores relacionados con el clima podrían tener cierta relevancia para un ave de carácter norteño y alpino, sensible a los ambientes cálidos y secos del clima mediterráneo, y a las condiciones invernales rigurosas, aunque este aspecto no ha sido suficientemente contrastado. En este sentido, sería interesante aclarar la relación entre las condiciones meteorológicas invernales y estivales en la demografía de la especie, y en concreto en aspectos tales como la mortalidad y el éxito reproductor (Araújo *et al*., 2011; Onrubia *et al*., 2004).

Causas de mortalidad directa

En un estudio realizado en los Pirineos sobre una muestra de 30 perdices pardillas radiomarcadas, se encontró una supervivencia anual de un 25 %, con un

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Berna: Anexo III. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexos I, II y III.	No catalogada.

AUTONÓMICAS		
CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Aragón	VULNERABLE	Ninguno
Asturias	No catalogada	Ninguno
Cantabria	VULNERABLE	Ninguno
Castilla y León	No catalogada	Ninguno
Cataluña	No catalogada	Ninguno
Euskadi	No catalogada	Ninguno
Galicia	VULNERABLE	Ninguno
Navarra	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Ninguno
La Rioja	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Primer Plan de Recuperación: Decreto 48/2001, de 9 de noviembre, por el que se aprueba el Plan de Recuperación de la Perdiz Pardilla en La Rioja. En 2014 se actualizó y aprobó un nuevo Plan de Recuperación: Decreto 55/2014, de 19 de diciembre, por el que se aprueban los Planes de Gestión de determinadas Especies de la Flora y Fauna Silvestre Catalogadas como Amenazadas en la Comunidad Autónoma de La Rioja.

45 % de la mortalidad correspondiente a caza, y el resto a sucesos de predación por aves rapaces -águila real y azor- y mamíferos -como el zorro- (Novoa, 1998).

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Revisar la catalogación de la especie a escala estatal y declararla como "Vulnerable".
- ✔ Elaboración y aprobación de los preceptivos planes de recuperación o conservación en las CCAA con presencia de la especie.
- ✔ Elaboración de programas de manejo de matorrales y pastizales en las zonas de distribución actual o potencial de perdiz pardilla, con especial atención a los principales núcleos poblacionales.
- ✔ Moratoria de las repoblaciones forestales por encima de los 1.500-1.800 m de altitud, restringiendo las actuaciones por encima de esa cota a ciertos manejos del matorral tendentes a favorecer la conservación del suelo y la transición de matorral muy degradado a etapas seriales más avanzadas.
- ✔ Control de infraestructuras y otras actuaciones a través de una adecuada evaluación de impacto ambiental y planificación de proyectos que puedan suponer una importante fuente de molestias o de alteración del hábitat, con especial atención a parques eólicos, estaciones de esquí, embalses y minicentrales, actividades agroforestales, pistas y actividades recreativas.
- ✔ Establecimiento de programas de seguimiento poblacional en una muestra representativa de núcleos, mediante métodos "homologados" previamente estandarizados -censo con reclamos grabados o perros de muestra-.
- ✔ Desarrollo de estudios específicos tendentes a mejorar el conocimiento bioecológico de la especie, con especial atención a las preferencias de hábitat, efectos de las variables climáticas sobre su demografía, estadísticas vitales y efectos de las modificaciones o mejoras del hábitat.
- ✔ Mantenimiento de un plantel de ejemplares en cautividad, de pureza genética "*hispaniensis*" y sanitaria contrastada, como medida precautoria ante la necesidad de realizar reforzamientos o sueltas para recuperar poblaciones.
- ✔ Mantenimiento de la veda de la caza de la especie en tanto que sus tendencias distributivas y poblacionales continúen siendo regresivas y no se asegure su viabilidad futura.
- ✔ Mantenimiento de una vigilancia adecuada en "puntos negros" de furtivismo.

VULNERABLE
VU [A2bcde]

PERDIZ ROJA

Alectoris rufa

Perdiu roja; Perdiz rubia; Eper gorria; Perdiz-comum;
Red-legged Partridge; Perdrix rouge



Autor: **Nicolás López-Jiménez**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2020)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
NT	LC	NT	NA	DD	VU

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

Especie sedentaria que está representada en toda la península ibérica y Baleares. En Canarias solo está presente en la isla de Gran Canaria, como especie introducida. En la Península se encuentra principalmente ligada a las cuencas y vegas de los ríos Duero, Ebro, Guadiana y Guadalquivir, así como a la meseta sur, haciéndose menos frecuente hacia las estribaciones de las áreas montañosas septentrionales como todo Pirineos y montañas vascas, cordillera Cantábrica, sistemas Ibérico y Central, y faltando prácticamente de la mayoría de los litorales cantábrico y gallego.

La perdiz roja ocupa amplias zonas de la península, desde ambientes eminentemente mediterráneos hasta hábitats más propios de climas templados y húmedos, evitando los ecosistemas de alta montaña o los de las zonas más áridas, siempre en terrenos ligados a espacios abiertos sin cobertura arbórea, generalmente ligados a agrosistemas con un cierto grado de manejo. En la mayor parte de su área de distribución vive asociada a las zonas agrícolas, con especial predilección por aquellos cultivos que conservan barbechos o linderos.

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

Considerando los datos disponibles desde 2004 a 2006, Carrascal y Palomino (2008), estimaron que el tamaño medio de la población reproductora de la perdiz roja en España -excluidas las poblaciones insulares- era de unos 9.900.000 individuos -entre 8.724.543 y 11.249.669-. También indicaban que la evolución de la población desde el año 1998 a 2006, apenas había experimentado variaciones y que presentaba una tendencia poblacional muy estable. Según estos autores, las comunidades autónomas con la mayor parte de la población estatal -el 85 %- serían: Castilla-La Mancha, con un 37 %, -3.650.000 individuos-; Andalucía, con un 25 % -2.470.000-; Aragón, con un 12 %; -1.140.000-; y Castilla y León, con un 11 % -1.100.000- para el periodo de los años 2004-2006.

La tendencia de la perdiz roja en España, establecida a través del programa de seguimiento Sacre a largo plazo, para el periodo de 1998 a 2018, fue de un declive del 40,4 % (SEO/BirdLife, 2019), con una estima poblacional para España de unos 5.898.612 ejemplares, con lo que se habrían perdido 3.998.388 individuos con respecto a la estimación de 2004-2006 (Carrascal y Palomino, 2008). Realizando un análisis específico con el mismo índice a corto plazo, para un periodo correspondiente a 10 años, se estima un declive poblacional del 44 % entre 2008 y 2018.

Las estimaciones de la población de la perdiz roja durante el invierno también corroboran esta alarmante situación de declive, con una tendencia negativa del 48,3 % para el periodo 2008-2018, de acuerdo al programa de seguimiento Sacin (SEO/BirdLife, 2019).

El tamaño de población de esta especie todavía es grande, con varios millones de ejemplares aún en nuestro territorio en época reproductora, pero la disminución del número de individuos detectados en esta época es muy preocupante. Además, la especie ha desaparecido de algunos territorios peninsulares.

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Para el anterior *Libro Rojo de las Aves de España* (Blanco-Aguiar *et al*., 2004), no fue posible establecer una categoría de amenaza con claridad, debido a la falta de información global sobre la especie, por lo que tuvo que calificarse con la categoría de "Datos Insuficientes". A pesar de esto, en el citado *Libro Rojo de las Aves de España* ya se indica que la perdiz roja podría estar sufriendo un declive de entre el 20-30 % en las últimas décadas, pero que no pudo cuantificarse adecuadamente, por lo que se indicaba que podría estar justificado su inclusión con la categoría de "Casi Amenazada".

A su vez, en la última evaluación del estado de conservación de la especie a nivel mundial (BirdLife International, 2020), se ha recatalogado la especie, pasando a estar en la *Lista Roja Mundial* de la UICN como "Casi Amenazada", cuando antes estaba como de "Preocupación Menor". A nivel global, se estima que la población mundial ha disminuido entre el 20 y el 29 % durante el periodo 2010-2020 (BirdLife International, 2020), debido a los efectos de la intensificación agrícola, la destrucción del hábitat, la sobreexplotación cinegética y los efectos de las sueltas masivas de ejemplares de granja, que en muchos casos resultaron ser individuos híbridos de *Alectoris chukar* x *A. rufa* (Blanco-Aguiar *et al.,* 2008; Barbanera *et al*., 2010). Su área de distribución original también ha disminuido considerablemente (Mcgowan *et al*., 2020) a nivel mundial.

Actualmente, los datos aportados por el programa Sacre, tras más de 20 años de trabajo, han podido resolver el problema de la falta de datos disponibles que facilitaran

la información necesaria para establecer la evolución de la especie. Analizando el conjunto de la población reproductora de la España peninsular como una unidad regional única, y teniendo en cuenta la drástica reducción del tamaño de la población, estimada en más del 44 % en 10 años -con base en un índice de abundancia-, la ligera reducción de su área de ocupación, que en la actualidad los niveles de explotación cinegética son muy elevados, y que sufre una notable erosión genética y procesos de hibridación a consecuencia de las sueltas de ejemplares de granja-, la especie cumple los criterios UICN como para ser catalogada como "Vulnerable".

La tendencia actual y de las últimas décadas para la perdiz roja es de declive y nada hace pensar que pueda cambiar, ya que no se están adoptando las medidas de conservación adecuadas para revertir esta situación y no se conocen con exactitud todas las causas de su declive. Uno de los factores que está contribuyendo a ese descenso, como es la excesiva presión cinegética, sí que está más o menos cuantificado y continúa afectando de manera muy negativa, con la muerte cada año de al menos 2.950.500 perdices (Mapa, 2020).

Criterio A2

(b) Teniendo en cuenta las tendencias poblacionales de la perdiz roja observadas a corto y largo plazo, durante los periodos 1998-2018 y 2008-2018 (SEO/BirdLife, 2019), con declives del 40,4 % y 44 % respectivamente, superando el rango del 30 % de descenso para 10 años o tres generaciones, la especie cumpliría el Criterio A2b como para ser catalogada "Vulnerable".

(c) A su vez, ha sufrido una reducción del área de ocupación del 3 % entre 2002 y 2018 -diferencia entre las cuadrículas ocupadas en ambos *Atlas de Aves Reproductoras de España*-, mientras que la calidad y extensión de sus hábitats idóneos se ha reducido notablemente, por lo que también cumpliría el Criterio A2c como para ser catalogada "Vulnerable".

(d) La especie sufre unos niveles de explotación cinegética elevadísimos e insostenibles que suponen, en promedio, que se cacen en España unos tres millones de perdices anualmente según las estadísticas oficiales (Mapa, 2020), con lo que la especie cumpliría el Criterio A2d como para ser catalogada "Vulnerable".

(e) Por último, como consecuencia de su interés como especie cinegética, se realizan anualmente sueltas de 3 a 4,5 millones de perdices procedentes de granjas cinegéticas (Casas, 2008), que producen una notable contaminación genética y que además pueden provocar procesos de hibridación por uso de especies alóctonas como las perdices chukar y griega (Onrubia, 2012), con lo que la especie cumpliría el Criterio A2e como para ser catalogada "Vulnerable".

AMENAZAS

● Pérdida de hábitats y gestión agraria

Los principales factores de su declive tienen que ver con la pérdida o transformación del hábitat y la intensificación de determinadas técnicas de cultivo y explotación de las tierras agrícolas, condicionadas, en muchos casos por los requerimientos de la Política Agraria Común (PAC): reducción de superficies de barbecho, abandono de cultivo de cereal de secano, incremento de las superficies de cultivos de regadío e intensificación de los mismos, desaparición de linderos, eriales o barbechos no arados de media y larga duración -de uno a tres años-, etc. Además de considerar que la caza es la mayor causa

de mortalidad directa de la especie, en agrosistemas que sufren un manejo agrícola muy intensivo se reducen enormemente las tasas de supervivencia de la especie (Buenestado *et al.*, 2009).

La desaparición de la superficie de barbecho debido a estos cambios en las prácticas agrícolas ha provocado la pérdida de lugares de cría o alimentación, y está directamente relacionada con la rápida disminución de muchas poblaciones de aves propias de los agrosistemas, entre las que se encuentra la perdiz roja (Traba y Morales, 2019).

Pesticidas en semillas de uso agrícola

Las semillas utilizadas para las siembras masivas en cultivos agrícolas, especialmente de cereal de secano, representan un recurso alimenticio ampliamente utilizado por muchas aves en los agrosistemas ibéricos, especialmente en tiempos de escasez. Sin embargo, pueden representar un grave riesgo para especies como la perdiz roja cuando estas semillas están recubiertas -"semillas blindadas"- por pesticidas -insecticidas y fungicidas-. La ingestión de estas semillas recubiertas de compuestos químicos -difenoconazol, tiram, imidacloprid, fipronil, triazoles, etc.- pueden tener efectos letales y subletales en las aves. Aunque aparentemente estos compuestos tienen una baja toxicidad aguda, podrían afectar a las aves de forma crónica o subcrónica, afectando a su sistema reproductor. Teniendo en cuenta que la temporada de siembra suele durar varias semanas o meses, el periodo de exposición resultaría muy prolongado para las aves, aumentando los efectos negativos -directos e indirectos-, sobre la condición corporal, fisiología, inmunología, coloración y posterior reproducción de las perdices. Los efectos en las aves varían en función de la dosis ingerida y podrían producir desde la mortalidad de los individuos hasta efectos subletales como parámetros bioquímicos alterados, estrés oxidativo, reducción de la coloración basada en carotenoides, disminución de la respuesta inmunitaria celular, reducción del tamaño de los huevos y de la tasa reproductora, así como una disminución de la tasa de supervivencia de los pollos o un importante retraso en el inicio de las puestas en las perdices expuestas a los tóxicos. La toxicidad de las semillas tratadas con pesticidas es un factor a considerar en el declive de las aves en los entornos agrícolas, como así destacan numerosas publicaciones (López-Antia *et al*., 2013, 2015a, 2015b; Fernández-Vizcaíno, 2020).

Actividades cinegéticas

Las amenazas derivadas de las actividades cinegéticas ejercidas sobre esta especie principalmente se deben a dos factores: a la excesiva presión cinegética y a determinadas prácticas cinegéticas en las que las capturas coinciden en muchas ocasiones con la época reproductora.

Cada año se cazan en España una media de tres millones de perdices rojas (Mapa, 2020), lo cual supone una presión cinegética insostenible para la conservación de la especie. Muchas de esos individuos capturados proceden de la suelta de ejemplares de granja. De acuerdo con las estadísticas oficiales (Mapa, 2020), entre los años 2005-2018 se cazaron en España 41.306.985 ejemplares de perdiz roja, por lo que es muy probable que la sobreexplotación cinegética esté desempeñando un importante papel en el declive de la especie, suponiendo su primera causa de mortalidad directa. Y aunque España alberga más de 70 % de la población mundial de perdiz roja, muchos autores coinciden en que el fuerte declive que sufre la perdiz está relacionado con

la excesiva presión cinegética y el desarrollo de determinadas prácticas agrícolas (Blanco-Aguiar *et al*., 2004; Díaz-Fernández *et al*., 2013; Caro *et al*., 2015).

Además de la presión cinegética que se ejerce sobre la especie, determinadas prácticas cinegéticas pueden comprometer la viabilidad futura de las poblaciones debido a que se practican en periodos que en ocasiones podrían solaparse con la época de reproducción de las perdices, como la denominada "caza de perdiz con reclamo" que por otra parte estaría vulnerando la normativa europea sobre protección de aves (Vargas *et al*., 2012).

● Hibridación y contaminación genética

Otra amenaza derivada de las actividades cinegéticas que se ejercen sobre la especie pero que tiene que ver con la pérdida de viabilidad genética de las poblaciones son las sueltas masivas de perdices de granja. Debido al interés que existe sobre esta especie como pieza de caza, se han propiciado desde diversos colectivos auspiciados por algunas Administraciones las sueltas de perdices procedentes de granja, cuya magnitud podría alcanzar los 3 o 4,5 millones de ejemplares de granja liberados anualmente en el medio natural para fines cinegéticos (Casas, 2008; Caro *et al*., 2014). La liberación de estos individuos podría estar dando lugar a procesos de hibridación entre las perdices rojas silvestres y otras especies de perdices empleadas para la cría y suelta, como pueden ser la perdiz chukar (*Alectoris chukar*) y la perdiz griega (*Alectoris graeca*) (Onrubia, 2012; Martínez-Fresno *et al*., 2008; Casas, 2008; Barilani *et al*., 2007; Mcgowan *et al*., 2020). Las perdices que se están liberando presentan hasta un 63 % de linaje genético perteneciente a *Alectoris chukar*, mientras que, en perdices rojas silvestres, ya puede encontrarse hasta un 45 % de ADN de *A. chukar* (Blanco-Aguiar *et al*., 2008). Otro grave problema es la erosión genética y la perdida de pureza genética ocasionada por la introducción masiva de perdices rojas de dudosa procedencia genética y origen geográfico, que se cruzan con las perdices rojas silvestres autóctonas (Caro *et al*., 2014). Para evitar la posible mezcla de genotipos diferenciados y una paulatina perdida de diversidad genética hubiera sido necesario que las perdices rojas liberadas provinieran de las poblaciones de origen apropiadas para cada zona de la Península (Ferrero *et al*., 2011). El noroeste de España podría representar la única zona donde todavía se conservan las últimas poblaciones de perdiz roja de linajes genéticos más originales, por lo que resulta fundamental salvaguardar las poblaciones de esos territorios (Rodríguez García y Galián, 2014). Por último, hay que tener en cuenta que la liberación de perdices criadas en granjas parece aumentar la presión de la caza sobre las poblaciones reproductoras de perdices rojas silvestres, por lo que estas sueltas resultan todavía más contraproducentes (Díaz-Fernández *et al*., 2012; Casas *et al*., 2016).

● Cambio climático

Como en el caso de otras especies de ambientes subestépicos o de agrosistemas -especialmente las que crían en el suelo-, las variaciones drásticas en la temperatura y precipitaciones podrían afectar de manera significativa a la productividad de la perdiz roja. Los fenómenos meteorológicos extremos propios de la situación generada por el cambio climático podrían perjudicar gravemente a esta especie, muy influenciada por las fluctuaciones de parámetros como la cantidad de precipitaciones estacionales, en los que un aumento considerable de las temperaturas y un descenso de las lluvias durante el inicio del periodo reproductor implicaría el agotamiento de los



© PErni-sShutterstock

recursos alimenticios antes del nacimiento de los pollos (de Juana y García, 2005; Lucio, 1990). De igual modo, la disponibilidad de agua -especialmente en verano- podría ser un factor limitante en los parámetros del ciclo de vida de la perdiz roja en la región mediterránea, particularmente en años de sequía (Borralho *et al*., 1998), y esto se podría agravar con el calentamiento global.

Inacción de las Administraciones públicas

La falta de designación de espacios protegidos, especialmente ZEPA de la Red Natura 2000, y de implementación de medidas específicas para su protección -como pueden ser la prohibición de su caza en determinados espacios protegidos importantes para la reproducción o migración de la especie- son factores indirectos que evidentemente afectan a la viabilidad futura de las poblaciones de perdiz roja. Por otra parte, su protección y la posible aprobación o ejecución de planes de actuación serviría para regular determinados usos y actividades que están impactando sobre la especie, así como para la designación de áreas críticas o sensibles con una regulación de usos especial que impidiera el desarrollo de determinados proyectos o actividades que pudieran contribuir al declive de la especie. Con la catalogación de la perdiz roja se deberían desencadenar los mecanismos establecidos en la legislación de protección de la biodiversidad, obligando a la prohibición de su caza, a la designación de espacios para su conservación y a la elaboración de los correspondientes planes de gestión a nivel autonómico, así como además a la liberación de fondos económicos para su ejecución.

La red de ZEPA no cubre suficientemente su área de distribución principal y las actuales medidas agroambientales de la PAC no consiguen contrarrestar la degradación general de la matriz agraria, como tampoco permiten un diseño más eficiente para asegurar el buen estado de salud de la especie y el buen desarrollo de la actividad de los agricultores.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Berna: Anexo III. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo II y III.	Ninguna

AUTONÓMICAS		
CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	Cinegética	Ninguno
Aragón	Cinegética	Ninguno
Asturias	Cinegética	Ninguno
Baleares	Cinegética	Ninguno
Canarias	Cinegética	Ninguno
Cantabria	Cinegética	Ninguno
Castilla-La Mancha	Cinegética	Ninguno
Castilla y León	Cinegética	Ninguno
Cataluña	Cinegética	Ninguno
Euskadi	Cinegética	Ninguno
Extremadura	Cinegética	Ninguno
Galicia	Cinegética	Ninguno
Comunidad de Madrid	Cinegética	Ninguno
Región de Murcia	Cinegética	Ninguno
Navarra	Cinegética	Ninguno
La Rioja	Cinegética	Ninguno
Comunidad Valenciana	Cinegética	Ninguno

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Catalogación de la especie a escala estatal, ya que actualmente está considerada como especie cinegética. Con esta medida se desencadenarían los mecanismos establecidos en las leyes de protección de la biodiversidad, obligando a la elaboración de planes autonómicos de recuperación, a la aprobación de una estrategia estatal para su conservación y a la liberación de fondos económicos para su ejecución.

- ✔ Elaboración y aprobación de los preceptivos planes de conservación en las CCAA con presencia de la especie si se aprueba su catalogación.

- ✔ Desarrollo de políticas agrarias compatibles con la conservación de la biodiversidad, con la puesta en marcha de medidas específicas ligadas a los usos agrícolas -como la conservación y el mantenimiento de barbechos, linderos o setos en las tierras agrarias- y el desarrollo de medidas que permitan la conservación de barbechos gestionados para fomentar la biodiversidad en al menos un 10 % de la superficie de cultivo. El mantenimiento de los márgenes herbáceos, linderos y setos también es altamente recomendable.

- ✔ Prohibición del uso de plaguicidas -herbicidas y fungicidas- en las áreas importantes para la especie y restricción generalizada del uso de este tipo de pesticidas, así como la prohibición del uso de “semillas blindadas”.

- ✔ Declarar una moratoria en la caza de la especie de manera urgente, hasta que se proceda a la protección de la perdiz roja a nivel estatal y se incluya como especie protegida dentro de Catálogo Español de Especies Amenazadas.

- ✔ Prohibición urgente de las sueltas de perdices rojas de granja y que en caso de autorizarse se establezcan los mecanismos que certifiquen su pureza genética, para evitar que se produzca una pérdida de diversidad genética sobre las poblaciones autóctonas, con todos los riesgos que ello entraña, velando por su estricto cumplimiento. Prohibición de la suelta de otras especies de perdiz.

- ✔ Seguimiento de la evolución de la población y estudio de las causas del declive. Desarrollar estudios que permitan conocer su evolucióna nivel regional y estatal, así como identificar cuáles son las causas más graves de mortalidad y de su actual declive, tanto en España como en otros territorios limítrofes.

- ✔ Designación de nuevas ZEPA o ampliación de las existentes para que alberguen las poblaciones que resultan ser un reducto de pureza genética de la especie en la Península. Para ello es necesario evaluar la posibilidad de declarar espacios protegidos cuyo objetivo de conservación sean las poblaciones de perdiz roja puras o establecer medidas en espacios ya existentes para garantizar su recuperación.

VULNERABLE
VU [D1]

QUEBRANTAHUESOS

Gypaetus barbatus

Trencalòs; Quebrantaósos; Ugatza; Quebra-ossos; Bearded vulture; Gypaète barbu;



Autores: **Antoni Margalida y Jorge F. Orueta**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2018)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
NT	VU	NT	E	EN	VU

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

El quebrantahuesos está presente como reproductor en cinco comunidades autónomas (Margalida et Martínez, 2020): Andalucía, Aragón, Asturias, Cataluña y Navarra, si bien la mayor parte de la población se encuentra en Pirineos y sierras prepirenaicas. En Asturias existe un territorio ocupado en Picos de Europa, en el oriente asturiano, fruto de las actuaciones encaminadas a la reintroducción y recuperación de la especie en la cordillera Cantábrica. En Andalucía existen tres parejas procedentes de los programas de reintroducción en la última área conocida para la especie en la región, en el Parque Natural de Cazorla, Segura y Las Villas.

Los amplios movimientos divagantes de los jóvenes hacen que la especie se pueda observar en toda la Península (Margalida *et al*., 2013).

Ocupa macizos montañosos con abundancia de cortados rocosos y presencia de ungulados domésticos o salvajes en los que basa su alimentación (Margalida *et al*., 2008b, 2009).

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

En 2018 se censaron 126 unidades territoriales ocupadas de las que 35 -un 27,8 %- eran poliándricas -con dos o más machos y una hembra-. Su principal área -totalizando 122 unidades- se encuentra en las montañas al norte de Aragón, Cataluña y Navarra, con 74, 40 y 8 territorios respectivamente. En Andalucía -tres parejas- y Asturias -una pareja- las poblaciones, otrora extintas, son fruto de programas de reintroducción. Las provincias de Huesca y Lleida totalizan más del 85 % de la población española (Margalida y Martínez, 2020).

Desde que se inició el seguimiento regular de la especie a principios de los años 80 del siglo pasado, la población existente en Cazorla desapareció, y la única población de toda Europa occidental quedó relegada a los Pirineos. Esa población se evaluó en 1988 en 30 unidades territoriales -de las cuales 25 fueron controladas y 18 reproductoras- pasando a las 146 -122 unidades territoriales controladas y 83 reproductoras- en el año 2018, si bien parte del incremento se debe a mejoras en el esfuerzo de seguimiento, principalmente el realizado durante la década de los 90.

La frecuencia de tríos reproductores, el aumento de adultos no reproductores y el descenso de la productividad pueden estar señalando una ralentización en el crecimiento de la población en Pirineos; donde ha pasado de un 3,3 % -en el conjunto de la cordillera- a un 2,3 % durante la última década -entre 2007 y 2016- (Margalida *et al*., 2020).

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se han aplicado las categorías de amenaza y los criterios UICN para el conjunto de la población reproductora peninsular.

Criterio D1

(a) Pese a que califica en la categoría de "Vulnerable", dado que su población se sitúa entre los 250 y los 1.000 individuos, debido a que las causas pasadas de declive -sobre todo los envenenamientos-, siguen activas (Margalida y Martínez 2020), recomiendan que se mantenga en la categoría de "En Peligro" en los catálogos oficiales de protección de especies.

AMENAZAS

● Envenenamiento

La mortalidad debida a envenenamiento intencionado de carroñas -para el control de depredadores- se ha evaluado en un 26 % para el conjunto de Europa Occidental (Margalida *et al*., 2008a). Se considera que esta causa está muy infravalorada cuando se consideran los datos de aves halladas por azar, es decir, aves no marcadas con emisores, respecto al disparo o electrocución, o a la colisión con tendidos, que son mucho más predecibles (Margalida *et al*., 2008a).

Los casos de envenenamiento se incrementan en las zonas de reciente reintroducción, pero disminuyen relativamente en Pirineos (de la Bodega *et al*., 2020).

La cifra de quebrantahuesos envenenados es, proporcional a su abundancia, varias veces superior a la de otras grandes necrófagas como el buitre leonado, lo que supone una situación muy grave de cara a la conservación de la especie (de la Bodega *et al*., 2020). El número de quebrantahuesos envenenados podría rondar la decena por año, si bien tan sólo se detectaría un pequeño porcentaje (Cano *et al*., 2016). Dados los amplios movimientos dispersivos del quebrantahuesos,

en particular de los jóvenes (Margalida *et al*., 2013), la mortalidad asociada al veneno se da también en provincias sin presencia de la especie como reproductora (de la Bodega *et al*., 2020).

● Colisión con tendidos eléctricos y otras estructuras

Los quebrantahuesos son buitres que pasan la mayor parte de su tiempo en vuelo a alturas inferiores relativamente bajas, por lo que son muy susceptibles a colisiones con cables eléctricos y de teleféricos , así como con con aerogeneradores (Izquierdo, 2017). La mortalidad debida a la colisión con tendidos eléctricos se ha evaluado en un 18 % para el conjunto de Europa occidental (Margalida *et al*., 2008). En los proyectos de reintroducción, la proporción de muertes por esta causa se duplica (Izquierdo, 2017).

Las colisiones con aerogeneradores son frecuentes en otras especies de buitre, pero no se han registrado en Europa. La expansión de parques eólicos podría ser una amenaza para las poblaciones actuales y, sobre todo, para el establecimiento de nuevas poblaciones (Izquierdo, 2017; Serrano *et al*., 2020).

● Disparo intencionado

La mortalidad debida a disparo intencionado se ha evaluado en un 31 % para el conjunto de Europa occidental (Margalida *et al*., 2008), siendo esta actividad una de las principales razones de la regresión del rango de distribución de la especie en el pasado (Izquierdo, 2017). No obstante, parece que durante las últimas décadas ,esta causa podría estar en declive con respecto a otras, como el envenenamiento intencionado o accidental (Margalida *et al*., 2008)

● Intoxicación no intencionada

La mortalidad debida a intoxicación no intencionada se ha evaluado en un 12 % para el conjunto de Europa occidental (Margalida *et al*., 2008). Entre los productos susceptibles de causar la muerte al quebrantahuesos se encuentran medicamentos de uso veterinario, concretamente antiparasitarios tópicos en patas de ganado ovino proporcionado como alimento en puntos de alimentación suplementaria (Mateo *et al*., 2015), si bien el uso ilegal de cebos envenenados todavía continúa presente (De La Bodega *et al*., 2020; Margalida et Mateo, 2019).

Se considera que esta causa está muy infravalorada cuando se tienen en cuenta los datos de aves halladas por azar -es decir, aves no marcadas con emisores-, respecto al disparo o electrocución o colisión con tendidos, que son mucho más predecibles especialmente (Margalida *et al*., 2008)

● Plumbismo

El plumbismo ha sido una amenaza tradicionalmente subestimada en lo que se refiere a los efectos sobre aves carroñeras (Izquierdo, 2017). La exposición de los quebrantahuesos al plomo, en particular procedente de munición de caza, se ha encontrado en dosis subclínicas en la mayor parte de los análisis realizados, en algunos casos dando lugar a un envenenamiento crónico (Hernández y Margalida, 2009). La exposición crónica al plomo ha sido identificada como una causa de pérdida de aptitud física que puede desembocar en una mayor probabilidad de muerte por otras causas -como la colisión- y a la pérdida de fecundidad (Kruger y Amar, 2018).

● Molestias

Las molestias de origen humano se han identificado como la principal causa evitable de fallo en la reproducción del quebrantahuesos (Margalida *et al*., 2003; Arroyo *et al*., 2020).

Entre estas se han identificado como particularmente perjudiciales las que producen elevados niveles de ruido -helicópteros, batidas de caza, trabajos forestales, vuelo de drones- o que ocurren muy cerca de los nidos -fotógrafos, escaladores, parapentistas- (Arroyo y Razin, 2006; Arroyo *et al*., 2020).

● Manejo poblacional

La gestión basada en la alimentación específica para aumentar la productividad y favorecer la extracción de puestas o la utilización de jóvenes nacidos en libertad para reintroducciones (Ferrer *et al*., 2014) ha sido puesta en duda (Margalida *et al*., 2017a) y debe evitar comprometer la viabilidad de la población donante -la de los Pirineos-, tal



© Jan-Nor Photography - shutterstock

y como muestran los modelos que cuantifican el impacto potencial de dicho manejo (Colomer *et al*., 2020).

La presencia de puntos de alimentación suplementaria no parece tener efecto en el uso del territorio por parte de los quebrantahuesos (Margalida *et al*., 2016). Esto es debido a que las estimas de alimento disponible en los Pirineos parecen ser muy superiores a los requerimientos necesarios para cubrir sus necesidades (Margalida *et al*., 2017b).

El manejo de la cantidad de alimento disponible en muladares, así como el acceso de los individuos no reproductores puede ser esencial para evitar la competencia intraespecífica e, incluso, para fomentar la expansión territorial e impedir perturbaciones a las unidades reproductoras (Moreno-Opo *et al*., 2015; Arroyo *et al*., 2020; Margalida *et al*., 2020).

La calidad de alimento suministrado, con la potencial presencia de medicamentos de uso veterinario, debe ser cuidadosamente supervisada para evitar intoxicaciones, incluso por medios sencillos como el lavado con agua (Mateo *et al*., 2015).

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Reforzar la prohibición y vigilancia de actividades que puedan perturbar la reproducción de los quebrantahuesos -vuelo con helicópteros, batidas de caza, vuelo de drones, escalada, parapente, fotografía de naturaleza, etc.-.
- ✔ Prohibición de la caza con plomo en toda su área de distribución.
- ✔ No desarrollar proyectos de producción de energía eólica en las zonas frecuentadas por la especie.
- ✔ Corregir adecuadamente los tendidos eléctricos que puedan ser peligrosos para el quebrantahuesos y otras especies de grandes rapaces.
- ✔ Incremento de la persecución del delito de envenenamiento, a través de protocolos estrictos y de refuerzo en los medios.
- ✔ Gestión adecuada de los muladares, tanto en frecuencia de los aportes y en calidad de los mismos -evitando posibles medicamentos veterinarios como antiparasitarios o antiinflamatorios no esteroideos identificados como peligrosos- y favoreciendo sólo a los animales territoriales, en beneficio de la expansión de la especie a nuevos territorios.
- ✔ Mantener y mejorar las acciones de coordinación entre Administraciones, tanto en España como con Francia y Andorra.
- ✔ Asegurar la viabilidad del hábitat y la ausencia de amenazas en sitios potenciales de recolonización, en particular aquellos en los que ya existe una gestión de otras especies de buitres, para favorecer la conectividad y la expansión de la población.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Bonn: Apéndice II. Convenio de Berna: Anexo II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I. Convención sobre Especies Migratorias (CMS): Apéndice I. Raptors MoU. Single Species Action Plan for the conservation of the Western Palearctic population of Bearded Vulture Gypaetus barbatus (VCF, 2018). European Union Species Action Plan for the Lammergeier (Gypaetus barbatus) (Heredia y Heredia, 1997). African-Eurasian Vulture Multi-species Action Plan Plan National d'actions en faveur du Gypaète barbu (2010-2020).	Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011): En Peligro de Extinción. Estrategia para la Conservación del Quebrantahuesos (Gypaetus barbatus) en España (2000).

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Acuerdo de 18 de enero de 2011, del Consejo de Gobierno, por el que se aprueban los planes de recuperación y conservación de determinadas especies silvestres y hábitats protegidos (Plan de recuperación y conservación de las aves necrófagas).
Aragón	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Decreto 45/2003, de 25 de febrero, del Gobierno de Aragón, por el que se establece un régimen de protección para el quebrantahuesos y se aprue ba el Plan de Recuperación. Programa de Acciones de Conservación del Quebrantahuesos en Pirineos y Picos de Europa 2017. Proyecto Life+ Red Quebrantahuesos LIFE12 NAT/ES/000322 (2013-2018).
Asturias	No catalogada	Programa de Acciones de Conservación del Quebrantahuesos en Pirineos y Picos de Europa 2017. Proyecto Life+ Red Quebrantahuesos LIFE12 NAT/ES/000322 (2013-2018).
Cantabria	EXTINGUIDO	Programa de Acciones de Conservación del Quebrantahuesos en Pirineos y Picos de Europa 2017. Proyecto Life+ Red Quebrantahuesos LIFE12 NAT/ES/000322 (2013-2018).
Castilla y León	No catalogada	Programa de Acciones de Conservación del Quebrantahuesos en Pirineos y Picos de Europa 2017. Proyecto Life+ Red Quebrantahuesos LIFE12 NAT/ES/000322 (2013-2018).
Cataluña	No catalogada	Decret 282/1994, de 29 de setembre, pel qual s'aprova el Pla de recuperació del trencalòs a Catalunya.
Euskadi	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Plan Conjunto de Gestión de las aves necrófagas de interés comunitario de la Comunidad Autónoma del País Vasco, suscrito por la Administración General del País Vasco y las Diputaciones Forales de Álava-Araba, Bizkaia y Gipuzkoa (2015).
Región de Murcia	EXTINGUIDO	Ninguno
Navarra	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Decreto foral 95/1995, de 10 de abril, del Gobierno de Navarra, por el que se aprueba el Plan de Recuperación del Quebrantahuesos.

TARRO CANELO

VULNERABLE
VU [B1; D1]
LIBRO ROJO



Tadorna ferruginea

Ànec canyella; Tadorna ferruxenta; Paita gorrizta; Pato-casarca; Ruddy Shelduck; Tadorne casarca

Autor: **Marcelo Cabrera**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2016)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	E	EN	VU

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

Si bien en el pasado se mencionó su presencia en Andalucía, Valencia y Cataluña, las citas recopiladas por De Juana y García (2015) hasta el 2010 arrojaron observaciones en todas las comunidades autónomas de España, con mayor presencia en la mitad meridional de la península ibérica y las comunidades de Galicia y Baleares.

En Canarias está presente desde abril de 1994, cuando se detectó una pareja con 6-7 pollos en un humedal al sur de la isla de Fuerteventura (Neave, 1994; Collins y Kholer, 1996). A partir de ese año, la especie se ha ido expandiendo paulatinamente a otros humedales disponibles de esta isla y al resto del archipiélago, donde se han producido citas en todas las islas e islotes, a excepción de La Palma. Actualmente, también es una especie habitual que se reproduce regularmente en Lanzarote, Gran Canaria y Tenerife. Además, se ha citado ocasionalmente en La Gomera y El Hierro, e irregularmente en los islotes de Lobos y La Graciosa.

Entre los hábitats utilizados por la especie en Canarias se cuentan varios tipos de humedales de interior. La mayor parte de ellos son de agua fresca temporal, forman parte de la infraestructura agrícola local y son dependientes de las lluvias estacionales: embalses, estanques, balsas, charcas y sistemas tradicionales de cultivo -presa seca, gavias- (Perdomo, 2002). Otros humedales de interior son permanentes y perdurables durante varios años: cauces de agua, manantiales, afloramientos y represas o

almacenamientos de agua en campos de golf. También se han detectado ejemplares en pequeños encharcamientos formados tras las lluvias, graveras inundadas o en ambientes costeros: charcos y rasas intermareales, salinas, lagunas supralitorales y marismas mareales. Además, la especie también acude a alimentarse a cultivos de alfalfa, sembrados cerealistas y a ras de suelo en explotaciones ganaderas (Cabrera y Lorenzo, 2012).

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

En el pasado se comportó como invernante regular y abundante en las marismas del Guadalquivir, con observaciones de hasta 500 ejemplares en 1962 procedentes de las vecinas poblaciones marroquíes (Hidalgo, 1989). En esos años también se observaron aves en otros humedales de Andalucía (Green y Palacios, 2003) y Valencia (Bernis, 1956; Ferrer *et al*., 1963), así como se apuntaba su presencia accidental en Cataluña (Arévalo, 1887). Si bien entonces ya se mencionó la reproducción en algunos humedales al sur de Andalucía, la escasez de información precisa indica que, si llegó a ocurrir, debió ser de forma muy excepcional (Valverde, 1960). En décadas posteriores las citas se redujeron paulatinamente hasta que la especie fue incluida entre las aves raras de España, lista en la que permaneció entre los años 1984 y 2002 (De Juana *et al*., 1985 y 2002).

El estatus actual del tarro canelo en la península ibérica es dudoso y, al igual que en otros países europeos, ha estado sujeto a discusión en la última década. Es conocido que esta especie es popular en colecciones privadas y se han producido escapes de aves que han llegado a reproducirse en entornos naturales. Sin embargo, algunos autores no descartan la arribada de ejemplares silvestres procedentes de Marruecos en la época posnupcial (Green y Palacios, 2003). Un estudio sobre las citas de aves no marcadas observadas entre 1984 y 2002 recopiló datos distribuidos durante todos los meses del año y significativamente notables a finales de verano, asociando estas últimas apariciones con migraciones de muda o desplazamientos para evitar la sequía estival (De Juana, 2006). Esta misma irrupción estival ocurre en otros países europeos, en ocasiones de forma notoria (Vinicombe y Harrop, 1999). Una recopilación posterior, que abarcó hasta el año 2010, dibujó el mismo patrón de presencia, pero con tendencia a repartirse más uniformemente entre los meses del año. Esta última tendencia puede deberse a la existencia de una población reproductora silvestre muy pequeña en la península ibérica (De Juana y Garcia, 2015).

La única población reproductora considerada de origen silvestre en España se encuentra en el archipiélago canario. De acuerdo con los censos realizados en esta región durante el periodo 2007-2020, la tendencia del tamaño poblacional y el rango de distribución ha sido positiva, pero fluctuante entre los diferentes años de censo. Este último aspecto había sido advertido en los conteos iniciales realizados entre los años 1994 y 2000, cuando la población osciló entre 3 y 6 parejas presentes en 3-5 localidades de Fuerteventura (Martín y Lorenzo, 2001; Palacios, 2002; Green y Palacios, 2004). Esto mismo ocurrió en censos posteriores realizados entre 2007 y 2014, cuando los conteos fluctuaron entre 80 y 375 ejemplares, y entre 30 y 54 parejas reproductoras presentes en 16-34 localidades de Canarias (Lorenzo y Palacios, 2007; Lorenzo y Cabrera, 2008; Ramos, 2010; García del Rey y Rodríguez-Lorenzo, 2010; Cabrera y Lorenzo, 2012; Lorenzo *et al*., 2014). Los últimos censos regionales, realizados entre los años 2018 y 2020, arrojan datos que oscilan entre los 275 y 729 ejemplares adultos y un mínimo de 69 parejas reproductoras para el conjunto del archipiélago canario (SEO/BirdLife, 2018, 2019 y 2020).

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Dado el origen dudoso de los efectivos en la región peninsular y Baleares, se han aplicado los criterios UICN únicamente para el conjunto de la población reproductora de Canarias, analizándola como una unidad regional única.

Dada la tendencia y resultados obtenidos en los censos efectuados entre los años 2007 y 2020, superior al necesario para el transcurso de tres generaciones de la especie o durante diez años, la población canaria de tarro canelo rebajaría la anterior categoría "En peligro crítico" (Green y Palacios, 2004) a "Vulnerable", de acuerdo con el criterio D1.

Criterio D

(1) A pesar del aumento paulatino de la población canaria desde que iniciara el proceso de colonización, el número máximo de ejemplares adultos censados se obtuvo en enero de 2020 y fue de 729 aves (SEO/BirdLife, 2020), un tamaño poblacional pequeño y restringido que cumple con los condicionantes de la categoría Vulnerable (< 1.000 ejemplares).

La tendencia de la población canaria en el futuro es difícil de predecir. La tasa de incremento de la población adulta entre los periodos 2008-2014 y 2018-2020 alcanza el 99,4 %, por lo que se augura que supere los 1.000 ejemplares adultos durante esta misma década. Sin embargo, la tasa de crecimiento de parejas reproductoras entre los mismos períodos es mucho más baja -del 28 %-, y el éxito reproductor parece ser relativamente bajo, perdiéndose un elevado porcentaje de polladas. Además, las numerosas amenazas identificadas y la aparición de episodios recientes de mortalidad significativa por botulismo, así como otras enfermedades no identificadas, aconsejan tomar esta predicción con la debida precaución.

AMENAZAS

● Pérdida del hábitat

La destrucción o transformación del hábitat se considera el factor principal de amenaza (Carboneras y Kirwan, 2018). En la península ibérica, la transformación del territorio ha afectado a la presencia de la especie en las marismas del Guadalquivir (Green y Palacios, 2003). En el norte de África, los efectos del cambio climático, la desertificación y los largos períodos de sequía han influido notablemente en la extinción de humedales en los que se citaba la especie en la década de los setenta (Franchimont *et al*., 1994; Green *et al*., 2002).

En Canarias, la sequía prolongada es especialmente persistente en muchos humedales presentes en ambientes naturales de Fuerteventura, el territorio más árido de España y Europa (Torres, 2007) y donde reside la mayor parte de la población de tarro canelo del archipiélago. Acorde a Dorta (2005), las precipitaciones significativas en esta isla: 1) son escasas y no ocurren siempre, por lo que el número de humedales es escaso y los períodos de sequía pueden prolongarse durante años; 2) son puntuales y con mayor frecuencia entre los meses de octubre y diciembre, promoviendo humedales temporales que no están disponibles durante todo el año; y 3) suelen ser localizadas y rara vez abarcan todo el territorio insular, produciendo cambios de distribución de humedales entre zonas y años. Algo similar debe estar ocurriendo en Lanzarote y en las zonas más áridas de otras islas.

Sin duda, la intensidad y frecuencia de las pluviometrías anuales influyen en la disponibilidad de humedales adecuados para la reproducción, así como en las características necesarias de los mismos para el éxito en la cría



© Vishnevskiy Vasily-Shutterstock

de pollos. A este último respecto, la sequía prematura del humedal en pleno proceso de cría produce el abandono de polladas o los traslados arriesgados hacia lugares menos adecuados, favoreciendo la captura de pollos por habitantes locales y la depredación por especies tanto exóticas como autóctonas. Esta misma amenaza y sus consecuencias también se reproducen cuando se extrae el agua de los humedales disponibles para uso agrícola -riego de cultivos o bebederos de ganado-, algo muy habitual en Fuerteventura y otras zonas rurales del archipiélago canario.

De hecho, un porcentaje importante de los efectivos que cría con éxito ocupa lugares antropogénicos donde el nivel de agua es más o menos constante durante toda la época reproductora. Entre ellos, los almacenamientos

de agua en campos de golf no dependen de las lluvias, al igual que ocurre con charcas artificiales asistidas en zoológicos y algunas propiedades privadas. Por otro lado, un grupo reducido de presas y charcas de mayor tamaño puede acumular puntualmente grandes cantidades de agua, perdurando a la sequía durante varias temporadas reproductoras o, incluso, concatenando varios periodos de lluvias puntuales.

● Depredación

En Fuerteventura esta amenaza es especialmente significativa sobre pollos y puede producirse tanto por depredadores exóticos -gatos y ratas- como por especies autóctonas -cuervo grande, gaviota patiamarilla, busardo ratonero y cernícalo vulgar-. Además, también se han observado puntualmente intentos de captura por ejemplares migratorios de alcotán europeo y aguilucho lagunero occidental (Lorenzo *et al*., 2014). La incidencia de estos depredadores es favorecida por la pérdida prematura del humedal en pleno proceso de reproducción. Además, también está favorecida por la presencia de basura en las orillas de los humedales y el trasiego con vehículos motorizados por cauces de agua.

● Atropellos y colisión con tendidos eléctricos y aerogeneradores

En Fuerteventura se han registrado al menos dos atropellos (Green y Palacios, 2004; Lorenzo *et al*., 2014) y algunas colisiones con tendidos eléctricos (Green y Palacios, 2004; Lorenzo y Ginovés, 2007), algo también registrado más recientemente en Lanzarote (Lorenzo *et al*., 2014). En Gran Canaria, se conoce al menos un caso de colisión con aerogeneradores (D. González, com. pers.). Otros impactos con infraestructuras tienen que ver con dispositivos instalados puntualmente sobre las charcas para evitar la presencia de gaviotas que ocasionaron daños involuntarios en algunos ejemplares de tarro canelo en Fuerteventura (Lorenzo *et al*., 2014).

● Caza y captura ilegal, incluyendo traslado de pollos y expolio de nidos

En el pasado se cazaba en Andalucía y Valencia (Hidalgo, 1989; Ferrer *et al*., 1963) y es un problema importante de conservación al sureste de Europa (Carboneras y Kirwan, 2018) y en Marruecos (Green y Palacios, 2004). En Canarias tres cazadores fueron fotografiados, en noviembre de 2016, mientras tiroteaban ejemplares en Lanzarote (SEO/BirdLife, 2018), y no se descarta que también haya podido ocurrir lo mismo en Fuerteventura, donde se ha ido incrementando la costumbre de capturar pollos por parte de la población local, y se conoce la muerte de al menos un pollo por la pedrada de un muchacho, así como el consumo puntual de huevos (Green y Palacios, 2004; Lorenzo *et al*., 2014). Además, dos polladas completas aparecidas en estanques durante la pasada década fueron confundidas con pollos de gaviota por habitantes locales y posteriormente trasladadas a diferentes puntos de la costa.

● Molestias antrópicas

Las frecuentes visitas de paseantes y observadores a las mencionadas zonas húmedas producen molestias a las aves. Dichas molestias son más perjudiciales cuando corresponden a paseantes con perros que transitan libremente por las orillas de los humedales. También deben considerarse las perturbaciones ocasionadas por motos, quads y todoterrenos que circulan por cauces de barrancos en plena época reproductora. Aparte de las molestias a las aves, todas estas actividades traen consigo el vertido de basuras y desperdicios,

favoreciendo la proliferación de depredadores en las orillas y en general en el entorno de los humedales (Lorenzo *et al*., 2014).

Botulismo y otras enfermedades desconocidas

En los últimos seis años se han producido varios episodios de mortalidad por enfermedad en cinco humedales de Fuerteventura, tanto durante la primavera como en el verano (SEO/BirdLife, 2018). Si bien en la mayoría de las localidades ha sido puntual, desde el verano de 2017 se han registrado al menos 143 aves muertas o enfermas en el embalse de Los Molinos, el humedal con más ejemplares de tarro canelo de España. Estos episodios están afectando principalmente a aves nacidas en ese mismo año. Si bien los análisis efectuados durante el verano de 2018 en esta última localidad demostraron la presencia de botulismo, se considera que el resto de los episodios se produjeron por enfermedades no diagnosticadas.

Colecciones privadas e hibridación

Otro problema añadido lo representa el mantenimiento de efectivos en cautividad en centros zoológicos, favoreciendo la posibilidad de escapes. En Fuerteventura se registró la liberación de seis ejemplares criados por una pareja en cautividad (Green y Palacios, 2004) y aunque no se conocen más casos de este tipo, se tiene constancia del mantenimiento de tarros canelos cautivos en colecciones privadas de Lanzarote, Fuerteventura, Gran Canaria y Tenerife, al menos hasta comienzos de la década del año 2000 (Lorenzo *et al*., 2014). Al igual que

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Bonn: Apéndice II(A1c). Convenio de Berna: Anexo II. Convención sobre Especies Migratorias (CMS): Apéndice II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I.	Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011): Incluido.

AUTONÓMICAS		
CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	Listado Andaluz de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial	Ninguno
Baleares	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Canarias	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Extremadura	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno

ha ocurrido en Suiza, donde aves escapadas se han hibridado con otras especies exóticas (Owen *et al*., 2006), en España también se ha detectado recientemente un ejemplar hibridado con tarro sudafricano, una especie muy similar presente en numerosos núcleos zoológicos y que también ha estado protagonizando escapes en la península ibérica desde el año 2013 (Grupo de Aves Exóticas de SEO/BirdLife).

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Restauración, mantenimiento, vigilancia y seguimiento sanitario/ambiental de los principales humedales para esta especie, de forma que se garantice la salud y disponibilidad de estos a largo plazo.
- ✔ Tomar medidas para evitar el acceso de la especie a reservorios de aguas residuales en depuradoras y depósitos asociados.
- ✔ Captura periódica de ejemplares silvestres para el marcaje y el análisis de muestras biológicas adecuadas, de forma que pueda establecerse un seguimiento y control sanitario de la población a largo plazo.
- ✔ Censo, marcaje, seguimiento, esterilización y control de ejemplares de tarro canelo criados en cautividad.
- ✔ Incrementar la vigilancia de humedales durante los meses de primavera y verano, así como establecer protocolos de acción para recuperar cuantos ejemplares sea posible durante los episodios de mortalidad por botulismo u otras enfermedades desconocidas.
- ✔ Realizar estudios que permitan establecer el alcance de la depredación por especies exóticas y llevar a cabo las correspondientes medidas de control.
- ✔ Realizar acciones de cooperación y sensibilización con el sector rural -agricultores y ganaderos-, así como con los propietarios de campos de golf y zoológicos presentes en su rango de distribución.
- ✔ Implementar las labores de educación ambiental al respecto en centros escolares, asociaciones vecinales o cualquier otro colectivo en contacto con la especie.
- ✔ Continuar con los seguimientos de la población en Canarias.
- ✔ Promover estudios que permitan aumentar los conocimientos sobre la ecología y biología reproductora de la especie.
- ✔ Establecer relaciones de cooperación con Marruecos y Argelia para la conservación de la especie y sus correspondientes humedales.

TORCECUELLO EUROASIÁTICO

VULNERABLE
VU [A2bc]
LIBRO ROJO

Jynx torquilla

Colltort comú; Virapescozo europeo; Lepitzulia; Torcicolo; Eurasian Wryneck; Torcol fourmilier



Autor: **Nicolás López-Jiménez**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (20167)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	NE	DD	VU

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

Se trata del único pájaro carpintero migrador que habita en la península ibérica, donde aparece principalmente en el tercio norte peninsular y el litoral levantino, siendo también abundante en las islas Baleares donde se comporta como una especie sedentaria (Carbonell, 2012), y haciéndose más rara hacía el cuadrante noroccidental -Galicia y litoral cantábrico occidental-. Castilla y León, la Comunidad Valenciana y Aragón registrarían las mayores concentraciones de individuos reproductores (Carrascal y Palomino, 2008).

Su particular dieta mirmecófaga -a base de hormigas-, hace que, durante el invierno, además de la población balear, las mayores concentraciones de torcecuellos invernantes se den en aquellos hábitats con mosaicos agropecuarios bien conservados del sur de España y el litoral mediterráneo, donde la temperatura permita que las hormigas mantengan cierta actividad y estén disponibles como recurso trófico. Un porcentaje de las aves invernantes proceden de poblaciones reproductoras de Europa central (Wijk *et al*., 2013; Wijk y Tizón, 2016), cuyas poblaciones también han disminuido drásticamente durante las últimas décadas. Estas aves invernantes presentan una gran preferencia por mosaicos de tierras cultivadas de gran extensión y bien conservadas, en zonas de llanuras aluviales con áreas de arbolado disperso. En época reproductora, aunque pueden ocupar una gran variedad de hábitats, también prefieren vivir en enclaves donde haya mosaicos de ecosistemas con presencia de arbolado disperso y áreas cultivadas, lo que evidencia que en

invierno utilizan hábitats similares a los de sus zonas de reproducción (Weisshaupt *et al.*, 2011). Esta dependencia de los paisajes agrícolas con arbolado bien conservado hace relevante la conservación de estos ecosistemas para garantizar la supervivencia de la especie en toda su área de distribución (Wijk y Tizón, 2016).

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

La información que incorpora el *Atlas de Aves Reproductoras* para 2003 indica que se podría establecer un mínimo de 10.304 parejas reproductoras, aunque también indica que no se trata de datos completos al no contar con datos poblacionales de cuadrículas donde la especie se había citado (Cortés y González-Escudero, 2003).

En 2008, Carrrascal y Palomino califican a esta especie como una de las 10 más escasas de las 95 aves comunes tratadas en su obra, con una media de 126.333 ejemplares, indicando que la especie ha experimentado sucesivas variaciones en su tendencia poblacional a lo largo del tiempo, presentando una tendencia incierta. De acuerdo con los datos disponibles de la estimación poblacional realizada entre 2004 y 2006 (Carrrascal y Palomino, 2008) y teniendo en cuenta que la tendencia en España -establecida a través del programa de seguimiento SACRE a largo plazo, para el periodo 1998-2018- fue de un declive del 39,9 % (SEO/BirdLife, 2019), se podría estimar que la población para España en 2018 estaría formada por 75.926 individuos.

Este declive de la población, cercano al 40 %, entre 1998 y 2018, parece generalizado y se ha documentado también en el oeste y centro de Europa, desde mediados del siglo XIX, con una reducción más acusada en el número de ejemplares y su distribución durante el siglo XX, desapareciendo del norte de Francia y de amplias zonas de Bélgica, Holanda y Alemania después de 1960. En la década de los 90 del siglo XX, en Gran Bretaña casi se dio por extinta, tras sufrir un declive muy grave. Y por último, en Suecia y Finlandia sus poblaciones disminuyeron en más de un 50 % a finales del siglo XX (Winkler *et al*., 2020).

A pesar del declive generalizado de su población en España, especialmente en la mitad septentrional (González-Escudero y Cortés, 2004), se ha apreciado un cambio significativo en su área de distribución, que ha aumentado en un 33 % entre 2002 y 2018 -diferencia entre las cuadrículas ocupadas en ambos *Atlas de Aves Reproductoras*-, lo que podría estar indicando que un menor número de ejemplares se está desplazando a territorios periféricos que antes no ocupaban y que podrían ser lugares poco favorables para la especie.

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

En el anterior *Libro Rojo de las Aves de España* la escasez de datos o la existencia parcial de información poblacional sobre algunos territorios, impidió que se pudiera evaluar correctamente su estatus poblacional. Por lo tanto, no se pudieron aplicar los criterios para encuadrar al torcecuello en su categoría UICN correspondiente, asignándola la categoría de "Datos Insuficientes" (González-Escudero y Cortés, 2004).

En la actualidad, la posibilidad de contar con largas series temporales de datos sobre la tendencia de la especie -gracias a más de 20 años de datos proporcionado por el programa SACRE- permite contar con información sobre la evolución de la especie como para poder evaluar su situación. Si se analiza, por tanto, el conjunto de la población reproductora española como una unidad regional única, y teniendo en cuenta que la especie ha sufrido un declive de su población del 41,1 % en tres generaciones -generación de 3,5 años-, basado



© KOO-Shutterstock

en el índice de abundancia proporcionado por los datos del programa SACRE, la especie cumple los criterios UICN para ser catalogada como “Vulnerable”.

Criterio A2

(b) Teniendo en cuenta las tendencias poblacionales del torcecuello común observadas durante el periodo 1998-2018 (SEO/BirdLife, 2019) que presentan un declive del 39,9 %, y que para el periodo de tres generaciones la especie ha sufrido un declive de su población del 41,1 %, el torcecuello cumpliría el criterio A2b para ser catalogada como “Vulnerable”, puesto que supera el umbral de haber sufrido una reducción del tamaño poblacional en tres generaciones de más del 30 %.

(c) A su vez, aunque la especie no ha sufrido una reducción del área de ocupación entre 2002 y 2018 -diferencia entre las cuadrículas ocupadas en ambos *Atlas de Aves Reproductoras*-, la calidad y extensión de sus

hábitats óptimos podría haberse reducido notablemente, pudiendo también cumplir el criterio A2c como para ser catalogada "Vulnerable".

La especie, por lo tanto, presenta una tendencia de declive actualmente y nada hace pensar que pueda cambiar, ya que por el momento no se están adoptando las medidas de conservación adecuadas para revertir esta situación, y porque además no se conocen con exactitud todos los factores que están produciendo este declive.

AMENAZAS

● Destrucción y transformación del hábitat, y gestión agraria

Si bien la destrucción del hábitat y sus efectos indirectos parece ser la causa más plausible del declive del torcecuello en toda Europa (Geiser *et al*., 2008; Weisshaupt *et al*., 2011), la intensificación agrícola y determinados modelos de gestión de los mosaicos de tierras cultivadas que derivan hacia una simplificación de los ecosistemas, podrían suponer una amenaza muy grave para la especie. Y es que este proceso de intensificación a gran escala -especialmente durante los últimos 50 años- ha provocado, entre otras cosas, una reducción de la abundancia de invertebrados y una profunda transformación de la vegetación y de los suelos (Weisshaupt *et al*., 2011).

La importancia del mantenimiento de extensos paisajes agrícolas donde se practique un cultivo y manejo de baja intensidad es crucial para la supervivencia de la especie. La conservación de los mosaicos agrícolas con arbolado favorecería no sólo a la población reproductora, sino también al contingente invernante y a otras muchas especies reproductoras propias de estos hábitats seminaturales (Wijk y Tizón, 2016).

La intensificación de determinadas técnicas agrícolas o algunos de los condicionantes impuestos por la PAC, donde se fomenta la reducción de superficies de barbecho, la roturación de los terrenos baldíos, la sustitución de cultivos tradicionales por un incremento de las superficies de cultivos de regadío, o la desaparición de linderos y arbolado propio, está teniendo graves consecuencias para esta especie. La conservación de los cultivos tradicionales de frutales resulta fundamental para la protección de la especie, que también se ve afectada por la intensificación de este tipo de cultivos leñosos (Mermod *et al*., 2009). Las plantaciones tradicionales de frutales menos intensivas y más antiguas, y las tierras en barbecho son los hábitats preferidos para la alimentación de la especie, por lo que es importante garantizar su conservación (Weisshaupt *et al*., 2011), ya que la pérdida de estos hábitats hortofrutícolas tradicionales o su sustitución por plantaciones leñosas para el aprovechamiento maderero, así como el uso masivo de pesticidas en áreas de terrenos agrícolas podría acelerar su declive (Winkler *et al*., 2020).

La destrucción directa del hábitat de la especie por el desarrollo de algunas infraestructuras también supone un factor de amenaza para tener en cuenta, aunque parece que esta causa es más puntual y menos generalizada que otras (González *et al*., 2002).

● Falta de lugares de nidificación

La dependencia de los torcecuellos por los árboles grandes para poder disponer de cavidades donde poder nidificar, supone que en aquellos territorios donde haya poca disponibilidad de árboles con grandes troncos o estos han desaparecido, se limitará considerablemente la probabilidad de que esta especie ocupe ese territorio (Coudrain *et al*., 2010; Zingg *et al*., 2010). La desaparición

de grandes árboles situados en linderos de áreas cultivadas o en zonas boscosas cercanas a tierras de cultivo puede suponer un factor limitante para la recuperación de dicha especie. No obstante, podría tolerar bastante bien la cría en cajas nido específicas, como alternativa en aquellas zonas donde no encuentra disponibilidad de cavidades naturales en árboles (Zingg *et al*., 2010).

Pérdida de recursos tróficos

Otro de los factores limitantes para la existencia de territorios reproductores de esta especie, pero que también afectarían al contingente invernante, es la disponibilidad de hormigueros donde puedan alimentarse, principalmente de larvas y pupas. La transformación o destrucción de hábitats naturales propios de pastizales ricos en hormigueros, con mosaicos de zonas de suelo desnudo y grandes árboles dispersos, hace que se pierdan importantes territorios de reproducción o alimentación para esta especie (Coudrain *et al*., 2010).

La paulatina y grave desaparición de las poblaciones de insectos -especialmente hormigas- y otros invertebrados terrestres, especialmente en las tierras de cultivo, provocada por el uso masivo de productos químicos insecticidas, estaría afectando muy negativamente al torcecuello, ya que se trata de un recurso trófico fundamental para la especie tanto en época invernal como reproductora (Weisshaupt et a ., 2011). Se ha detectado que el 83 % de los suelos agrícolas de España tienen restos de pesticidas (Geissen *et al*., 2021), lo que resulta muy preocupante, ya que estos pesticidas se localizan tanto en suelos donde se desarrolla una agricultura intensiva, como en suelos donde se realizan prácticas agrícolas menos intensivas.

Cambio climático

Los factores climáticos también pueden representar un papel crucial en el declive de la especie (Geissen *et al*., 2008). Las variaciones drásticas en la temperatura y precipitaciones podrían afectar a los patrones de alimentación y al crecimiento o supervivencia de las crías. Los eventos climatológicos adversos, como el aumento de las precipitaciones torrenciales durante la temporada de reproducción, pueden afectar de una manera más intensa en las poblaciones marginales, que podrían sufrir mayores fluctuaciones poblacionales con el consiguiente riesgo de que se produzcan extinciones locales o abandonos de territorios (Geissen *et al*., 2008; Winkler *et al*., 2020).

Inacción de las Administraciones públicas

La falta de designación de espacios protegidos, especialmente ZEPA de la Red Natura 2000, y la no aplicación de medidas específicas para su protección -como pueden ser la aprobación y ejecución de planes de recuperación o de conservación- son factores indirectos que evidentemente afectan a la viabilidad futura de las poblaciones de torcecuello. La falta de políticas de protección de extensas áreas de cultivo frente a determinadas prácticas agrícolas intensivas y la falta de prohibición en el uso de determinados plaguicidas, también está afectando muy negativamente a esta especie, así como la falta de regulación que restrinja la tala y fomente el mantenimiento de grandes árboles en los linderos de las tierras de cultivo.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Berna: Anexo II.	Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011): Incluido.

AUTONÓMICAS		
CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	Listado Andaluz de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial	Ninguno
Aragón	No catalogada	Ninguno
Asturias	No catalogada	Ninguno
Baleares	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Cantabria	No catalogada	Ninguno
Castilla-La Mancha	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Castilla y León	No catalogada	Ninguno
Cataluña	No catalogada	Ninguno
Euskadi	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Extremadura	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Galicia	No catalogada	Ninguno
Comunidad de Madrid	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Región de Muria	No catalogada	Ninguno
Navarra	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
La Rioja	No catalogada	Ninguno
Comunidad Valenciana	No catalogada	Ninguno

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Revisar la catalogación de la especie a escala estatal, y valorar su inclusión en el Catálogo Español de Especies Amenazadas con la categoría de "Vulnerable". Con esta revisión se desencadenarían los mecanismos establecidos en las leyes de protección de la biodiversidad, obligando a la elaboración de preceptivos planes de recuperación o conservación en las CCAA. Además, sería necesario que las CCAA con presencia de la especie la incorporaran a sus catálogos de protección de fauna.

- ✔ Desarrollo de medidas específicas ligadas a los usos agrícolas que propicien la conservación de linderos y eriales, y el desarrollo de medidas que permitan la conservación de barbechos gestionados para fomentar la biodiversidad, fomentando los cultivos tradicionales de baja intensidad frente a las explotaciones intensivas.

- ✔ Conservación de los mosaicos de paisajes agrícolas tradicionales semiabiertos con grandes árboles dispersos. Es fundamental conservar los grandes árboles donde puedan existir cavidades para anidar o bien proporcionar cajas nido específicas para la especie en los lugares donde no dispongan de cavidades suficientes.

- ✔ Conservación de la matriz arbolada adyacente a las áreas de cultivo, y en especial los bosques de ribera.

- ✔ Prohibición de repoblaciones forestales en hábitats actuales o potenciales de la especie, así como la intensificación de cultivos leñosos arbóreos en áreas de especial interés para la especie.

- ✔ Restricción del uso de plaguicidas y prohibición del uso de los insecticidas de amplio espectro más perjudiciales, desarrollando iniciativas que fomenten el control biológico de plagas en las tierras de cultivo.

- ✔ Seguimiento específico de la evolución de la población y estudio de las causas del declive, con especial énfasis en el desarrollo de estudios sobre su alimentación y de las especies de hormigas que forman parte de su dieta.

- ✔ Designación de nuevas ZEPA o ampliación de las existentes para que alberguen el mayor porcentaje posible de territorios reproductores. Aplicación de medidas específicas para mejorar el estado de conservación de la especie en los instrumentos de gestión de los espacios Red Natura 2000.

VULNERABLE
VU [A2bcd]

TÓRTOLA EUROPEA

Streptopelia turtur

Tórtora eurasiàtica; Rula común; Usapal europarra; Rola-brava; European Turtle-dove; Tourterelle des bois



Autores: **Lara Moreno Zárate y Nicolás López-Jiménez**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2019)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
VU	VU	VU	NE	VU	VU

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

La tórtola europea es un ave migratoria transahariana cuyas áreas reproductivas en España se extienden a lo largo de toda la península ibérica, islas Canarias y Baleares, evitando zonas de montaña y siendo muy escasa o ausente a lo largo del borde norte peninsular (Martí y del Moral, 2003). El modelo sobre la favorabilidad de la especie para la España peninsular indica que las zonas más favorables para la tórtola se encuentran en áreas del levante, algunas zonas del sur de Galicia y en ciertas áreas de las provincias de Córdoba, Granada y Málaga (Moreno-Zárate *et al*., 2020).

Debido al amplio rango de distribución, la especie se puede encontrar en múltiples hábitats. En España se encuentra tanto en zonas agrícolas como boscosas y en el interfaz entre ambos. En el norte peninsular se ha descrito en zonas boscosas, bosques de galería y parches de encinar, aunque su abundancia parece disminuir cuando la cobertura arbórea aumenta (Sáenz de Buruaga *et al*., 2012). En el centro sur peninsular se encuentra más asociada a hábitats agrícolas, particularmente a áreas de mosaico donde se pueden

intercalar zonas de olivares o frutales con cultivos de secano -cereal, girasol, etc.-. También se encuentra en zonas de dehesas, bosque mediterráneo y pinares, aunque próximas a cultivos de cereal o pastizales (Rocha e Hidalgo, 2002; Gutiérrez-Galán y Alonso, 2016).

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

De acuerdo con los datos del programa Sacre (SEO/BirdLife, 2019) la población reproductora de tórtola europea en España ha experimentado una disminución del 37 % entre 1998 y 2018, aunque la tendencia parece estabilizarse a partir del 2014. Este declive no es homogéneo en todos los hábitats, siendo más pronunciado en aquellas cuadrículas UTM donde la proporción de hábitats arbóreos -por ejemplo, dehesas, bosques de coníferas, bosques mixtos, zonas de bosque de transición y vegetación esclerófila- es mayor, y también en aquellas cuadrículas menos favorables para la especie (Moreno-Zárate *et al*., 2020). En cifras globales este declive equivale a una pérdida de entre 1.013.041 y 1.690.840 de aves adultas, extrapolando la población estimada en 2004-2006 (Carrascal y Palomino, 2008). Teniendo en cuenta que la población reproductora española representa entre el 73-77 % del total de la población que migra por la ruta occidental (Fisher *et al*., 2018), el impacto del declive descrito podría tener consecuencias graves a escala continental.

Por otra parte, dado el declive generalizado a nivel mundial y europeo, también ha sido incluida en la categoría de "Vulnerable" en la Lista Roja de las Aves de Europa (BirdLife International, 2015) y a nivel mundial (BirdLife International, 2019).

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Tras analizar los datos disponibles sobre el tamaño poblacional y la evolución de la población de la tórtola europea a nivel regional, así como los cambios experimentados en cuanto a su área de distribución a lo largo de los años, se considera que la especie debería catalogarse como "Vulnerable", de acuerdo con los siguientes criterios de la UICN:

Criterio A2

(b) La especie ha experimentado en el pasado una reducción estimada del tamaño poblacional, y las causas de esa reducción parece que no han cesado o no son del todo conocidas. Esta reducción del tamaño poblacional durante un periodo de tres generaciones -15,9 años- es igual o mayor al 30 %, y supone una pérdida de más de 800.000 tórtolas entre 2006 y 2018, por lo que cumple los criterios para ser catalogada como "Vulnerable", por el criterio A2b.

(c) Además ha habido una reducción en su área de distribución que, aunque no ha sido muy significativa, ha supuesto la desaparición o rarefacción en algunos de los territorios más habituales de la especie, por lo que también cumpliría con el criterio A2c para la categoría de "Vulnerable".

(d) Por último, la especie es sometida a unos niveles de explotación reales o potenciales que implican la caza legal de una media de 900.000 tórtolas anuales y un número indeterminado de capturas sin identificar, lo que supone una drástica reducción anual de sus efectivos reproductores, y por lo que también cumpliría el criterio A2d, para la categoría de "Vulnerable".

AMENAZAS

Al ser una especie migratoria de larga distancia, la tórtola europea se ve sometida a distintas amenazas tanto en las áreas de cría e invernada como en las zonas de paso migratorio. Las principales amenazas descritas son:

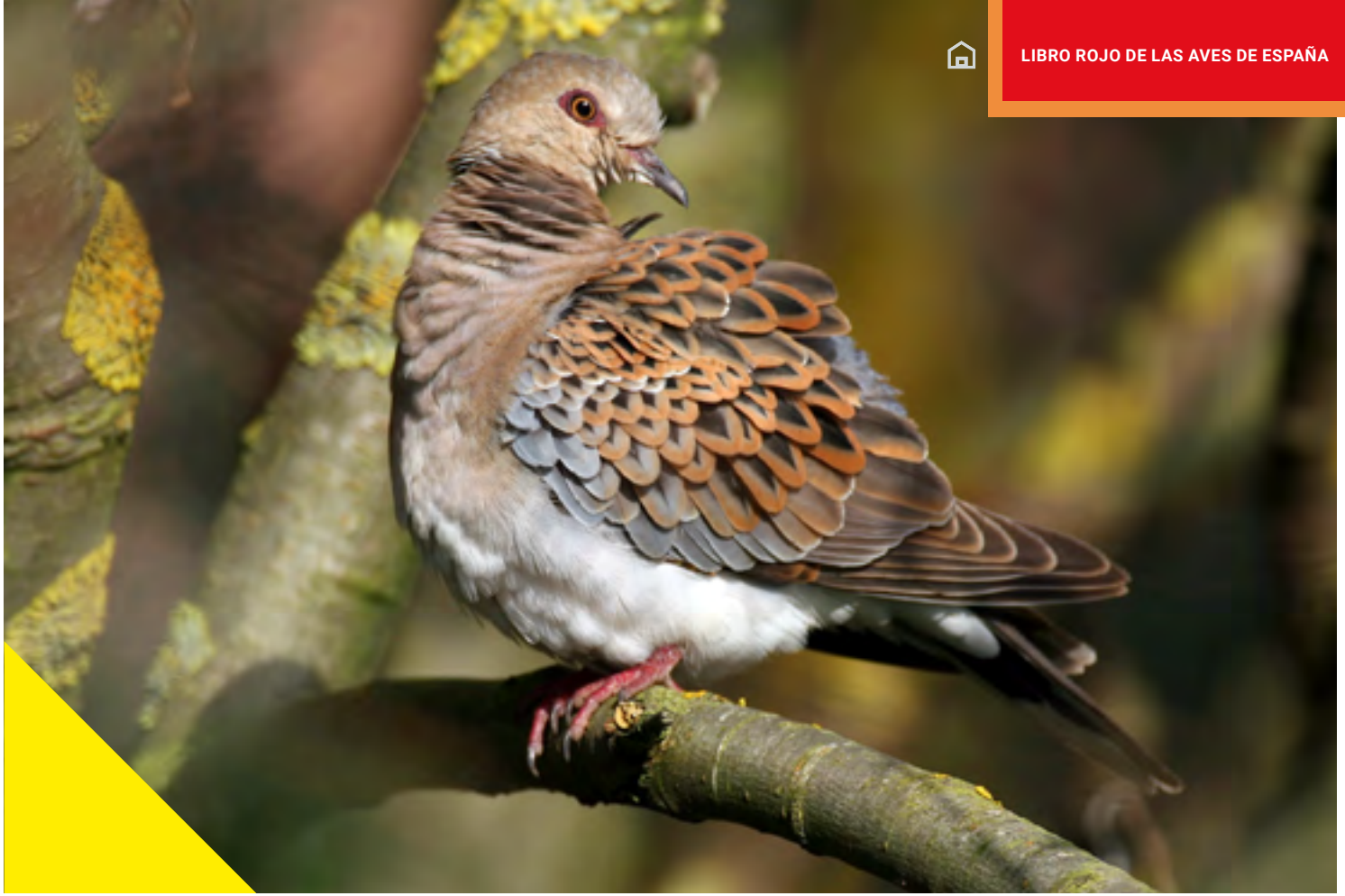
- **Pérdida del hábitat de alimentación y nidificación**

Hasta ahora todo apunta a que los cambios en los usos del suelo son la principal causa del declive para la especie. La intensificación agrícola de inicios de los años 70 ha provocado un incremento en el uso de plaguicidas y un cambio en las técnicas de labrado tradicional, con la consiguiente pérdida de los márgenes de cultivo, del cultivo rotativo y del barbecho que disminuyen la presencia de semillas silvestres, el principal alimento de la tórtola (Browne y Aebischer, 2003, 2004; Gutiérrez-Galán y Alonso, 2016.). Así mismo, esta intensificación ha provocado una homogeneización en el paisaje que para aves como la tórtola, que necesitan la presencia de árboles y arbustos para reproducirse, supone una pérdida del hábitat adecuado (Dunn y Morris, 2012). Por otro lado, el abandono de las áreas menos productivas y de la gestión forestal ha provocado un engrosamiento o cerramiento de la cobertura de zonas arbustivas y boscosas reduciendo, en zonas potenciales de reproducción, la disponibilidad de acceso al alimento en este tipo de hábitat más arbóreo (Dias *et al*., 2013).

- **Excesiva presión cinegética**

España es el país con el mayor número de capturas anuales de los diez donde se permite la caza de la tórtola en Europa. Se cazan una media de 900.000 tórtolas anuales -entre 2007 y 2018- concentradas principalmente en el centro y sur de España (Moreno-Zárate *et al*., 2021). La caza de esta especie se desarrolla principalmente durante la media veda -desde mediados de agosto hasta mediados de septiembre-, periodo que coincide con el paso migratorio. Aunque la tendencia en las capturas parece haber disminuido con el tiempo (Moreno-Zárate *et al*., 2021), se ha demostrado que los niveles de caza recientes a escala de la ruta migratoria occidental y a nivel estatal -teniendo en cuenta solo los datos de España- son insostenibles (Lormée *et al*., 2019; Arroyo *et al*., 2018). Por otro lado, las medidas de regulación aplicadas en España por las comunidades autónomas para reducir el número de capturas entre 2007 y 2018 -la aplicación de un cupo diario de tórtolas cazadas por cazador, el retraso del inicio de la media veda y la disminución en los días de caza totales- no parecen ser efectivas para dicho objetivo (Moreno-Zárate *et al*., 2021). Además de todo esto, el uso de comederos como herramienta de gestión cinegética concentra y aumenta la mortalidad de las tórtolas, particularmente la de los jóvenes (Rocha et Quillfeldt, 2015), lo que puede tener un impacto severo en las poblaciones.

Además de las capturas que se realizan en Europa, en algunos países del norte de África también se caza esta especie. Aunque los periodos hábiles de caza no suelen solapar o lo hacen tan solo en unos pocos días con los pasos migratorios, se desconoce el impacto real de esta actividad en las poblaciones europeas. Todos estos datos indican que la caza es un factor de mortalidad relevante para la especie y es imprescindible gestionarlo de manera adecuada para asegurar la conservación de la especie. Debido a su delicada situación, para la temporada de 2021-2022 se ha aprobado por primera vez una moratoria en la caza de la tórtola, en la que las comunidades autónomas han acordado establecer un cupo “cero” de capturas.



© Mark Caunt - Shutterstock

Caza ilegal

Aparte de la caza legal, la tórtola también es víctima de la caza ilegal. Anualmente se capturan más de 600.000 aves -entre ellas tórtolas- de manera ilegal a lo largo de la zona mediterránea (Brochet *et al*., 2019) y esto también ocurre en algunos países de África del Norte como Marruecos o Egipto (Eason *et al*., 2016). En países de las zonas de invernada -África Saheliana- donde se práctica la caza de subsistencia también es capturada la tórtola (Fisher *et al*., 2018), pero la falta de datos fiables y de estudios al respecto no permiten estimar su alcance.

Otras amenazas: enfermedades, competencia interespecífica y factores asociados a las zonas de invernada

Existen otras amenazas potenciales, aunque se considera que su impacto es menor que las anteriormente mencionadas.
La incidencia de algunas enfermedades como las "trichomonas", que pueden causar lesiones letales, son causa de mortalidad en juveniles y adultos de tórtola en algunos países como Reino Unido (Lennon *et al*., 2013; Dunnan *et al*., 2015), pero no existen registros en poblaciones de otros países.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Bonn: Apéndice II. Convenio de Berna: Anexo III. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo II. Convención sobre Especies Migratorias (CMS): Apéndice II. International Single Species Action Plan for the Conservation of the European Turtle-dove Streptopelia turtur (2018-2028): LIFE14 PRE/UK/000002 Project (Fisher *et al*., 2018).	Solicitada inclusión en el Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011): VULNERABLE. Dictamen FAVORABLE del Comité Científico del MITECO (CC 15/2016): VULNERABLE. Moratoria de caza en 2021.

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	Cinegética	Ninguno
Aragón	Cinegética	Ninguno
Asturias	Cinegética (vedada parcialmente)	Ninguno
Baleares	Cinegética	Ninguno
Canarias	Cinegética (vedada parcialmente)	Ninguno
Cantabria	Cinegética (vedada parcialmente)	Ninguno
Castilla-La Mancha	Cinegética	Ninguno
Castilla y León	Cinegética	Ninguno
Cataluña	Cinegética	Ninguno
Euskadi	Cinegética (vedada parcialmente)	Ninguno
Extremadura	Cinegética	Ninguno
Galicia	Cinegética	Ninguno
Comunidad de Madrid	Cinegética	Ninguno
Región de Murcia	Cinegética	Ninguno
Navarra	Cinegética	Ninguno
La Rioja	Cinegética	Ninguno
Comunidad Valenciana	Cinegética	Ninguno

OTRAS MEDIDAS

Varias comunidades autónomas han puesto en marcha programas específicos de seguimiento de la especie que contemplan censos, búsqueda y seguimiento de nidos, análisis de las causas del declive de la especie, etc., y que aunque no son propiamente planes de conservación pueden ayudar a establecer las tendencias poblacionales de la especie o a mejorar su situación.

Por otro lado, además de la mortalidad por caza comentada anteriormente, las condiciones ambientales en las zonas de invernada afectan a las tasas de supervivencia de la especie (Eraud *et al*., 2009), pero la información y los estudios al respecto, aunque imprescindibles, son escasos.

● **Inacción de las Administraciones públicas**

A pesar de los datos científicos y del declive denunciado desde hace más de 20 años por la comunidad científica y las ONG, la falta de una protección efectiva de la especie o de una declaración tácita de moratoria en los últimos años podría haber agravado el problema de su declive. Los incumplimientos de la Directiva de Aves por parte del Estado y de algunas comunidades autónomas, que han llevado a la Comisión Europea a iniciar un expediente sancionador contra España, pone a su vez de manifiesto que incluso desde las instituciones europeas se alerta de que este tipo de inacciones no solo vulneran el ordenamiento jurídico comunitario sino que ponen en peligro la supervivencia de la especie.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

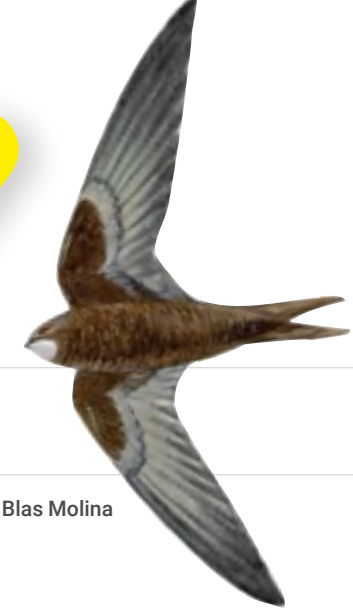
- ✔ Protección legal de la especie de acuerdo con su categoría de amenaza. En caso de no protegerse, se debe mantener la prohibición de su caza tal y como se ha establecido para la media veda de 2021, y en caso de abrirse su caza en temporadas próximas, desarrollar un plan de gestión cinegético sostenible para la especie.
- ✔ Desarrollo y mejora del proceso de la toma de datos de caza, aumentando la fiabilidad, rapidez y accesibilidad de los mismos.
- ✔ Desarrollo e implementación de medidas efectivas de regulación de la caza basadas en ciencia.
- ✔ Desarrollo de medidas específicas ligadas a los usos agrícolas: conservación de linderos, eriales y desarrollo de medidas que permitan la conservación de barbechos gestionados para fomentar la biodiversidad en al menos un 10 % de la superficie de cultivo. Favorecer la heterogeneidad en el paisaje con cultivos mixtos y zonas boscosas o arbustivas.
- ✔ Desarrollo de medidas específicas ligadas a hábitat forestales: apertura del dosel arbóreo, en zonas muy densas con presencia de la especie favorecer el clareo, desbroce del sotobosque para proporcional una estructura forestal abierta con zonas exclusivamente herbáceas que sirvan de zonas de alimentación y favorecer la gestión forestal tradicional que permita la aparición de flores silvestres -ganadería extensiva-.
- ✔ Elaboración y aprobación de planes de recuperación o conservación en las CCAA con presencia y declive de la especie.
- ✔ Seguimiento de la evolución de la población mediante censos coordinados y estudio de las causas del declive.

VULNERABLE
VU [A2bc]

VENCEJO COMÚN

Apus apus

Falciot negre; Cirrio común; Sorbeltz arrunta; Andorinhão-preto; Common Swift; Martinet noir



Autor: **Blas Molina**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2017)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	NT	NE	NE	VU

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

Especie estival ampliamente distribuida por toda la Península y que cría también en Ceuta, Melilla, las islas Baleares y Canarias. Ligada originalmente a ambientes rupícolas, su abundancia y amplia distribución se relacionan con su presencia en núcleos urbanos, donde utiliza para nidificar todo tipo de huecos en edificios -bajo aleros y tejas, orificios de respiración, mechinales, cajas de persianas, etc.-, con preferencia por los edificios altos y con abundancia de oquedades.

Es migrador de larga distancia, con áreas de invernada al sur del Sahara y de presencia en invierno ocasional (del Hoyo *et al*., 1999; Molina y Prieta, 2012; Åkesson *et al*., 2020). Es una especie insectívora capaz de realizar grandes desplazamientos en poco tiempo y está especializada en un uso continuo del medio aéreo, lo que le permite ser independiente del hábitat, excepto en el momento de nidificar. Por ello, los dos factores a tener en cuenta para garantizar la presencia de esta especie son la cantidad de especies-presa -abundancia de aeroplacton- y la existencia de lugares adecuados para la nidificación (Bernis, 1988).

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

Debido a que es una de las especies de aves más comunes, resulta muy complicado cuantificar y conocer su población, así como su tendencia. La estima que proporciona el Atlas de las Aves Reproductoras en 2003 resulta de un cálculo muy grosero, con algo más de 600.000 ejemplares (Casaux, 2003). Las cifras dadas por los diferentes autores han sido muy dispares, y previamente la población ibérica fue estimada por Bernis (1988) en 900.000-1.000.000 aves, aunque posteriores datos de este mismo autor parecen apuntar a que la población total podría ser de varios millones de ejemplares, con grandes núcleos en capitales del centro, este y sur peninsular (Purroy, 1997). Posteriormente, la población se cifró en 450.000-600.000 parejas (Purroy, 1997). Ya en el presente siglo, el último valor calculado para la población fue mediante el uso de los datos del programa de seguimiento de aves comunes (Sacre); con una estima promedio para 2008 de 32.753.055 aves (Carrascal y Palomino, 2008), donde además se señalaba cierta estabilidad de sus poblaciones. Las comunidades autónomas con mayores fracciones poblacionales del total nacional se estimaron en Castilla-La Mancha -21 %; 6.920.000 vencejos-, Castilla y León -17 %; 5.580.000-, Cataluña -14 %; 4.610.000-, Andalucía -13 %; 4.190.000- y Aragón -10 %; 3.370.000-.

La tendencia de la población española se muestra negativa (Escandell, 2019; Escandell y Escudero, 2021), tanto a largo plazo (1998-2018) como a corto (2008-2018). Se estima para un periodo de 21 años un declive del 40 %, mucho más marcado en la zona mediterránea, especialmente en el sur peninsular y menor en la región eurosiberiana (Escandell, 2019). Las señales de alarma se trasladan al conjunto de la población europea que, aunque se muestra estable a largo plazo (1980-2016), resulta con declive a corto plazo (2007-2016; EBCC, 2021). Ya se señalaba una tendencia negativa en algunos países europeos a finales del siglo pasado y sobre todo en el presente siglo en poblaciones como la del Reino Unido, Alemania, Suecia o Rusia (Raichard *et al*., 2006; BirdLife International, 2015; Massimino *et al*., 2017; Schmid, 2020).

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

En el anterior *Libro Rojo de las Aves de España* (Madroño *et al*., 2004), la especie no se consideró candidata para ser evaluada, pues no presentaba signos de preocupación o aparentes problemas de conservación, y tampoco había indicadores que lo sugirieran, si bien al ser una especie muy común no resulta sencillo.

En la actualidad, la posibilidad de contar con largas series temporales de datos sobre su tendencia poblacional, gracias a más de 20 años de datos proporcionados por el programa de seguimiento de aves comunes Sacre, permite contar con información sobre la evolución de esta especie como para poder evaluar su situación. Si se analiza, por tanto, el conjunto de la población reproductora española de vencejo común como una unidad regional única, teniendo en cuenta que es muy escasa en Canarias (Lorenzo, 2007), y que ha sufrido un declive de su población del 40 % con un descenso interanual medio de menos 1,3 %, para el periodo 1998-2018, la especie cumpliría criterios UICN como para ser catalogada como “Vulnerable”.

Criterio A2

(b) Teniendo en cuenta las tendencias poblacionales del vencejo común observadas durante el periodo 1998-2018 (SEO/BirdLife, 2019), presenta un declive del 40 %, con un descenso interanual del 1,3 % anual. El programa de seguimiento de aves comunes (Sacre) constituiría el índice apropiado de este taxón para utilizar este criterio.

El valor dado por UICN de número de años que comprende una generación para el vencejo común es 11,3, por lo que habría que considerar 30 años para valorar la reducción del tamaño poblacional. La reducción estimada con un descenso medio de 1,3 % sería ligeramente superior al 30 % por lo que calificaría como "Vulnerable".

(c) Al ser una especie muy común resulta difícil registrar una reducción en el área de ocupación, y la información que proporciona el nuevo Atlas de las Aves Reproductoras (en prensa) al hacer una comparación de una muestra de cuadrículas indica estabilidad y que no hay pérdida de cuadrículas, por lo que no se puede aplicar este criterio. Sin embargo, aunque no ha sufrido una reducción del área de ocupación entre 2002 y 2018 -diferencia entre las cuadrículas ocupadas en ambos Atlas de las Aves Reproductoras-, la calidad y extensión de sus hábitats óptimos para la cría podría haberse reducido notablemente, pudiendo también cumplir el criterio A2c como para ser catalogada "Vulnerable".

La especie, por lo tanto, presenta una tendencia de declive actualmente, y nada hace pensar que pueda cambiar, ya que por el momento no se están adoptando las medidas de conservación adecuadas para revertir esta situación o son muy débiles y, además, no se conocen con exactitud todos los factores que están produciendo dicho declive.

AMENAZAS

● Pérdida de lugares de nidificación

Entre los problemas que afectan al vencejo común cabe citar la pérdida de huecos y agujeros que utilizan para la cría, bien por derribos o por reformas en edificios antiguos, especialmente en los cascos viejos de las grandes ciudades. Algunos autores señalaron la fidelidad a los nidos y huecos usados para la nidificación, así como su poca aptitud para nidificar en edificios de nueva construcción, hecho que se ha podido comprobar mediante anillamiento científico de individuos y marcaje con dispositivos GPS (Lack y Lack, 1951; Lack, 1956; Bernis, 1988; Schmid, 2020; Programa Migra, datos inéditos).

Así, se sigue produciendo la destrucción de lugares de nidificación, dado que se continúa permitiendo licencias de obras en plena época de reproducción. Esto conlleva la destrucción de colonias enteras en algunos edificios, monumentos y otras construcciones. Hay que tener en cuenta que es una especie que está protegida a nivel estatal, al igual que sus pollos, nidos y huevos, al estar incluida en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial.

● Pérdida de recursos tróficos

Otro de los factores limitantes para la presencia de esta especie, es la disponibilidad de alimento aéreo, esto es, insectos e invertebrados en vuelo que constituyen su fuente principal y base de su alimentación. Algunos autores señalan la drástica disminución de insectos voladores lo que podría estar afectando a la supervivencia y productividad del vencejo común, dada su dependencia total y fundamental en su alimentación (Bernis, 1988; Hallman *et al*., 2017; Sánchez-Bayo y Wyckhuys, 2019a, 2019b).

● Empleo de pesticidas en medios rurales y urbanos

Estaría relacionada con la pérdida de recursos tróficos y cuyo origen es la agricultura intensiva. La paulatina y grave desaparición de las poblaciones de insectos y otros invertebrados terrestres, especialmente en las tierras de cultivo, provocada por el uso masivo de productos químicos insecticidas y herbicidas, podría estar afectando muy



© Javier Milla

negativamente al vencejo común, como ya ocurre con otras especies de aves insectívoras, puesto que se trata de un recurso trófico fundamental para la especie (Geiser *et al*., 2002; Sánchez-Bayo y Wyckhuys, 2019a, 2019b; Geissen *et al*., 2021).

● Cambio climático

El calentamiento global, por su efecto sobre los insectos-presa, debido a que provoca la subida de temperaturas o falta de humedad en el suelo, podría afectar a larvas subterráneas de muchos insectos (Sánchez-Bayo y Wyckhuys, 2019b). Las variaciones drásticas en la temperatura y las precipitaciones podrían afectar también a los patrones de alimentación, además de al crecimiento y supervivencia de las crías de vencejo común (Rajchard *et al*., 2006).

En las zonas de invernada, sin embargo, como en Sudáfrica, se señala una expansión de su distribución a consecuencia del cambio climático, como respuesta al aumento de aeroplacton provocado por un aumento de temperatura (Guo *et al*., 2016).

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

✔ Revisar su catalogación a escala estatal y valorar su inclusión en el Catálogo Español de Especies Amenazadas con la categoría de "Vulnerable". Con esta revisión se desencadenarían los mecanismos establecidos en las leyes de protección de la biodiversidad, obligando a la elaboración de preceptivos planes de recuperación o conservación en las CCAA. Además, sería necesario que las CCAA con presencia de la especie la incorporaran a sus catálogos de protección de fauna.

✔ Es necesario conocer y ahondar en las amenazas que están motivando la reducción de la población de vencejo común para frenar las causas que están originando su estado desfavorable de conservación. Aunque se señalan las amenazas que actúan en el periodo reproductor, se desconoce qué factores pueden estar afectando al vencejo común en las zonas de invernada y durante las migraciones.

✔ Para frenar la destrucción de nidos en época de reproducción es importante no llevar a cabo en edificaciones trabajos de remodelación, reconstrucción, etc. en periodo de cría. Se deben adaptar las obras para no tapar los huecos en los que se ubican los nidos y, en caso de que esto sea imposible, se pueden instalar cajas nido aptas para la cría en el exterior del edificio. Sería necesario conocer la incidencia de este impacto, por lo que se recomienda la denuncia cuando se lleven a cabo obras, reconstrucciones, reparaciones y arreglos de tejados o fachadas en periodo de cría –por ejemplo, en el portal de denuncias de SEO/BirdLife-. Sería un buen indicador para conocer el efecto de estas acciones. Además, habría que incorporar y actualizar la normativa correspondiente para evitar este impacto.

✔ Reducción del uso de plaguicidas, tanto en el medio natural como en los entornos urbanos, para mejorar el estado de conservación de las poblaciones de insectos, de los que se alimentan los vencejos y otras aves insectívoras.

✔ Colaboración con los diferentes agentes que intervienen en la planificación urbanística, la construcción y la rehabilitación de edificios, con el objeto de incorporar a los vencejos y al resto de variables de la biodiversidad urbana en su diseño. Es

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Berna: Anexo II.	Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011): Incluido.

AUTONÓMICAS		
CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	Listado Andaluz de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial	Ninguno
Aragón	No catalogada	Ninguno
Asturias	No catalogada	Ninguno
Baleares	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Canarias	No catalogada	Ninguno
Cantabria	No catalogada	Ninguno
Castilla-La Mancha	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Castilla y León	No catalogada	Ninguno
Cataluña	No catalogada	Ninguno
Euskadi	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Extremadura	No catalogada	Ninguno
Galicia	No catalogada	Ninguno
Comunidad de Madrid	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Región de Murcia	No catalogada	Ninguno
Navarra	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
La Rioja	No catalogada	Ninguno
Comunidad Valenciana	No catalogada	Ninguno

necesario que se integren en las construcciones los elementos necesarios que favorezcan los lugares de nidificación para el vencejo común.

✔ Impulsar la educación ambiental para concienciar a la población de que los vencejos comunes, así como otras especies insectívoras, son parte de nuestro patrimonio natural y de la biodiversidad, y que además están protegidos por ley.

✔ Impulsar estudios que determinen como pueden estar actuando las diferentes amenazas sobre sus poblaciones, tanto en las zonas de cría como en las de migración e invernada.

OTRAS ESPECIES DE INTERÉS





© Anita Huszti-Shutterstock

CASI AMENAZADA
NT

AVUTARDA EUROASIÁTICA

Otis tarda



Pioc salvatge eurasiàtic; Avetarda grande; Basoilo handia; Abetarda; Great Bustard; Grande Outarde

Autores: **Carlos Palacín y Juan Carlos Alonso**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2017)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
VU	LC	LC	NE	VU	NT

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

Los campos de cultivos extensivos de secano del centro de Castilla y León y de La Mancha constituyen las áreas de distribución más amplias y continuas en la península ibérica. En torno a esas zonas existen poblaciones periféricas cada vez más aisladas por destrucción del hábitat. En el resto de las regiones la presencia se ha reducido en la última década, presentando una distribución muy fragmentada y dispersa en Madrid, Extremadura, Andalucía, Aragón y Navarra. En la Comunidad Valenciana y Murcia la presencia es muy escasa y puntual (Generalitat Valenciana, 2017; Región de Murcia, 2019). La población ibérica muestra un patrón de migración parcial y diferencial, de forma que existen agregaciones estivales de importancia en Soria y Aragón; y agregaciones invernales en La Mancha; así como de observaciones accidentales en Galicia y Asturias (Palacín, 2007).

Habita en zonas llanas o ligeramente onduladas, abiertas, con cultivos herbáceos de secano. El óptimo está representado por un mosaico paisajístico compuesto por cultivos de cereal en combinación con barbechos, leguminosas -alfalfa, veza- y pastizales. Durante el período estival puede seleccionar zonas con arbolado disperso como pequeños olivares o lindes arboladas. Evita la proximidad a lugares humanizados: áreas urbanizadas, infraestructuras lineales de transporte -carreteras, tren de alta velocidad-, caminos muy frecuentados, etc. (Alonso y Palacín, 2015).

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

Teniendo en cuenta los censos realizados en 2019 (información procedente de CCAA, recopilada por SEO/BirdLife y datos propios) se estima una población de 22.000 a 24.000 individuos, cifra inferior a las estimaciones realizadas en las dos últimas décadas (Alonso *et al*., 2005; Alonso y Palacín, 2010; Palacín y Alonso, 2008). La tendencia por regiones, basándose en los últimos censos publicados, es la siguiente:

(1) Castilla y León es la comunidad donde es más abundante, con un 62-67 % del total nacional. Entre 2008 (Martín *et al*., 2012) y 2019 (Junta de Castilla y León, 2020), la tendencia es negativa en Burgos -58,9 %-, León -22, 6 %-, Segovia -17,8 %- (Palacín y Alonso, 2008; datos propios), y Salamanca -13,9 %-. En general, las poblaciones periféricas de Castilla y León están disminuyendo y algunos grupos se encuentran en riesgo de extinción local. Con tendencia positiva se encuentran, por el contrario, Ávila -3,2 %-, Palencia -9,7 %-, Valladolid -7,3 %- y Zamora -15,8 %-. No obstante, estos aumentos se pueden deber a la mayor superficie prospectada en 2019 (Junta de Castilla y León, 2020). De hecho, en espacios bien delimitados y controlados, como en la Reserva Natural de las Lagunas de Villafáfila -Zamora-, entre 2008 (Palacios y Rodríguez, 2009) y 2019, la tendencia también es negativa -5,3 %-.

(2) La segunda región, por abundancia de individuos, es Castilla-La Mancha con cerca del 20 % del total. En general, los censos que se realizaron en 2019 no permiten establecer la tendencia para toda la comunidad autónoma, pero ha sido posible determinar la evolución en Guadalajara y en la ZEPA de la Mancha Norte (Palacín *et al*., 2012; Terra Naturalis, 2017; datos propios): en Guadalajara, entre 2010 y 2019, se observa una disminución del 11 % y en la ZEPA de La Mancha Norte -Toledo-, en el periodo 2008-2017, la disminución ha sido del 40 %; mientras que en sus zonas más transformadas -por concentraciones parcelarias, viñedos en espaldera, regadíos, leñosas, instalaciones fotovoltaicas- alcanza el 42 %.

(3) En Extremadura la población censada en la primavera de 2019 representa un 4 % del total nacional, pudiendo alcanzar hasta un 7 % si se tienen en cuenta las estimaciones invernales. En el periodo 2011-2019 el declive es alarmante (Sánchez y García-Baquero, 2012; Perlman, 2018; Junta de Extremadura, 2019): de un 67 % en Cáceres y de un 70 % en Badajoz. Aunque la severa disminución de la población extremeña ha sido descrita con anterioridad (Perlman, 2018), sería deseable la realización de nuevos censos que confirmen la tendencia observada.

(4) La población de avutardas de la Comunidad de Madrid alcanza el 4 % del total y, entre 2009 y 2019, se observa un declive del 35,3 % (datos propios).

(5) En regiones con poblaciones inferiores al 2 % también se observan tendencias negativas: en Andalucía, en el periodo 2012-2019 hubo una disminución del 17,1 % (Cagpds, 2019), con riesgo de extinción local en la campiña de Córdoba y Jaén, mientras que en Navarra la población se encuentra en riesgo de extinción, con una disminución del 35,7 % en el periodo 2009-2019 y una población de tan solo 27 aves (Lekuona, 2009; Gobierno de Navarra, 2019). En Aragón la población parece estabilizada entre 2008 y 2019, con poco más de 100 individuos (Sampietro *et al*., 2011), aunque algunos autores han descrito una “clara disminución” en el noroeste de Teruel durante el periodo 2001-2016 (Longares *et al*., 2020).

En conclusión, el conjunto de la población española de avutardas está en declive en la última década, con una disminución aproximada del 10 al 14 %. Por comunidades autónomas, el declive es desigual: Extremadura, Castilla-La Mancha y Madrid -con poblaciones significativas respecto al total general- son las que presentan las tasas más altas de decrecimiento anual, con valores del 4 % y posiblemente superiores, que necesitan ser confirmados con nuevos censos regionales. La población de Navarra, debido a su aislamiento, se encuentra en riesgo de desaparición a medio plazo. Por último, hay que destacar que a nivel regional es una especie extinguida en Cataluña y La Rioja.

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

En el anterior *Libro Rojo de las Aves de España*, se evaluó el grado de amenaza de la avutarda como "Vulnerable" debido al notable declive poblacional -probablemente superior al 30 %- sufrido entre 1960 y 1980 como consecuencia de la caza (Alonso *et al*., 2003; Palacín *et al*., 2004). En la actual revisión, se han aplicado las categorías de amenaza y los criterios de la UICN para el conjunto de la población española, analizándola como una unidad regional única. Teniendo en cuenta las tendencias poblacionales de la avutarda en el periodo 2008-2019 y la disminución poblacional observada –del 10 al 14 %-, la población española de avutarda euroasiática cumpliría con los criterios para ser catalogada como "Casi Amenazada".

Un taxón está "Casi Amenazado" cuando ha sido evaluado según los criterios y no satisface, actualmente, los criterios para "En Peligro Crítico", "En Peligro" o "Vulnerable", pero que está próximo a satisfacer los criterios o posiblemente los satisfaga en el futuro.

AMENAZAS

● Intensificación agrícola

La transformación y deterioro del hábitat debido a las concentraciones parcelarias, industrialización agrícola, intensificación de cultivos leñosos, desaparición de barbechos, linderos y vegetación arvense, prácticas y laboreo incompatibles con la reproducción o utilización masiva de agroquímicos, promovidas por la Política Agraria Común, están provocando la degradación del hábitat agrícola que a su vez se traduce en bajas tasas de productividad y, a medio plazo, en el declive poblacional (Palacín y Alonso 2018; Casas *et al*., 2020).

● Mortalidad por tendidos eléctricos

La principal causa de mortalidad no natural es la colisión con tendidos eléctricos. Se ha comprobado que la señalización de las líneas eléctricas disminuye, pero no elimina, este factor de mortalidad. Por este motivo es necesaria una señalización más eficaz, así como el soterramiento de aquellas líneas eléctricas que discurran por las áreas de campeo y los corredores migratorios o de dispersión (Barrientos *et al*., 2012; Palacín *et al*., 2017).

● Instalaciones de producción de energía fotovoltaica o eólica, y nuevas líneas eléctricas

Debido a una deficiente planificación y evaluación ambiental, las transformaciones masivas de superficies agrícolas en industriales para generación de energía eléctrica están ocupando áreas de distribución de la avutarda, con la consiguiente destrucción del hábitat de toda la comunidad de aves asociadas a ambientes agrícolas.

Desarrollo urbanístico, infraestructuras lineales y minería a cielo abierto

Otras causas de pérdida de hábitat importantes, especialmente en la periferia de grandes ciudades como Madrid y Toledo, son la construcción de grandes infraestructuras de transporte -autovías, autopistas, tren de alta velocidad, polígonos industriales, urbanización dispersa, vallados de fincas, etc.- (Torres *et al*., 2011), así como el desarrollo de la minería a cielo abierto.

Molestias de origen antrópico

Se ha demostrado que actividades en la naturaleza como la circulación de vehículos, aeronaves o las actividades cinegéticas y de ocio son las causas más frecuentes de molestias sobre las avutardas (Sastre *et al*., 2009).

Principales causas de mortalidad

En una muestra de 180 machos marcados, la principal causa de mortalidad identificada fue la colisión con líneas eléctricas -37,6 % de 77 aves encontradas muertas-. Otras causas de mortalidad identificadas fueron la caza furtiva -9,1 %- y la colisión con vallas -2,6 %- (Palacín *et al*., 2017). En cuanto a la mortalidad juvenil no natural de una muestra de 230 jóvenes marcados durante su primer verano, primer invierno y segundo año (Martín *et al*., 2007), las mayores tasas se dan en eventos relacionados con la caza durante el primer verano -24,5 %- y primer invierno -34,4 %- de vida, y a causa de la colisión con líneas eléctricas -54,5 %- en ejemplares del segundo año.

En Andalucía, sobre una muestra de 79 aves muertas, las colisiones con tendidos o vallas representaron el 52 % de las muertes, los trampeos y atropellos el 8 %, los disparos el 4 % y la colisión con generador eólico el 1 % (Cagpds, 2019).



© Niko López

Ineficacia de estrategias de conservación, incumplimiento de legislación de protección, conflicto entre legislación de conservación de la biodiversidad y la PAC

La Red Natura 2000 está fracasando en sus objetivos de conservación de la biodiversidad en zonas agrícolas, ya que los espacios protegidos no garantizan la conservación de especies como la avutarda. Las prácticas agrícolas intensivas no tienen restricciones en espacios incluidos en la Red Natura 2000. Como resultado, la comunidad de aves de estos medios se encuentra en declive en lugares protegidos por la normativa ambiental. Existe, por tanto, un grave conflicto entre los objetivos de la legislación sobre conservación de la biodiversidad y la política agraria actual (Palacín y Alonso, 2018).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Bonn: Apéndice II. Convenio de Berna: Anexo II. Convención sobre Especies Migratorias (CMS): Apéndices I y II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I. International single species action plan for the Western Palearctic population of Great Bustard, Otis tarda tarda (NAGY, 2009).	Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011): Incluida.

AUTONÓMICAS

CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Andalucía	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Acuerdo de 18 de enero de 2011, del Consejo de Gobierno, por el que se aprueban los planes de recuperación y conservación de determinadas especies silvestres y hábitats protegidos (Plan de Recuperación y Conservación de Aves Esteparias: Avutarda).
Aragón	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Ninguno
Castilla-La Mancha	VULNERABLE	Ninguno
Castilla y León	No catalogada	Seguimiento del estado de conservación de la avutarda Otis tarda en Castilla y León. Año 2019 (Junta de Castilla y León, 2020).
Cataluña	No catalogada	Ninguno
Extremadura	SENSIBLE A LA ALTERACIÓN DE SU HÁBITAT	Ninguno
Comunidad de Madrid	SENSIBLE A LA ALTERACIÓN DE SU HÁBITAT	Ninguno
Región de Murcia	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Ninguno
Navarra	EN PELIGRO DE EXTINCIÓN	Programa de seguimiento de la avutarda en Navarra (Gobierno de Navarra, 2019)
La Rioja	No catalogada	Ninguno
Comunidad Valenciana	VULNERABLE	Resolución de 22 de diciembre de 2005, del conseller de Territorio y Vivienda, por la que se aprueba el Plan de Acción para la Conservación de las Aves de las Estepas Cerealistas de la Comunidad Valenciana (Avutarda). Seguimiento de las poblaciones de aves esteparias amenazadas en la Comunitat Valenciana (Generalitat Valenciana, 2017).

ESPACIOS DE INTERÉS

Todas las ZEPA e IBA declaradas por la presencia de avutarda son claves para su conservación.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ En general, las medidas agroambientales aplicadas hasta la fecha no están siendo eficaces en la conservación de la avutarda ni del resto de especies asociadas a medios agrícolas. Sería deseable que, a través de la PAC o de otros instrumentos de financiación, se consiguiese que una superficie significativa de las tierras de labor (30 %) no fueran cultivadas, labradas o tratadas por un periodo mínimo de dos años, de forma que se creasen reservorios de biodiversidad en todas las áreas de distribución de la especie.

Además, sería necesario:

- ✔ Revisar su catalogación a escala regional.
- ✔ Elaboración y aprobación de los preceptivos Planes de Recuperación o Conservación en las CCAA con presencia de la especie.
- ✔ Desarrollo de medidas específicas ligadas a los usos agrícolas: conservación de linderos, eriales y desarrollo de medidas que permitan la conservación de barbechos gestionados para fomentar la biodiversidad en al menos un 10 % de la superficie de cultivo.
- ✔ Prohibición de repoblaciones forestales en hábitats actuales o potenciales de la especie.
- ✔ Seguimiento de la evolución de la población y estudio de las causas del declive.
- ✔ Planificación de infraestructuras evitando las zonas de distribución de la especie.
- ✔ En líneas eléctricas ya instaladas, señalización visual eficaz y soterramiento de tramos con alta mortalidad. En líneas de nueva instalación, evitar su construcción en las zonas de distribución y en los corredores migratorios o de dispersión de la especie.
- ✔ Designación de nuevas ZEPA o ampliación de las existentes en zonas que alberguen poblaciones significativas.
- ✔ Investigación para conocer en profundidad algunas de las causas de su declive. Estudio para mitigar o evitar las causas de mortalidad directa.

DATOS INSUFICIENTES
DD

CHOCHA PERDIZ

Scolopax rusticola



Becada eurasiàtica; Arcea europea; Oilagorra; Galinhola-eurasiática; Eurasian woodcock; Bécasse des bois

Autores: **Javier Purroy Balda, Francisco José Purroy Iraizoz y Alejandro Onrubia**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2018)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	NE	NE	DD

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

Presenta una distribución paleártica, repartida extensamente por áreas templadas de Europa y Asia, desde las islas Británicas hasta Mongolia, y el extremo oriental de Rusia, China y Japón hasta el Pacífico. El área de cría peninsular se limita a la franja norteña, desde Cataluña hasta Galicia, así como a los bosques montanos del sistema Ibérico y Central. En Canarias anida en Gran Canaria, Tenerife, La Gomera, El Hierro y La Palma (Barone y Lorenzo, 2007). En migración y durante la invernada (Bernis, 1966) puede presentarse en cualquier lugar arbolado de la península ibérica y las Baleares. En invierno es común en las mismas zonas donde se reproduce, aunque extiende su distribución por áreas forestales de toda la Península y Baleares. Es rara en invierno en zonas deforestadas de ambas mesetas, valles del Ebro y Guadalquivir, y litoral mediterráneo (Onrubia, 2012).

La chocha perdiz o becada vive en todo tipo de bosques boreales y templados, evitando condiciones de hielo y aridez, favoreciéndole el terreno húmedo pero no encharcado. En la Península se encuentra en invierno en áreas con paisaje diversificado, en zonas de montaña entre 640 y 1.220 m de altitud y con una cobertura

forestal mayor de 10 km² (Onrubia, 2012). En la cordillera Cantábrica su población presenta una densidad y continuidad espacial semejante a la que se ha descrito en otras poblaciones del sur de Europa, estando distribuida principalmente por bosques de la franja altitudinal entre los 1.100 y 1.600 m de altitud (González-Quirós, 2015). Su presencia en Extremadura durante la invernada se encuentra asociada a áreas forestales (Hidalgo de Trucios y Rocha Camarero, 2001). En las islas Baleares ocupa áreas donde la cobertura de encinares supera el 5 % (Onrubia, 2012). Bannerman (1983) indica que en Baleares la invernada común se produce especialmente en las extensiones de mirtos, brezos, jaras y romero, aunque también puede aparecer en jardines, pinares e incluso en acantilados marinos.

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

No existen datos suficientes para conocer el tamaño de la población de chocha perdiz en España, así como su tendencia poblacional, aunque el contingente reproductor español se estima en unas 3.600 a 4.000 parejas (Onrubia, 2003). La población invernante en la península ibérica y Baleares se estima en unas 640.000-680.000 aves, aunque el número puede resultar muy variable de una temporada a otra. No obstante, se ha producido una reducción del área de distribución de la especie de un 24 % entre 2002 y 2018 (SEO/BirdLife, 2021), comparando los datos de los atlas de aves reproductoras de España.

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se considera apropiado incluir a la chocha perdiz en la categoría de “Datos Insuficientes”, ya que no cumple las condiciones para ser considerada en ninguna otra de las categorías de amenaza -En Peligro Crítico, En Peligro o Vulnerable- de la Lista Roja de la UICN. De cualquier manera, teniendo en cuenta las características de la especie, y ante la evidencia de una mejora del conocimiento de su ecología en España, se proponen medidas destinadas a mejorar el conocimiento de la especie y fomentar su conservación o una explotación cinegética adecuada.

AMENAZAS

- **Destrucción y fragmentación de hábitats forestales**

La pérdida y degradación de ecosistemas forestales, así como el fomento de cultivos forestales en parte de su área de distribución, suponen amenazas serias para la especie, cuya presencia se ve favorecida por áreas boscosas diversas con vegetación arbustiva y parches de vegetación herbácea.

- **Reducción de zonas de alimentación en otoño e invierno -prados de siega y pastizales-**

El mantenimiento de pastizales y praderas se considera una de las medidas de conservación más favorables para la especie, promocionando un manejo ganadero adecuado en las principales zonas de cría de la especie, de forma que se contribuya a mantener este tipo de ambientes.

- **Sobreexplotación cinegética**

Pese a que la población de becada no se encuentra amenazada a nivel europeo, es imprescindible gestionar su presión cinegética, atendiendo a criterios científicos, adecuando las temporadas de caza al calendario migratorio y estableciendo planes de seguimiento a largo plazo.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Bonn: Apéndice II. Convenio de Berna: Anexo III. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexos II y III.	No catalogada

AUTONÓMICAS		
CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Todas (excepto Canarias)	Cinegética	Ninguno
Canarias	De Interés para los Ecosistemas Canarios	Ninguno
Galicia	VULNERABLE (población nidificante)	Ninguno

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ Desarrollo de medidas específicas ligadas a la conservación de sus hábitats: prácticas forestales que fomenten la diversidad estructural y florística, conservando bordes de arroyos, zonas arbustivas y calveros de vegetación herbácea.
- ✔ Adecuada planificación de estrategias de manejo forestal a nivel autonómico y nacional -teniendo en cuenta la creciente implantación de centrales de biomasa y el consumo de recursos forestales necesarios para estas actividades-.
- ✔ Fomento de trabajos científicos que evalúen las recuperaciones de becadas anilladas en la península ibérica y recuperadas en otros países en época migratoria (Guzmán, 2013).
- ✔ Seguimiento de variables climáticas en áreas de cría e invernada para establecer modelos predictivos de la abundancia invernal de la chocha perdiz, empleando dichos modelos para proponer planes cinegéticos flexibles entre años (Guzmán, 2013).
- ✔ Establecimiento de un programa de seguimiento específico de la población reproductora y estudio de los parámetros demográficos básicos de esta población nidificante.
- ✔ Estudio del impacto de la actividad cinegética sobre las poblaciones invernantes y sobre el contingente reproductor ibérico, con el establecimiento de un plan cinegético sostenible.



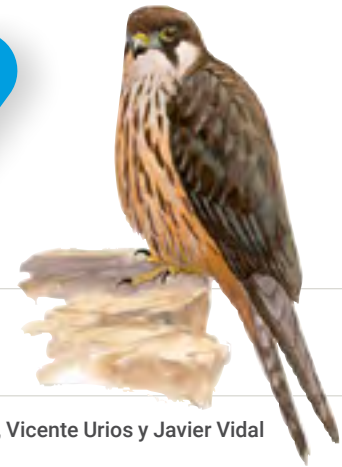
© Erni-Shutterstock

HALCÓN DE ELEONORA

CASI AMENAZADA
NT
LIBRO ROJO

Falco eleonorae

Falcó de la reina; Falcón de Eleonora; Eleonor belatza; Falcão-da-rainha; Eleonora's falcon; Faucon d'Éléonore



Autores: **Laura Gangoso, Ugo Mellone, Vicente Urios y Javier Vidal**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2019)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	R	NT	NT

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

El área de distribución de las colonias de halcón de Eleonora en España se restringe al territorio insular. En Baleares, la especie allí conocida como "falcó marí", ocupa dos grandes islas, Mallorca e Ibiza, y otros cuatro complejos de islas: Cabrera, Sa Dragonera, Tagomago y Es Vedrà. En las islas Columbretes, nidifica en los cuatro grupos de islotes: Carallot, Ferrera, Foradada e isla Grossa, mientras que en Canarias el halcón de Eleonora, conocido allí como "aleta", solo nidifica en los islotes del archipiélago Chinijo, situados al norte de la isla de Lanzarote: Alegranza, Montaña Clara, y los Roques del Este y del Oeste, siendo esta la población más occidental y sureña de la especie en España. Nidifica principalmente en acantilados marinos, aunque también ocupa oquedades en laderas interiores o de escasa altitud de la orografía insular e incluso bajo arbustos. El hábitat de las distintas poblaciones insulares es muy diverso, abarcando desde el paisaje de vegetación mediterránea y más húmedo de Baleares, hasta los islotes extremadamente áridos de Canarias.

Aunque la reproducción comienza a mediados del mes de julio, los primeros halcones de Eleonora pueden ser avistados desde abril. En mayo y junio es frecuente

observar grupos de individuos de distintas edades en la península ibérica e islas de mayor tamaño, alimentándose de insectos en zonas forestales, humedales y cultivos (Mellone *et al*., 2013b). Durante el periodo reproductor, se producen movimientos dispersivos de los ejemplares inmaduros -segundo año de calendario-, que pueden regresar a las colonias de cría natales, especialmente durante el mes de septiembre (Gangoso *et al*., 2013, Mellone *et al*., 2013b). A principios de octubre, al finalizar la reproducción, los halcones de Eleonora abandonan las áreas de cría y emprenden su migración transecuatorial hacia sus cuarteles de invernada en Madagascar.

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

A nivel global, la evolución de la población de halcón de Eleonora ha experimentado un aumento generalizado desde los años 90. En 2012 se estimó que la población mundial contaba con entre 13.469 y 15.024 parejas (Rguibi *et al*., 2012), aumentando en 2020 hasta las 14.300-14.500 parejas (BirdLife International, 2021), concentrándose la gran mayoría -80 %- en Grecia (Dimalexis *et al*., 2008). No obstante, durante este periodo también ha aumentado de forma sustancial el esfuerzo y la cobertura de muestreo, lo que también podría haber contribuido en cierta medida al incremento registrado. El tamaño de la población española se estimó durante el primer censo estatal, con datos del periodo 2004-2007 (del Moral, 2008), en 957 a 1.170 parejas -8 % de la población europea-, que se distribuían en tres núcleos poblacionales principales: en las islas Baleares -con 629-812 parejas-, en las islas Canarias, -con unas 320 parejas- y en las islas Columbretes -Comunidad Valenciana-, con unas 62 parejas. La distribución de las poblaciones reproductoras en estas tres comunidades autónomas se ha mantenido invariable hasta la actualidad, aunque el tamaño poblacional ha experimentado un notable incremento, habiendo aumentado más del doble desde los primeros censos en los años 80 del siglo pasado. En Baleares, donde se ubica la mayor población española -el 65 % de la población nacional según datos de 2004-, ha experimentado un considerable aumento poblacional, alcanzando en la última estimación las 743 parejas reproductoras -de 629 a 812-. Las islas Columbretes albergan la población más pequeña de la especie en España -el 5,9 %-, donde sus cifras han experimentado un importante incremento en los últimos años, desde las 15 parejas estimadas en 1985 (Dolz y Díes, 1987), pasando por las 35 parejas en 2001 (Muntaner, 2003) hasta las aproximadamente 62 actuales (datos propios). En Canarias -28,4 % de la población nacional-, la metodología utilizada en años anteriores dificulta estimar con precisión la evolución de la población, aunque desde 2006 a 2020 se ha llevado a cabo una misma metodología de forma sistemática y se puede afirmar que la población se ha mantenido estable o en ligero aumento durante dicho periodo, superando actualmente las 320 parejas (datos propios).

Pese al aumento del tamaño poblacional tanto a nivel global como nacional, hay que considerar que la población mundial sigue siendo escasa. Además, se han detectado diferentes tendencias poblacionales a nivel local, estando algunas poblaciones sujetas a fuertes fluctuaciones interanuales y otras incluso al borde de la extinción (Touati *et al*., 2017). Su complejo modo de vida sugiere que el halcón de Eleonora puede ser una especie altamente vulnerable en los próximos años. Los marcados cambios en los hábitats de su zona de invernada se han visto acelerados en los últimos años (Mellone *et al*., 2012; Kassara *et al*., 2017). También los problemas de

conservación que afectan las áreas de sedimentación usadas durante la larga migración -Sahel y África oriental- (Mellone *et al*., 2013a) y las áreas donde se concentran durante la época previa a la cría -en el interior peninsular y en Francia- (Mellone *et al*., 2013b) podrían causar repercusiones negativas. Finalmente, la dinámica poblacional y la fenología de las aves migratorias de las cuales depende durante la época de cría, pueden verse afectadas por el aumento de temperatura en las últimas décadas. La población de Canarias, situada en el extremo occidental y meridional del área de distribución reproductora global de la especie, resulta especialmente vulnerable, debido principalmente a la fluctuación en la disponibilidad de aves migratorias que llegan a las islas, la cual depende absolutamente de los patrones de viento estacionales que también están siendo afectados por el cambio climático (Gangoso *et al*., 2020).

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se han aplicado las categorías de amenaza y los criterios UICN para el conjunto de la población reproductora española de halcón de Eleonora, analizándola como una unidad regional única.

Teniendo en cuenta las tendencias poblacionales de esta especie, así como su tamaño poblacional y las variaciones en su área de distribución, la población reproductora española no cumpliría con los criterios para ser catalogada dentro de las categorías de amenaza, aunque debe ser catalogada como “Casi Amenazada”, ya que presenta una reducida área de ocupación cercana a los valores para calificar como “Vulnerable” y presenta un número de individuos maduros que supera escasamente los 1.500 ejemplares, muy cerca los valores para calificar como “Vulnerable”.

Criterio A

En las dos últimas décadas los censos en España han sido lo suficientemente continuados y fiables como para poder afirmar que la evolución de la población ha sido positiva, aunque los conteos en las distintas comunidades autónomas y en los distintos años no fueron hechos con el mismo esfuerzo y metodología, por lo que no son del todo comparables. El cambio se podría estimar superior al 25 % de aumento de la población en estos últimos años, lo cual hace que la especie no califique en ningún grado de amenaza según este criterio.

Criterio B

El halcón de Eleonora tiene un área de distribución en España relativamente pequeña. Teniendo en cuenta las 18 cuadrículas de 10x10 km que se encuentran ocupadas por colonias reproductoras según el último Atlas de Aves Reproductoras en España (Muntaner, 2003) y según el censo de 2004-2007 (del Moral, 2008), sus colonias de cría tendrían un área de ocupación inferior a los 1.800 km². Sin embargo, no cumple ninguno de los subcriterios -fragmentación severa, declive continuo o fluctuaciones severas- que hagan calificar a la especie en ninguna categoría, según este criterio.

Criterio C

Según la información existente con los censos de los últimos años, la población de halcón de Eleonora tiene una evolución positiva, por lo que su estado de conservación no es desfavorable, aunque su población sea relativamente pequeña.

Criterio D

La población censada en las temporadas de 2004 a 2007 establece un tamaño mínimo de 1.560 individuos según el número de parejas establecidas, pues se desconoce la fracción de población no reproductora. En Baleares sí se tienen cifras de la población global en número de individuos -1.257 ejemplares-, lo que implica que al menos esta subpoblación superó los 1.000 individuos maduros, más aún si se considera la población de las islas Columbretes como un mismo conjunto.

Aplicando la misma proporción entre el número de parejas detectadas y el número de ejemplares ya



© Bildagentur Zoonar GmbH_Shutterstock

establecido por Mayol (1981) a la población de Canarias, la población española podría situarse en torno a los 2.028 individuos, lo que la sitúa ligeramente por encima del máximo establecido para calificar por el criterio de "Casi Amenazada" -1.500 ejemplares maduros-.

Según la última información disponible y atendiendo a los criterios mencionados, el halcón de Eleonora en España no califica como amenazado.

AMENAZAS

● Modificaciones del sistema natural, y prácticas agroganaderas y silvícolas

En las áreas de invernada la pérdida de hábitat -debida a la deforestación continuada y a prácticas agrícolas, incluyendo los tratamientos con plaguicidas-, constituye una de las principales amenazas para el conjunto de la especie en su totalidad. La transformación del hábitat, esperable ante futuros escenarios de cambio global en los próximos 50 años, podría favorecer la idoneidad de nuevas áreas que están actualmente ocupadas por bosque húmedo y pastizales, así como la pérdida de idoneidad de aquellas zonas ocupadas por los halcones de Eleonora en la actualidad. La previsible expansión hacia zonas del centro y sur de Madagascar estaría a su vez asociada a una mayor exposición a hábitats más antropizados, donde el riesgo de mortalidad por accidentes o intoxicación secundaria sería mayor (Kassara *et al*., 2017).

● Perturbaciones y molestias humanas

En las áreas de cría, el principal factor de amenaza son las molestias humanas producidas en las zonas turísticas o derivadas de actividades de recreo -como senderismo, tránsito de embarcaciones y deportes acuáticos-. Las molestias durante el periodo reproductor destacan como uno de los factores prioritarios que ocasionan efectos negativos directos y cuantificables sobre el éxito reproductor de la especie, circunstancia que se intensifica por el hecho de que nidifica en islas e islotes cada vez más accesibles para el público durante el periodo estival. Las puestas o nidadas desatendidas por efecto de las molestias humanas son muy vulnerables a la mortalidad por enfriamiento o sobrecalentamiento, siendo además susceptibles depredación oportunista por parte de gaviotas o cuervos (Gangoso, 2014).

● Especies invasoras

La creciente antropización y el tránsito frecuente de personas y embarcaciones en las inmediaciones de las áreas de nidificación, lleva asociado el riesgo de introducción de especies predadoras en islas e islotes que ocupa la especie -principalmente gatos y ratas-, afectando de manera directa al éxito reproductor. Por ejemplo, en la isla de Sa Dragonera -islas Baleares- se detectó la depredación por rata común (*Ratus ratus)* en al menos dos nidos (Bonnin, 2005).

● Infraestructuras lineales

Los accidentes con infraestructuras humanas como tendidos eléctricos también suponen un importante factor de amenaza, siendo la colisión contra estas estructuras y la caza las dos principales causas de muerte no natural del halcón de Eleonora en España (Urios *et al*., 2020). Es esperable que la creciente demanda energética vaya asociada a la expansión de tendidos eléctricos y aerogeneradores, por lo que el riesgo de mortalidad asociado a esta causa podría aumentar de manera importante en los próximos años.

Caza ilegal y recolección

Históricamente, los halcones de Eleonora fueron perseguidos y explotados por las poblaciones humanas locales, en particular mediante el robo de pollos y huevos -principalmente para su consumo-, aunque esta práctica está en desuso hoy en día. La caza ilegal, sin embargo, continúa siendo una importante causa de mortalidad para la especie. Según los datos recogidos a partir de las aves anilladas y recuperadas en España (Banco de Datos de la Oficina de Anillamiento de SEO/BirdLife, 2018; Sociedad de Ciencias Aranzadi, 2018), y los datos de mortalidad recogidos en la Comunidad Valenciana (Servicio de Vida Silvestre de la Generalitat Valenciana, datos inéditos), de las 18 aves recuperadas muertas o heridas, el 27,8 % fueron aves cazadas (Urios *et al*., 2020).

Contaminación e intoxicación secundaria

Muchas de las especies de pequeñas aves e insectos de los que se alimenta el halcón de Eleonora se ven expuestas a la contaminación por ingestión directa de plaguicidas agrícolas tanto en Europa como África. Además, durante el período 1997-2000 se emplearon grandes cantidades de DDT en el control de plagas en Madagascar, la principal zona de invernada de la especie

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Berna: Apéndice II. Convenio de Bonn: Apéndice II. Convenio CITES: Anexo II. Convención sobre Especies Migratorias (CMS): Apéndice II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I. International Species Action Plan Eleonora's falcon *Falco eleonorae* (Ristow, 1999)	Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011): Incluido.

AUTONÓMICAS		
CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Baleares	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Canarias	DE INTERÉS ESPECIAL	Ninguno
Cataluña	No catalogada	Ninguno
Comunidad Valenciana	VULNERABLE	Resolución de 21 de abril de 2009, del conseller de Medio Ambiente, Agua, Urbanismo y Vivienda por la que se aprueba el Plan de acción para la conservación de las aves marinas de la Comunitat Valenciana.

ESPACIOS DE INTERÉS

Red Natura 2000 (ZEPA): ES0000532-Espacio marino de los islotes de Lanzarote, ES0000040-Islotes del norte de Lanzarote y Famara, ES0000061-Áreas emergidas de las islas Columbretes.

IBA: 327-Los islotes de Lanzarote.

(Peveling *et al*., 2003) y en particular durante la explosión de la langosta (*Schistocerca gregaria*) ocurrida en África en 2003 (Hollamby *et al*., 2004). Todo ello ha llevado a sugerir que el halcón de Eleonora podría verse afectado por la exposición directa e indirecta a estos plaguicidas, pudiendo ser sus efectos subletales, mantenidos a lo largo del tiempo. Se han encontrado niveles indicativos de daño celular y neurológico por exposición a agentes tóxicos en individuos adultos (Tsarpali *et al*., 2020), aunque los niveles de distintos contaminantes encontrados en huevos no eclosionados fueron bajos (Ristow *et al*., 1980; Gschweng *et al*., 2011).

El uso de áreas cultivadas durante la época previa a la reproducción es causa de preocupación, dado el amplio uso de plaguicidas en estos hábitats (Mellone *et al*., 2013b). Durante periodos de escasez de aves migratorias, los halcones de Eleonora acuden a zonas ajardinadas en busca de insectos. Los tratamientos con plaguicidas de los jardines urbanos suponen un gran riesgo de intoxicación secundaria para la especie, habiéndose producido algunos casos en la población de Canarias, donde también fue detectada por primera vez la exposición a rodenticidas anticoagulantes (Rial-Berriel *et al*., 2021).

- **Cambio climático y pérdida de recursos tróficos**

Los cambios en el clima están afectando a la dinámica poblacional y la fenología de aves paseriformes europeas, lo que puede implicar cambios importantes en la disponibilidad de alimento para los halcones de Eleonora durante el período reproductor. Además, los cambios en el clima afectan también a los patrones de vientos responsables de la llegada de las aves migratorias a algunas colonias -como la de Canarias-, lo cual amenaza la persistencia a largo plazo de esta población (Gangoso *et al*., 2020). Así mismo, la desaparición generalizada de las poblaciones de insectos terrestres que afecta a nivel global a muchos ecosistemas también puede estar afectando negativamente al halcón de Eleonora, ya que se trata de un recurso trófico fundamental para la especie durante el periodo previo al inicio del paso migratorio otoñal y en épocas de escaso flujo migratorio, así como para la fracción no reproductora de la población.

- **Inacción de las Administraciones públicas**

La falta de designación de espacios protegidos -especialmente ZEPA de la Red Natura 2000-, y la no aplicación de medidas específicas para su protección -como pueden ser la aprobación y ejecución de planes de conservación-, son factores indirectos que evidentemente pueden afectar a la viabilidad futura de las poblaciones de halcón de Eleonora.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- ✔ La protección estricta de las zonas donde se reproducen. Por ejemplo, en el caso de España la fuerte protección en las islas Columbretes que ha llevado a un aumento sensible de su población.
- ✔ La erradicación de las especies invasoras, especialmente la rata común, en las colonias de cría donde se dé el caso.
- ✔ Regulación de las actividades de recreo en las inmediaciones de las zonas de nidificación.
- ✔ La creación de espacios naturales protegidos en las zonas de invernada de Madagascar.

- ✔ Control de plaguicidas en las zonas de cultivos y jardines utilizados para la alimentación de insectos durante la época de cría.

- ✔ Y, aunque difícil, se debe procurar el control de plaguicidas en las nuevas grandes zonas de cultivo que se están promoviendo actualmente en África.

En cuanto a la investigación, que en los últimos quince años ha aumentado de forma importante en esta especie -conociéndose nuevos aspectos de su comportamiento, fisiología y genética, así como rutas migratorias- se podrían proponer como trabajos para el futuro:

- ✔ Estudios genómicos tanto del halcón de Eleonora como de especies tan emparentadas como el halcón pizarroso, el alcotán europeo y el alcotán africano, que aporten luz sobre su aparición como especie y devenir evolutivo.

- ✔ Estudio genómico para observar si existen diferencias a nivel molecular entre las distintas colonias de cría, ya que podrían existir, debido a su comportamiento altamente filopátrico, como se ha demostrado en los últimos estudios. Conocer la existencia de la variabilidad genética en especies vulnerables y con poco número de ejemplares puede ser positivo de cara a tomar decisiones para su conservación.

- ✔ Marcajes con emisores GPS de un mayor número de ejemplares, tanto adultos como juveniles, en las zonas de cría con el fin de identificar con mayor precisión los movimientos dispersivos, stop-overs o paradas de descanso utilizados durante la migración y las áreas de invernada en Madagascar, y así poder promover su efectiva protección.

- ✔ Búsqueda y detección de plaguicidas u otros posibles contaminantes tanto en la sangre de adultos como en huevos.

Dada la gran distribución geográfica que abarca el halcón de Eleonora a lo largo de todo su ciclo vital, tan solo una gestión coordinada a nivel intercontinental hará posible establecer estrategias de conservación de esta impresionante rapaz migratoria.

- ✔ Revisar la catalogación de la especie a escala regional, ya que actualmente sólo presenta una catalogación adecuada en la Comunidad Valenciana, y tanto en Canarias como en Baleares -donde la especie cuenta con sus principales núcleos reproductores a nivel estatal- presenta una protección legal insuficiente.

- ✔ Elaboración y aprobación de los preceptivos planes de conservación en las comunidades autónomas con presencia de la especie como reproductora.

- ✔ Seguimiento de la evolución de la población y estudio de los factores limitantes.

- ✔ Prohibición del desarrollo de infraestructuras en las zonas más sensibles para la especie.

- ✔ Corrección o aislamiento de tendidos eléctricos peligrosos ya instalados.

DATOS INSUFICIENTES
DD

PICO MEDIANO

Dendrocopos medius



Picot garser mitjà; Picapau mediano; Okil ertaina; pica-pau-médio; Middle Spotted Woodpecker; Pic mar

Autores: **Carlos Ciudad y Hugo Robles**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2018)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	VU	NT	DD

DISTRIBUCIÓN Y HÁBITAT

El área de distribución conocida del pico mediano en España se restringe a unas pocas masas forestales caducifolias maduras de la franja norte peninsular (Onrubia *et al*., 2003), constituyendo el límite suroccidental de distribución mundial de la especie (Robles y Pasinelli, 2020). A grandes rasgos, se distinguen tres núcleos principales localizados en la cordillera Cantábrica, en los montes vasco-navarros y en el valle de Arán. En la cordillera Cantábrica, la mayor parte de los efectivos poblacionales se concentran en la confluencia entre León, Palencia, Cantabria y Asturias -Alto Cea, Alto Esla, Sajambre, Guardo, Fuentes Carrionas, Liébana, Valdeprado, Amieba, Caso y Ponga-; mientras que en el extremo occidental -Ancares, Alto Sil, Laciana, Degaña, Muniellos y Somiedo- las poblaciones de pico mediano han podido extinguirse o han pasado desapercibidas durante las últimas décadas (Onrubia *et al*., 2003; Sánchez-Corominas *et al*., 2006; Ciudad *et al*., 2020). En los montes vascos, el principal núcleo de población se sitúa en el Parque Natural de Izki -Álava- y en su entorno, aunque también existen dos núcleos de menor entidad en los montes de Vitoria y en la sierra de Entzia, además de observaciones puntuales en Guipúzcoa (Unanue *et al*., 2010; Ciudad y Robles, 2013; Fernández-García y

Robles, 2020). En Navarra, además de la población de las Ameskoas perteneciente al núcleo de Izki, existen pequeñas poblaciones en Bertiz, Luzaide-Valcarlos, Olaldea, Irati y Sakana sujetas a posibles procesos de colonización-extinción (Onrubia *et al*., 2004; Campión, 2019). Finalmente, la población de pico mediano del valle de Arán está aparentemente conectada con las poblaciones de la vertiente francesa de los Pirineos (Romero *et al*., 2013), y su crecimiento en las últimas décadas podría ser la causa de las observaciones de algunos individuos en el Pirineo aragonés desde 2019 y de la constatación de la presencia de una pareja que se reprodujo con éxito en la zona de Castejón de Sos Huesca- en el año 2021 (Molina *et al*., 2020; Palacio y Bueno, 2021).

El pico mediano es una especie residente, especialista de bosques caducifolios extensos y maduros, principalmente dominados por árboles del género *Quercus* (Pasinelli, 2003). En la península ibérica, aparece ligado a melojares (*Q. pyrenaica*), robledales albares (*Q. petraea*), carballedas (*Q. robur*), quejigales (*Q. faginea*) y bosques mixtos de estas especies con otras frondosas (Ciudad *et al*., 2020). Pero no todas estas masas forestales son adecuadas para el pico mediano, puesto que solo selecciona aquellas con altas densidades de árboles caducifolios de gran porte (Robles *et al*., 2007a; Ciudad y Robles, 2013). La preferencia por este tipo de bosques puede estar asociada al hecho de que los árboles de corteza rugosa de gran diámetro le proporcionan una elevada disponibilidad de esos artrópodos de los que se alimenta (Pasinelli, 2003). Para nidificar requiere de árboles en estado decadente, árboles vivos con partes debilitadas o árboles en pie completamente muertos donde poder excavar la cavidad de cría (Pasinelli, 2003; Robles *et al*., 2007a; CiudadyRobles, 2013).

TENDENCIA Y TAMAÑO POBLACIONAL

Los últimos estudios genéticos señalan que la especie debería encuadrarse dentro del género *Dendrocoptes* (*D. medius*; Fuchs y Pons, 2015), como ha sido adoptado en la clasificación de la IOC v 9.1. También recientemente se ha encuadrado en el género *Leiopicus* (*L. medius*), como en el caso de la clasificación seguida por HBW/BirdLife v3. No obstante, por el momento se ha seguido usando *Dendrocopos medius*, tal y como se recoge en el Listado de las Aves de España (Rouco *et al*., 2019).

No se ha desarrollado ningún censo global de la población de pico mediano en España. Tan solo existen estimaciones poblacionales en algunas zonas concretas de su área de distribución, donde además se han realizado empleando distintas metodologías de muestreo, lo que dificulta la agrupación y comparación de las distintas estimas poblacionales. La población española se ha estimado entre 1.045 y 1.205 parejas (BirdLife International, 2015) con base en información incompleta, sesgada o extrapolada y recogida hace más de 20 años (Onrubia *et al*., 2004). Aunque estimaciones puntuales más actuales se han realizado en Liébana -432 territorios (Fombellida *et al*., 2009)-, en el Parque Natural de Izki -de 280 a 396 territorios (Ciudad y Robles, 2013), en el Parque Nacional de los Picos de Europa -125 territorios (Fernández Lozano, 2009), en zonas del Alto Cea y área adyacente del Esla -alrededor de 800 km², desde Cistierna a Guardo pasando por la ZEC Rebollares del Cea, con 50 a 100 territorios (Robles y Ciudad, datos propios), y en el valle de Arán -27 territorios (Romero *et al*., 2013).

En algunos casos se ha encontrado una tendencia positiva de la población local, como en el Parque Natural de Izki (Robles y Ciudad, 2019) o en la vertiente más meridional de la cordillera Cantábrica (Robles y Ciudad,

2020), e incluso se han sugerido expansiones recientes en determinadas áreas de los Pirineos (Onrubia, 2012; Romero *et al*., 2013; Molina *et al*., 2020). Sin embargo, las aparentes expansiones locales de la especie están determinadas en gran medida por un mayor esfuerzo de muestreo en áreas concretas o por el aumento de los registros aportados como consecuencia del impulso de la ciencia ciudadana en los últimos años (Fernández-García y Robles, 2020). Por el contrario, se ha sugerido la posible desaparición de la especie en el extremo occidental de su área de distribución -Galicia y oeste de León y Asturias- (Onrubia *et al*., 2004), pero la ausencia de prospecciones en las últimas décadas no permite confirmar la extinción en estas áreas. En cualquier caso, la falta de censos sistemáticos y estandarizados en la mayor parte del área con hábitat potencial para el pico mediano en España hace que no sea posible estimar el tamaño de su población, y aún menos su tendencia de una forma mínimamente objetiva. De hecho, incluso en el País Vasco, siendo una de las áreas donde más se ha estudiado a esta especie, aun hoy se desconoce la distribución y el tamaño poblacional del pico mediano de una manera precisa (Fernández-García y Robles, 2020; Fernández-García, com. pers.).

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Puesto que no se han desarrollado censos específicos, estandarizados y periódicos del pico mediano a nivel estatal, no se cuenta con información básica sobre distribución o abundancia de la especie que permita evaluar adecuadamente su estado de conservación. Los estudios realizados hasta el momento, con diferentes metodologías, se han restringido a zonas concretas y, en la mayoría de los casos, se han efectuado de forma puntual, lo que hace difícil conocer la distribución geográfica, el tamaño de la población y su tendencia. Por ello, en España no hay información adecuada para hacer una evaluación, directa o indirecta, de su riesgo de extinción basándose en la abundancia y tendencia de sus poblaciones o en su distribución, de acuerdo a los criterios de la UICN, por lo que la especie debe ser catalogada como "Datos Insuficientes". La inclusión de este taxón en esta categoría indica la relevancia de obtener más información sobre la especie, y se reconoce la posibilidad de que investigaciones futuras demuestren que el pico mediano podría incluirse en alguna de las categorías de amenaza apropiadas.

AMENAZAS

● Desconocimiento sobre aspectos básicos de las poblaciones de pico mediano

La escasez de información, histórica y actual sobre distribución, abundancia, demografía o dispersión de la especie en buena parte del área con hábitat potencial, es una de las principales amenazas para el pico mediano en España (Onrubia *et al*., 2004). El desconocimiento de estos parámetros básicos impide identificar las áreas críticas y establecer medidas que permitan asegurar su conservación a largo plazo (Camprodon *et al*., 2007).

● Fragmentación y pérdida de hábitat

La pérdida y fragmentación de los bosques maduros que habita es un factor fundamental que pone en peligro la persistencia del pico mediano en la península ibérica (Ciudad *et al*., 2020). Las poblaciones reducidas, que habitualmente aparecen en parches de hábitat pequeños como consecuencia de la fragmentación, tienen elevadas probabilidades de extinción y bajas tasas de

emparejamiento de los machos (Robles *et al*., 2008; Robles y Ciudad, 2012, 2017). Además, los parches de hábitat pequeños tienen pocas probabilidades de ser ocupados y recolonizados (Robles y Ciudad, 2012, 2020).

A pesar del incremento en las últimas décadas de la superficie forestal en España debido al abandono rural, los requerimientos específicos del pico mediano de bosques con elevadas densidades de árboles caducifolios -principalmente robles- de gran diámetro para alimentarse, y de árboles decadentes o muertos para nidificar, hacen que los parches de hábitat adecuados para la especie sigan siendo bastante escasos y estén muy fragmentados por el paisaje (Robles y Ciudad, 2012; Ciudad *et al*., 2020). Múltiples factores llevan a la pérdida y fragmentación del hábitat del pico mediano, entre los que destacan los incendios, las explotaciones madereras, las extracciones para plantas de biomasa, la roturación de los robledales para uso agroganadero, la sustitución de bosques autóctonos de frondosas por plantaciones de coníferas u otras plantas exóticas, la minería a cielo abierto, y la instalación de aerogeneradores o plantas fotovoltaicas (Onrubia *et al*., 2004; Ciudad *et al*., 2020). Algunas de estas acciones, como la sustitución de los bosques de frondosas por plantaciones extensas de coníferas monoespecíficas, producen además cambios en la matriz que pueden reducir la conectividad funcional, limitando los movimientos de dispersión entre los parches de hábitat (Ciudad *et al*., 2009, 2020).

● Degradación de la calidad del hábitat

Tanto la ocupación y la abundancia de territorios de pico mediano, como la presencia de individuos flotantes y dispersantes que favorecen la recolonización o la persistencia de las poblaciones territoriales, están fuertemente asociados al mantenimiento de una elevada calidad intrínseca del hábitat en los fragmentos de robledal maduro que permanecen en el paisaje (Robles *et al*., 2007a; Ciudad *et al*., 2009; Robles y Ciudad, 2012, 2019; Ciudad y Robles, 2013; Robles *et al*., 2019). En especial, la especie es muy sensible a la eliminación de árboles caducifolios -robles, de gran porte, decadentes y con cavidades-, es decir, árboles importantes para la búsqueda del alimento y para la nidificación (Robles y Ciudad, 2019).

Entre las acciones de gestión que llevan a una reducción de la calidad del hábitat, como consecuencia de la pérdida de estructuras forestales asociadas a la madurez del arbolado, destaca la extracción de frondosas para la producción de madera y leña, o para su aprovechamiento en plantas de biomasa. En cualquier caso, la corta excesiva de árboles caducifolios de gran porte, la extracción de madera muerta en pie y en el suelo, la homogenización de las clases de edad del arbolado, la eliminación de las especies de árboles y arbustos acompañantes, o la falta de regenerado natural, pueden provocar la degradación de la calidad del hábitat para el pico mediano, así como comprometer la renovación de las características de madurez de los bosques que la especie habita (Ciudad *et al*., 2020).

● Aplicación de productos fitosanitarios y polución del aire

El uso de protectores químicos en sanidad forestal y la contaminación del aire se han descrito como dos amenazas potenciales para el pico mediano, al causar reducciones en la disponibilidad de artrópodos, que son la principal fuente de recursos tróficos (Onrubia *et al*., 2004; BirdLife Internacional, 2021).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN EXISTENTES

INTERNACIONALES Y EUROPEAS	ESTATALES
Convenio de Berna: Anexo II. Directiva de Aves (Directiva 2009/147/CE): Anexo I.	Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011): Incluido.

AUTONÓMICAS		
CCAA	CATALOGACIÓN	PLANES O PROGRAMAS DE ACTUACIÓN
Aragón	No catalogada	Reciente detección de la especie y constatación de reproducción en 2021. Pendiente de catalogación.
Asturias	SENSIBLE A LA ALTERACIÓN DEL HÁBITAT	Decreto 104/2002, de 25 de julio, por el que se aprueba el Plan de Conservación del Hábitat del Pico Mediano (*Dendrocopos medius*) en el Principado de Asturias.
Cantabria	No catalogada	Ninguno
Castilla y León	No catalogada	Listada en la Instrucción 02/DGMN/2005 sobre criterios de gestión forestal y uso de fitosanitarios para compatibilizar la conservación de las especies de aves y quirópteros en hábitats forestales
Cataluña	VULNERABLE	Se incluye dentro de la categoría B de la Ley de Protección de Animales (Decreto Legislativo 2/2008) y se la considera "especie muy sensible" (Decreto 148/1992), por el que se regula la influencia de las actividades humanas sobre la especie.
Euskadi	VULNERABLE	Proyecto Life Pro-Izki. Proyecto Interreg Poctefa Habios.
Navarra	VULNERABLE	Ninguno

ESPACIOS DE INTERÉS

Red Natura 2000 (ZEPA): ES2110019 - Izki, ES4140011 - Fuentes Carrionas y Fuente Cobre-Montaña Palentina, ES4130003 - Picos de Europa en Castilla y León, ES0000003 - Picos de Europa, ES1200001 - Picos de Europa (Asturias), ES0000198 - Liébana, ES5130004 - Baish Aran, ES5130005 - Era Artiga de Lin - Eth Portilhon, ES0000251 - Sierra del Cordel y cabeceras del Nansa y del Saja, ES0000249 - Sierra de Peña Sagra, ES0000250 - Sierra de Hijar, ES0000248 - Desfiladero de la Hermida, ES2110018 - Sierras meridionales de Álava, ES0000129 - Sierras Artxuba, Zariquieta y M. Areta, ES1200008 - Redes, ES0000054 - Somiedo, ES1200002 - Muniellos, ES0000374 - Ancares, ES0000210 - Alto Sil, ES0000126 - Roncesvalles-Selva de Irati (ZEPA/ZEC).

Red Natura 2000 (ZEC): ES4130137 - Rebollares del Cea, ES2200022 - Sierra de Lokiz, ES2200017 - Señorío de Bertiz, ES1200009 - Ponga-Amieva, ES2110022 – Entzia, ES2110015 - Montes altos de Vitoria, ES2200020 - Sierra de Aralar, ES2200021 - Urbasa y Andia, ES1120001 - Ancares - Courel.

IBA: 36 - Montes de Izki y Vitoria, 20 - Picos de Europa, 21 - Fuentes Carrionas, 22 - Sierras de Peña Labra y del Cordel, 19 - Riaño, 130 - Sant Maurici - Boí - Val d›Aran, 16 - Sierras Centrales de la Cordillera Cantábrica, 423 - Sierras de Lokiz, Urbasa y Andía, 23 - Embalse del Ebro, 29 - Hoces del Alto Ebro y Rudrón, 13 - Degaña - Hermo, 12 - Muniellos, 14 - Babia - Somiedo, 9 - Sierra de los Ancares, 85 - Roncesvalles - Irati - Sierra de Abodi, 420 - Montaña Central de León, 15 - Sierras de Gistreo y Coto.

OTRAS MEDIDAS EXISTENTES:

Buena parte del conocimiento sobre la ecología y conservación de la especie en España ha sido obtenido a través de proyectos de investigación, desarrollados desde el año 2000 hasta la actualidad, en un área de 800 km² de la vertiente sur de la cordillera Cantábrica (Robles *et al.*, 2007a, 2007b, 2008; Ciudad *et al.*, 2009; Robles y Ciudad, 2012, 2017, 2020). Además, en el marco de los proyectos Life Pro-Izki e Interreg Poctefa Habios, se han puesto en marcha programas de estudio y seguimiento del pico mediano en el País Vasco, mayoritariamente desarrollados en el Parque Natural de Izki desde 2012, que están permitiendo mejorar el conocimiento de la especie para establecer medidas de gestión orientadas a su conservación -por ejemplo, Ciudad y Robles, 2013; Robles y Ciudad, 2015, 2019; Robles *et al.,* 2019; Fernández-García y Robles, 2020-. A pesar de estas excepciones de monitoreo local, no se conoce la aplicación, a nivel estatal o autonómico, de ninguna de las medidas de conservación propuestas en los numerosos informes técnicos y publicaciones científicas derivados de estos proyectos.

● **Molestias derivadas de actividades recreativas y de trabajos forestales**

El pico mediano es una especie sensible a las molestias durante el periodo reproductivo, por lo que las actividades turísticas o deportivas y los trabajos selvícolas realizados de marzo a julio en los bosques ocupados por la especie pueden afectar negativamente al establecimiento de territorios, a la construcción del nido, a la puesta e incubación de los huevos, al cuidado parental de los pollos dentro y fuera del nido, a la dispersión de los juveniles (Ciudad *et al*., 2020) y, en definitiva, a la viabilidad de la población.

● **Cambio climático**

Localizada en el límite suroccidental de distribución mundial, la población ibérica de pico mediano se espera que esté negativamente afectada por el cambio climático (Robles y Pasinelli, 2020). Si bien no existen análisis empíricos que examinen el impacto de los cambios en el clima (asociados con el calentamiento y con las variaciones en el régimen de precipitaciones) sobre las poblaciones más meridionales de la especie, los modelos climáticos proyectan grandes contracciones de su distribución potencial a finales del presente siglo (Araújo *et al*., 2011), lo que podría suponer la desaparición de la población española. No obstante, al margen de las proyecciones de los modelos de vulnerabilidad, los mecanismos específicos a través de los cuales el cambio climático puede llevar al declive de las poblaciones sureñas permanecen inexplorados en el caso del pico mediano.

● **Causas de mortalidad directa**

Los escasos datos disponibles sobre mortalidad directa de la especie, con base en individuos -fundamentalmente juveniles- marcados con radioemisores en la vertiente sur de la cordillera Cantábrica y en el Parque Natural de Izki, apuntan a que la mortalidad se debe principalmente a causas aparentemente naturales como depredación, enfermedades, hipotermia o inanición (Robles *et al*., 2007b; 2019). En la cordillera Cantábrica se ha registrado el abandono de un nido con huevos asociado a la celebración de un evento deportivo de motocrós en el interior del bosque (Ciudad y Robles, datos propios). Se desconoce el efecto del cambio climático antrópico y otros factores humanos -por ejemplo, cambios estructurales de los bosques- sobre la supervivencia de estas aves.

ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Es esencial poner en marcha un censo nacional del pico mediano que permita estimar la distribución y la abundancia en las áreas con hábitat potencial para la especie. La información obtenida en estos muestreos permitiría: (1) confirmar la extinción o la persistencia poblacional en las áreas con presencia histórica de la especie; (2) identificar nuevas áreas de ocupación desconocidas previamente o debidas a recolonizaciones; y (3) establecer un sistema de monitoreo estandarizado que permitiera evaluar los cambios temporales en la distribución o la dinámica poblacional, con el fin de identificar los factores de amenaza y las áreas críticas para la conservación de la especie. En este sentido, la elaboración y aprobación de los preceptivos planes de seguimiento de pico mediano y de conservación de su hábitat por las comunidades autónomas sería un paso importante para mejorar el conocimiento necesario para su protección, especialmente si dichos planes están coordinados y consensuados entre las comunidades autónomas.

Siguiendo mayoritariamente las recomendaciones de gestión indicadas en Ciudad *et al*., 2020, se proponen las siguientes medidas:



© Mateusz Sciborski-Shutterstock

Medidas a aplicar en los bosques caducifolios maduros y en las dehesas de roble:

- ✔ Mantener elevadas densidades de árboles importantes para la alimentación del pico mediano -valor de referencia: 65 *Quercus* caducifolios de más de 36 cm de diámetro/ha-.
- ✔ Mantener elevadas densidades de árboles potenciales para nidificación -referencia: 30 árboles caducifolios de más de 18 cm de diámetro, decadentes o muertos, o con huecos/ha-.
- ✔ Preservar la heterogeneidad estructural del bosque -diversidad natural de especies acompañantes y de clases de edad del arbolado, abundancia de madera muerta-.
- ✔ Evitar la aplicación de productos fitosanitarios.

Medidas a aplicar en bosques subóptimos para el pico mediano, especialmente robledales jóvenes con algunos elementos maduros, con el fin de mejorar la disponibilidad y calidad del hábitat:

- ✔ Preservar árboles importantes para la alimentación y la nidificación del pico mediano.
- ✔ En zonas con elevada cobertura de arbolado joven, realizar clareos selectivos de pies menores a 15 cm de diámetro, desbroces de matorral y podas de ramas finas -de menos 5 cm de diámetro- y bajas -de menos de 3 m de altura-, para reducir competencia y fomentar el crecimiento en grosor del arbolado.
- ✔ Promover el pastoreo de ganado en extensivo para controlar el crecimiento excesivo del arbolado joven y del matorral tras los clareos selectivos, manteniendo en todo caso cargas que no comprometan la regeneración del bosque a largo plazo ni supongan la destrucción masiva del suelo y del sotobosque.

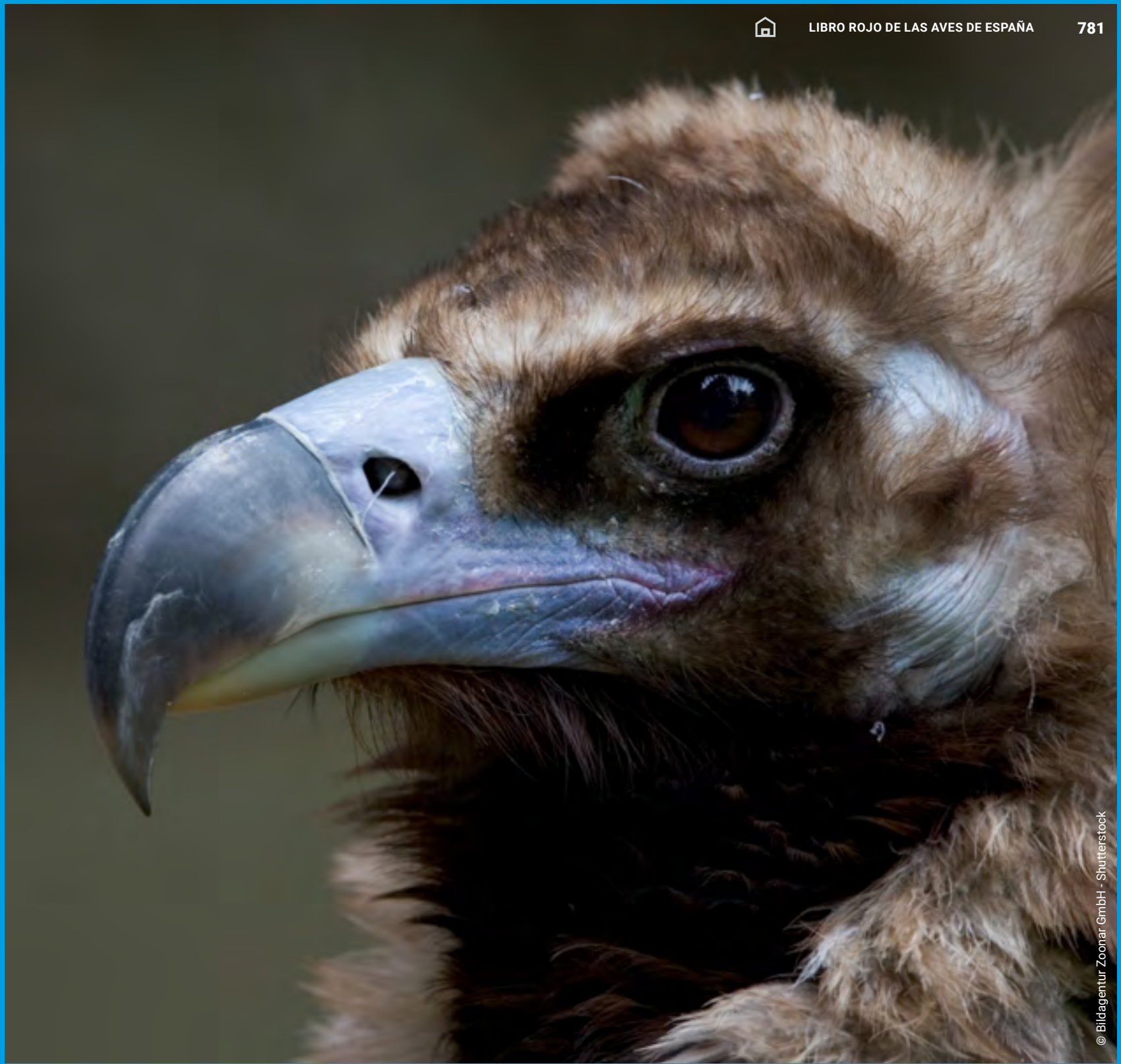
Medidas a implementar a nivel de paisaje:

- ✔ Aumentar el tamaño de los parches de hábitat -con frecuencia robledales maduros- mediante plantaciones de robles o manejo de robledal joven en los bordes de los parches pequeños. Como valor de referencia, el tamaño mínimo de un parche de hábitat ocupado por al menos un territorio de cría de pico mediano es de unas 10 ha.
- ✔ Reducir la dureza de los bordes de los parches de hábitat, por ejemplo plantando robles autóctonos en zonas desarboladas adyacentes a los parches.
- ✔ Favorecer la presencia de arbolado caducifolio -principalmente robles- en matrices desarboladas entre los parches de hábitat. En matrices con arbolado, fomentar el crecimiento en diámetro de los pies de robles jóvenes mediante clareos selectivos y podas, o reducir la superficie cubierta por plantaciones de coníferas y eucaliptos.
- ✔ Preservar los parches de robledal maduro que, pese a no estar ocupados por individuos territoriales por su tamaño reducido o su baja calidad, sean potencialmente utilizables como piedras de paso -"stepping stones"- para la dispersión entre parches de cría.
- ✔ Realizar las actividades forestales más intensivas entre los meses de agosto y febrero, evitando molestias durante los periodos críticos de emparejamiento, reproducción e inicio de la dispersión natal del pico mediano -de marzo a julio-.

ESPECIES RELEVANTES NO INCLUIDAS EN EL ACTUAL LIBRO ROJO:

JUSTIFICACIÓN DE EXCLUSIÓN





© Bildagentur Zoonar GmbH - Shutterstock

CASI AMENAZADA
NT

ACENTOR ALPINO

Prunella collaris



Autores: **Paola Laiolo, María del Mar Delgado, José Vicente López-Bao y José Ramón Obeso**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2016)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	NE	NE	NT

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se ha realizado una evaluación de las categorías de amenaza del acentor alpino, utilizando los criterios de la Lista Roja de UICN que se aplicaron al conjunto de la población reproductora española, analizándola como una unidad regional única.

Se han utilizado los datos del *Atlas de Aves Reproductoras de España 1998-2002* (Martí y del Moral, 2003) y de 2014-2018 (SEO/BirdLife, 2021) para estimar la evolución del área de ocupación en ese intervalo de tiempo. Se han utilizado también los resultados del estudio de (Gabriel Hernando *et al.*, (2021) que proyectó el área de ocupación del acentor alpino en el periodo 2041-2060 en un escenario de evolución climática tras un aumento bajo -RPC 2.6- y moderado -RPC 4.5- de emisiones de gases de efecto invernadero.

No se ha podido contar con datos específicos sobre el tamaño de la población o su tendencia para esta especie, por lo que no se han podido evaluar los criterios relativos a variables de evolución poblacional.

Según el criterio de reducción de tamaño poblacional -Categoría A2c, referida al área de ocupación-, la especie

ha reducido su área de distribución entre 2002 y 2018, pero no alcanza el nivel de reducción del 30 % estimado en tres generaciones o 10 años requerido para cumplir con los criterios de la categoría “Vulnerable”.

Para el periodo 2041-2060, las áreas de ocupación proyectadas para el acentor alpino serán más reducidas respecto a las actuales, pero también en este caso la evolución no alcanza la reducción del 30 % en tres generaciones.

El conjunto del análisis sobre el estado de conservación de esta especie evidencia que:

Es necesario implementar programas de seguimiento específicos para la especie, con la finalidad de conseguir estimas de abundancia y calcular el declive de las poblaciones o subpoblaciones. Debido a algunas peculiaridades de esta ave, como la baja densidad o el complejo comportamiento social, los programas de seguimiento deberían diseñarse *ad hoc*.

Los datos actuales y las proyecciones apuntan a un claro declive del acentor alpino. Si consideramos que la península ibérica representa el extremo más occidental -donde más peligro de retracción hay- de la distribución paleártica de esta especie -junto con la población marroquí-, y que tiene una distribución naturalmente muy fragmentada, debería ser considerada como “Casi Amenazada”. A esta categoría pertenecen las especies que no satisfacen los criterios de las categorías “Vulnerable”, “En Peligro” o “En Peligro Crítico” de la Lista Roja elaborada por la UICN, aunque están cercanas a cumplirlos o se espera que así lo hagan en un futuro próximo.

El cambio climático y los cambios de hábitat asociados constituyen una clara amenaza, pero el hecho de que no tengan origen local dificulta la toma de decisiones en relación con las medidas de conservación y gestión que serían apropiadas para la especie. Algunas medidas de protección durante la época de reproducción, como la regulación de cierto tipo de turismo y actividades recreativas en montaña -por ejemplo, la escalada deportiva-, podrían ser localmente beneficiosas. Sin embargo, no hay evidencia de efectos muy negativos del turismo sobre esta especie.



© Txanbelin_ Shutterstock

DATOS INSUFICIENTES
DD

ALCA COMÚN

Alca torda



Autores: **José Manuel Arcos, Andrés De La Cruz, Gonzalo M. Arroyo, Juan Ramírez y Antonio Sandoval**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2018)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
NT	NT	LC	NE	NE	DD

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

El alca común ha experimentado un declive moderado desde 2005 en sus poblaciones reproductoras europeas -principalmente en Islandia- que a su vez concentran el grueso de la población global. Por esta razón, en 2015 se catalogó como "Casi Amenazada" a nivel europeo (BirdLife International, 2015, 2021) y también en 2018 a nivel mundial (BirdLife International, 2018, 2021). En paralelo, y pese a no existir datos rigurosos a escala estatal, se aprecia un notable descenso de la especie como invernante en la mayoría de las costas españolas. Así, en el periodo del Atlas de las Aves en Invierno en España de 2007 a 2010 (SEO/BirdLife 2012) se describía un fuerte descenso, si bien se consideraba la posibilidad de estar ligado a fluctuaciones poblacionales entre años. La información posterior sugiere que no ha habido una recuperación, y que la especie se ha vuelto más escasa en todo el litoral, principalmente en el Mediterráneo. Así lo apuntan los datos de tendencias de aves acuáticas invernantes (Molina, 2018; SEO/BirdLife, 2019a) que pese a no cubrir de forma sistemática el medio marino, estiman un declive del 206,4 % entre 2000 y 2016 para el conjunto de España. De la misma forma, un seguimiento específico del paso de álcidos en el estrecho de Gibraltar -basado en censos costeros regulares desde la isla de Tarifa, entre octubre de 2020 y junio de 2021- apunta a una entrada y salida del Mediterráneo de poco más de

10.000 alcas comunes (De La Cruz. *et al*, dat. inéd.), lo que contrastaría con la estima de entre 15.000 y 42.000 aves invernantes en el Mediterráneo a finales de los años 80 (Carboneras, 1988). Esta última estima se realizó a partir de datos de recuperaciones de aves anilladas, y por lo tanto la comparación puede estar sujeta a sesgos, pero el cambio parece sustancial y acorde con otras fuentes de información dispersas. Finalmente, el declive descrito para la población invernante en España parece ser aún más drástico que el de la población reproductora, que en el caso de las poblaciones más cercanas -Francia y Reino Unido- se mantiene razonablemente estable (Keller *et al*., 2020). Por ello, es esperable que otros factores hayan influido en el descenso a nivel local, entre ellos el aumento de las temperaturas o la disminución de presas por sobrepesca y por empobrecimiento de fondos litorales someros ligados a presiones diversas -regeneración de playas, dragados, etc.-. A esto se sumarían otras amenazas importantes para la especie, como las capturas accidentales en artes de pesca y los vertidos de hidrocarburos u otras fuentes de contaminación (Costa *et al*., 2019; BirdLife International, 2021).

Por ahora la especie debe incluirse en la categoría de "Datos Insuficientes", ya que no hay información adecuada para hacer una evaluación, directa o indirecta, de su riesgo de extinción basándose en la distribución o abundancia y tendencia poblacional. Pero la situación parece realmente desfavorable, por lo que la especie merece un seguimiento más intensivo y se requiere de más información para poder realizar una evaluación adecuada, de manera que investigaciones futuras demuestren el nivel de declive o los factores que lo motivan, para así poder incluir a la especie en la categoría de amenaza apropiada y poder tomar las medidas de conservación oportunas.



© Andrew Astbury - Shutterstock

PREOCUPACIÓN MENOR
(Invernante)
LC

DATOS INSUFICIENTES
(Reproductora)
DD

ARCHIBEBE COMÚN

Tringa totanus



Autor: **Roberto González García**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2016)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	VU	NA	VU	LC/DD

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Especie de distribución paleártica -desde Europa occidental hasta Asia central-, que como reproductora ocupa gran diversidad de ambientes costeros y humedales continentales, generalmente con cobertura vegetal (del Hoyo *et al.*, 1996; Van Gils *et al.*, 2020). Muestra preferencia por medios litorales durante el resto del año. Esencialmente migratoria, desciende en latitud durante la invernada y alcanza el ecuador, con efectivos invernantes en la Europa atlántica y cuenca mediterránea. En España se presenta la subespecie nominal *totanus*, distribuida por el Paleártico central y occidental, además de la subespecie britanica (del Hoyo *et al.*, 1996; Díaz *et al.*, 1996). La población reproductora en Europa se considera en declive -inferior al 25 % para el periodo de tres generaciones-. En la Unión Europea se estima un descenso del 3 al -49 % de la población reproductora para el mismo periodo (BirdLife International, 2015).

La población invernante se reparte principalmente por humedales litorales, donde los análisis previos presentan

la especie como invernante común en España (Martí y del Moral, 2003; González y Pérez-Aranda, 2011). El promedio de la población invernante es de 6.240 ejemplares (Molina, 2018) para un periodo de 20 años entre 1997 y 2016 -con un mínimo de 2.139 en 1997; y un máximo de 9.084 en 2004-, que es el correspondiente a las tres generaciones poblacionales -criterio utilizado por la UICN para evaluar las categorías de amenaza-. En este mismo periodo ha sido registrada la especie en 287 humedales. El 90 % de la población invernante se concentra en tan solo 23 humedales (Molina, 2018). Se trata de unos valores no especialmente diferentes a análisis anteriores, aunque sí mostrando cierta tendencia a reducir su dispersión, ya que el 90 % de la población ya había pasado a concentrarse de 43 humedales (Martí y del Moral, 2003) a 26 (González y Pérez-Aranda, 2011). Los valores absolutos de invernada reflejan un aumento respecto a anteriores periodos, como el del 1990 al 2009, en la que el archibebe común se considerada especie "común" y "poco concentrada" con cerca de 4.900 ejemplares (González y Pérez-Aranda, 2011). Las regiones hidrográficas del Guadalquivir/Andaluzas y del Ebro/Catalanas concentraban el 73 % del contingente invernante estatal (González y Pérez-Aranda, 2011), especialmente por la importancia absoluta de zonas húmedas como las marismas del Parque Natural de la Bahía de Cádiz, el delta del Ebro, las marismas del Odiel y Doñana.

Las poblaciones estatales de la especie muestran un incremento moderado para el periodo largo de 1991-2016 -con una evolución media interanual positiva de 3,6 %-. Esta tendencia positiva ya había sido detectada previamente (González y Pérez-Aranda, 2011; Hortas, 2012; Molina, 2018), mientras que se detecta que su tendencia más reciente tiende a la estabilidad -periodo corto de 2000 a 2016-. La tendencia en el número de humedales donde aparece anualmente es negativa, con un descenso del orden del 9 % entre 1997 y 2016. Si se analiza la evolución de su abundancia exclusivamente en el periodo de esas tres generaciones -de 1997 a 2016-, la especie presenta una tendencia claramente positiva -promedio de 5.386 ejemplares en la década 1997 a 2006-, y promedio de 7.094 para la década siguiente, de 2007 a 2016.

La población reproductora se estima en unos 5.600 ejemplares, con un mínimo seguro de 1.100 aves (Palomino, 2009). Su distribución por regiones hidrográficas es más dispersa que en el caso de la población invernante, con condiciones favorables en las cuencas del Ebro/Catalanas, Duero, Guadiana, Tajo y Guadalquivir/Andaluzas (Palomino, 2009). No existe información detallada y fiable de tendencias en época reproductora a escala estatal. Anteriores análisis mostraban cifras menores o similares al mínimo de 1.100 aves (Hortas *et al.*, 2000; Hortas, 2001; Martí y del Moral, 2003). Algunas localidades relevantes para su reproducción muestran una tendencia negativa para periodos recientes más cortos, como es el caso de Doñana para el periodo de 2003 a 2020 (Equipo de Seguimiento de Procesos Naturales de la EBD, datos propios). Si bien, en relación con la información de los Atlas de Aves Reproductoras, presenta un cambio positivo entre 2002 y 2018 en su distribución en época reproductora (SEO/BirdLife, 2021), pasando de 96 cuadrículas con presencia de la especie a 122, un incremento del 27 % con relación a su área de ocupación. De cualquier manera, se trata de una limícola cuyas poblaciones reproductoras muestran una importante relación con las condiciones hidrológicas presentes cada año en sus localidades de cría, por lo que se hace complejo asegurar tendencias concluyentes con relación a sus poblaciones en dicha época.



© Menno Schaefer - Shutterstock

Tras analizar los datos disponibles sobre el tamaño y evolución poblacional de esta especie, tanto en invernada como en época reproductora, así como contrastar los cambios experimentados en cuanto a su área de distribución a lo largo de los años en España, se ha considerado que no debería catalogarse en ninguna categoría de amenaza. En el anterior *Libro Rojo de las Aves de España* (Madroño *et al.*, 2004), fue calificada como "Vulnerable" en relación con su población reproductora, porque se consideraba pequeña: "probablemente pueda superar las 800 parejas en años favorables" (Hortas *et al.*, 2004). Sin embargo, posteriormente se propuso su catalogación como "Datos Insuficientes" (Palomino, 2009). Si bien, es cierto que las amenazas sobre los hábitats de la especie persisten, también lo es el hecho de que la población reproductora no alcanzase el cumplimiento de los rangos para su mantenimiento como especie amenazada en su población reproductora. No cumple para su catalogación por disminución poblacional -Criterio A-, y tampoco los rangos establecidos sobre distribución geográfica, ya que su área de ocupación mínima se sitúa en 14.300 km², por encima del mínimo 2.000 km² establecido por la UICN para encajar en alguna en alguna categoría de amenaza. En relación con el tamaño de la población y potencial disminución -Criterio C-, no se puede asegurar una disminución de relevancia en las tres generaciones. Finalmente, con un mínimo de 1.100 ejemplares maduros en época reproductora, tampoco cumpliría los rangos establecidos en el Criterio D, y mucho menos nada apunta a una probabilidad de extinción -Criterio E-. Por ello, al no disponer de información exhaustiva sobre sus poblacionales de forma regular y no conocer sus tendencias, se mantiene la recomendación de categorizar al archibebe común como "Datos Insuficientes" con el objetivo de mejorar el conocimiento científico sobre sus poblaciones.

Con relación a su población invernante, muestra tendencias positivas –en el periodo largo, de 1990-2016, y estables en el periodo corto, de 2000 a 2016-, así como una tendencia positiva para el periodo de las tres generaciones -de 1997 a 2016-, por lo que no se cumpliría para su catalogación como amenazada -Criterios A y C-. Igualmente, su distribución es claramente amplia, y completa para el conjunto de España, quedando fuera de los rangos establecidos en el Criterio B sobre distribución geográfica. Con una población invernante que se sitúa en por encima de los 6.000 ejemplares maduros, tampoco cumple rangos para población restringida -Criterio D- o por una probabilidad de extinción -Criterio E-. Así pues, la categoría de sus poblaciones invernantes se considera que debe ser de "Preocupación Menor".

BISBITA CAMINERO

Anthus berthelotii

PREOCUPACIÓN MENOR
LC



Autor: **Juan Carlos Illera**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2016)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	NE	DD	LC

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

El bisbita caminero no cumple los requisitos para estar incluido en la Lista Roja de las Aves de España en alguna de las categorías de amenaza establecidas. Las razones serían las siguientes:

Se distribuye de manera muy abundante por las ocho islas Canarias, y no existe una reducción del tamaño poblacional mayor o igual al 30 % que sería la frontera para declararla "Vulnerable" dentro del criterio A.

Si bien es verdad que su presencia estaría limitada en España a las islas Canarias, las cuales mantienen una superficie inferior a 20.000 km2, no cumpliría ninguna de las siguientes condiciones de reducción de individuos, poblaciones o grandes fluctuaciones, lo que marcaría incluirla en el criterio B como "Vulnerable".

No se ha constatado un tamaño de población en disminución, y tampoco es una especie que se la pueda considerar rara, sino todo lo contrario. No cumple ningún requisito del criterio C.

La población de bisbita caminero no es ni muy pequeña ni restringida en Canarias y, por tanto, no cumpliría tampoco ningún supuesto del criterio D.

Tampoco existe ningún análisis cuantitativo que prediga que la especie tenga una probabilidad de extinción en estado silvestre, tal y como está reflejado en el criterio E.

El bisbita caminero debe incluirse en la categoría de "Preocupación Menor". Si bien es verdad que esta especie se puede considerar entre las aves terrestres más abundantes del archipiélago canario, su estatus de especie endémica (de Macaronesia) le hace ser potencialmente sensible a las amenazas provenientes de las enfermedades emergentes. De hecho, puede padecer malaria aviar, un patógeno de origen incierto, que puede provocar una disminución del éxito reproductor y disminuir la supervivencia de las aves sobre las que parasita. Además, los bisbitas camineros presentan elevadas prevalencias de viruela aviar, especialmente en las islas orientales, un patógeno también relacionado con la reducción del éxito reproductor.



© Juan Emilio (CC BY-SA 2.0)

PREOCUPACIÓN MENOR
LC

BÚHO CAMPESTRE

Asio flammeus



Autor: **Nicolás López-Jiménez**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2016)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	**LC**	**LC**	**NE**	**NT**	**LC**

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Tras analizar los datos disponibles sobre la evolución de la población de esta especie, así como los cambios experimentados en cuanto a su área de distribución a lo largo de los últimos años en España, se ha considerado que no debería catalogarse como "Vulnerable", pasando a ser incluida en la categoría de "Preocupación Menor", por no cumplir con los criterios de la UICN como para estar incluida en las otras categorías de amenaza.

No cumple el Criterio A, puesto que no se ha registrado un declive de sus poblaciones, sino todo lo contrario, ya que de acuerdo con los datos proporcionados por el programa Noctua (SEO/BirdLife, 2019), el porcentaje de cambio de la población desde 2006 a 2018, ha sido de un 117, 8 % de incremento. No obstante, a pesar de este elevado incremento poblacional basado en los datos del programa Sacre, el tamaño muestral es muy pequeño,



© BMarco Rolleman-Shutterstock

por lo que es necesario mantener una cierta precaución sobre la catalogación de la especie y hacer un seguimiento de su tendencia poblacional.

No cumple Criterio B, puesto que el porcentaje de cambio de distribución entre los Atlas de Aves Reproductoras de 2002 y 2018 (SEO/BirdLife, 2021) es de un aumento del 87 % de las cuadrículas ocupadas. A pesar de este incremento en su área de distribución, esta es muy inferior a los 20.000 km2, por lo que, si en un futuro se produjera una reducción del tamaño poblacional o una fragmentación de sus poblaciones, podría catalogar de nuevo como “Vulnerable”.

Actualmente no hay censos precisos sobre la población reproductora de esta especie como para poder conocer con exactitud su tamaño poblacional.

CASI AMENAZADA
NT

BUITRE NEGRO

Aegypius monachus

Autores: **Javier de la Puente y Nicolás López-Jiménez**



ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2018)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
NT	LC	LC	E	VU	NT

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Tras analizar los datos disponibles más recientes sobre el tamaño y la evolución de la población española de buitre negro, así como los cambios experimentados en cuanto a su área de distribución a lo largo de los años en España, se considera que no debería catalogarse como "Vulnerable". Ya que no cumple con los criterios para estar dentro de las categorías de amenaza de la UICN, pasa a ser incluido en la categoría de "Casi Amenazada".

No cumple el Criterio A, puesto que no se ha registrado un decrecimiento en sus poblaciones, sino todo lo contrario. Según los dos últimos censos nacionales (de la Puente *et al*., 2007; del Moral, 2017), la población reproductora se ha incrementado en un 38 % entre 2006 y 2017. La primera estima realizada a principios de la década de 1970 estableció una población en España de 206 parejas; posteriormente diversos censos con diferente cobertura fueron documentando un incremento continuado (Hiraldo, 1974, 1977, 1983; González *et al*., 1986, González, 1990; Sánchez, 1998a, 1998b; Moreno-Opo y Guil, 2007; Moreno-Opo y Margalida, 2014) hasta 2006, cuando se realizó el primer censo nacional ya con una cobertura completa y simultánea (de La Puente *et al*., 2007). Considerando el crecimiento entre 1970 y 2017, se aprecia que este ha sido continuo y en la actualidad España cuenta con 11 veces la población que había en los años setenta del siglo pasado, en concreto 2.548 parejas en 2017 (del Moral, 2017). Además, en años recientes esta tendencia positiva parece mantenerse (datos propios).

No cumple el Criterio B, ya que el porcentaje de cambio de distribución entre los dos censos nacionales de 2006 y 2017 es de un aumento del 23 % del número de colonias ocupadas por la especie (de la Puente *et al*., 2007; Del

Moral, 2017). En este último censo, el buitre negro estaba presente en al menos 49 localidades que se consideraron diferentes, muy por encima de las 10 o menos localidades que permitirían incluirlo como "Vulnerable". Además, se ha aumentado y acelerado la ocupación del área de distribución con proyectos de reintroducción en los Pirineos catalanes -Boumort, Lleida-, y muy recientemente esta población ha empezado a ocupar la limítrofe provincia de Huesca en Aragón (Grefa, com. pers.). Por otro lado, se empieza a consolidar la colonia de la sierra de la Demanda, entre Burgos y La Rioja (Grefa, com. pers.). La única población insular presente en la isla de Mallorca -Baleares- también está aumentando lentamente su área de distribución (Muntaner, 2018). En otras zonas con buen seguimiento igualmente se ha documentado de forma clara una expansión del área de ocupación a partir de grandes colonias. Así, por ejemplo, en Madrid a partir de la ZEPA Alto Lozoya, el buitre negro ha ocupado en los últimos 20 años nuevas zonas y ha incrementado notablemente el área de ocupación en su entorno, apareciendo pequeñas colonias periféricas incluso a decenas de kilómetros.

No cumple el Criterio C, puesto que no presenta un pequeño tamaño poblacional, ni se encuentra en declive, en especial al considerar que se trata de una gran rapaz de elevada longevidad. Aunque la población reproductora establecida en colonias es de unos 5.000 ejemplares, se desconoce el tamaño de la población flotante constituida por aves no reproductoras ni establecidas en nidos, en su mayor parte ejemplares inmaduros de pocos años, pero también con individuos maduros no fijados en colonias de cría. No obstante, no hay datos fiables publicados sobre el tamaño total de la población madura de buitre negro no asentada en nidos en España.

Tampoco cumpliría el Criterio D, ya que se trata de una especie cuyas poblaciones no se encuentran restringidas a unos pocos ejemplares, y el número de individuos maduros supera con creces los 1.000 ejemplares que se requieren para estar catalogada como "Vulnerable".

Finalmente, no hay información sobre el Criterio E, pero nada hace sospechar que lo pudiera cumplir en un futuro cercano. No obstante, amenazas como el veneno, colisiones con tendidos y aerogeneradores, así como el incremento de la alimentación en vertederos, deben ser muy tenidas en cuenta en el futuro. Sería preciso realizar un adecuado seguimiento para asegurar que la mortalidad no natural no se incrementa en las próximas décadas o que no afecta a sus parámetros reproductivos, especialmente dado que España acoge la mayor parte de la población europea.



© Dennis Jacobsen - Shutterstock

PREOCUPACIÓN MENOR
(Invernante)
LC

DATOS INSUFICIENTES
(Reproductora)
DD

CERCETA COMÚN

Anas crecca



Autor: **Roberto González García**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2020)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
NT	LC	LC	NA	LC/VU	LC/DD

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Especie de distribución paleártica y neártica, habitante habitual de lagunas de aguas dulces y marismas someras con abundante vegetación, mayoritariamente en humedales de menor identidad o que forman parte de humedales más relevantes (del Hoyo *et al*., 1992; Johnson *et al*., 2020). En invierno amplía su hábitat a humedales salobres, embalses y arrozales (Snow y Perrins, 1998; Jonhson *et al*., 2020).

A escala global la tendencia poblacional de la especie es incierta, si bien, dado su estado de conservación la cerceta común cataloga como de "Preocupación Menor" (BirdLife International, 2020). La población reproductora en España representa su límite meridional del área de reproducción en Europa, y su variabilidad dificulta el cálculo detallado de sus tendencias. Los efectivos invernantes proceden mayoritariamente del norte y centro de Europa (Díaz *et al*., 1996; SEO/BirdLife, 2012). Anteriores análisis han considerado las poblaciones invernantes de la especie como muy abundantes y dispersas (Martí *et al*., del Moral, 2003; González y Pérez-Aranda, 2011), situándose entre las 10 especies acuáticas invernantes más abundantes de España (González y Pérez-Aranda, 2011). Doñana, el delta del Ebro y el embalse de Sierra Brava acogen, en cada caso, más de 10.000 ejemplares de media (González y Pérez-Aranda, 2011).

El promedio de la población invernante es de 92.753 ejemplares para un periodo de 19 años entre 1997-2016, que es el correspondiente a las tres generaciones

poblacionales -criterio utilizado por la UICN para evaluar las categorías de amenaza-, con un mínimo de 41.824 en 1998, el año más bajo junto a 1997, los únicos dos años del periodo en los que no alcanzaron los 5.000 ejemplares invernantes; y con un máximo, completamente extraordinario, de 152.048 en el año 2006. En este mismo periodo de 19 años la especie se ha citado en un total de 1.222 humedales. En el periodo 1997-2016 el 90 % de la población invernante se ha concentrado en 157 humedales, reduciendo su concentración respecto a anteriores análisis (Martí y del Moral, 2003; González y Pérez-Aranda, 2011). Los valores absolutos de la invernada reflejan una tendencia creciente a lo largo del periodo 1997-2016 -habiendo superado los 100.000 ejemplares de media en nueve años y los 125.000 ejemplares de media en los años 2005, 2006 y 2011-. Así, la invernada parece haberse recuperado del declive ocurrido al principio de la década de 1990 (Lekuona, 2012), y los valores reflejan un ligero incremento poblacional invernante respecto a anteriores periodos analizados (Martí y del Moral, 2003; González y Pérez-Aranda, 2011). Los humedales más importantes para la invernada de la especie, Doñana, delta del Ebro y embalse de Sierra Brava, mantienen su importancia relativa estatal respecto a anteriores periodos (Martí y del Moral, 2003; González y Pérez-Aranda, 2011). Es destacable la invernada de la especie en el embalse de Sierra Brava en los años 2003, 2005 y 2006, superando en cada caso los 20.000 ejemplares. Calculado mediante el programa estadístico 'TRIM' -Trends for Indices and Monitoring data-, la población invernante estatal muestra un incremento moderado para el periodo largo -de 1991 a 2016-, el periodo más coincidente a las tres generaciones, y para el periodo corto más reciente -de 2000 a 2016-, tendencias coincidentes con anteriores revisiones (Molina, 2011; González y Pérez-Aranda, 2011; Molina, 2018). En el periodo coincidente de las tres generaciones, de 1997 a 2016, la tendencia en el número de humedales donde aparece anualmente es estable, con un promedio de 294 humedales con presencia de la cerceta común.

Como reproductora, se considera muy localizada (Arcos *et al*., 2003), con reproducción regular en un escaso número de humedales -por ejemplo, las riberas del río Louro, el lago Ercina o las lagunas glaciares del sistema ibérico-, de carácter más esporádico y accidental en otros -marismas del Guadalquivir, Villafáfila, delta del Ebro, marjal del Moro, albufera de Valencia, etc.-, y en estos últimos siempre muy condicionada al nivel de precipitaciones de cada temporada. Tras el censo de 2007 se constató la actividad reproductora de 14 parejas, sin confirmarse la reproducción en ningún caso y habiéndose detectado 96 cercetas en al menos 30 humedales (Palomino y Molina, 2009). Esto refleja su escasez como reproductora, que salvo excepciones muy puntuales (Molina *et al*., 2016), no se suele confirmar su reproducción ni en aquellos humedales con buenos sistemas de seguimiento establecidos. La última estima estatal, basada en el censo realizado en 2007, establece una población reproductora mínima de 100 ejemplares, situando el promedio estatal en 2.000 ejemplares (Palomino y Molina, 2009) y basado en su potencial abundancia. Estos valores no se pueden comparar con estimas anteriores, que se ajustaban más a datos directos (Purroy, 1997; Martí y del Moral, 2003), y que en ningún caso alcanzaba el centenar de parejas -traducido a 200 ejemplares-. Por esta razón, no es posible establecer una tendencia de las poblaciones en época reproductora. Respecto a su distribución, tampoco es posible sacar conclusiones, ya que ha pasado de estar presente en 19 cuadrículas en el periodo 1998-2002 (Martí y del Moral, 2003), a 21 en el periodo 2014-2018, según el *III Atlas Aves Reproductoras en España* (SEO/BirdLife, 2021).

Con la información disponible sobre tamaño y evolución de la población para la invernada y la época reproductora, la especie no debería catalogarse en ninguna categoría de amenaza, coincidiendo con lo recogido por UICN para las poblaciones globales (BirdLife International, 2020). En el anterior *Libro Rojo de las Aves de España* (Madroño *et al*., 2004) la especie calificada como "Vulnerable" como reproductora, dada su escasez como tal, aunque apuntando que el gran tamaño de la población garantiza la capacidad de rescate de los efectivos ibéricos. Posteriores revisiones de su estado de conservación han considerado que lo más prudente es no evaluar la especie hasta disponer de datos más precisos (Palomino y Molina, 2009), lo que finalmente calificaría como "Datos insuficientes" (Palomino, 2009).

Con la escasa información disponible sobre las poblaciones reproductoras no es posible apuntar a una disminución poblacional -Criterios A y C- debido a la dispersa información existente, la variedad metodológica en las estimas y máxime tratándose de una especie que encuentra en España su límite meridional de distribución como reproductora europea. La distribución geográfica -Criterio B- no puede asumirse como un criterio, dado que no existen datos de amplia presencia como reproductora, y se entiende que su presencia es necesariamente acorde al carácter de una especie en su límite meridional, con una presencia relativamente regular, pero a la vez marginal. Igualmente, existe el efecto rescate para las poblaciones españolas -Criterios D y E-. Y en este sentido, se considera razonable esperar a mejoras en la información sobre las poblaciones reproductoras que permitan entender mejor las tendencias y valorar el verdadero carácter del contingente reproductor en España, por ello lo más razonable es calificar su población reproductora como "Datos Insuficientes".


© Jose Manuel Arcos

Las tendencias de su población invernante resultan positivas tanto en el periodo largo -de 1990 a 2016- como en el periodo corto -de 2000 a 2016-, así como los valores absolutos en su periodo de las tres generaciones recomendado por la UICN -de 1997 a 2016-, confirmando que la especie no cumple con la catalogación de amenazada por tendencia poblacional negativa -Criterios A y C-. Igualmente, la distribución en invernada de especie se considera amplia para el conjunto de España, no cumpliendo los criterios de riesgo establecidos sobre distribución geográfica -Criterio B-. Finalmente, con una población invernante creciente y que supera, se sitúa cercana a los 100.000 ejemplares, tampoco cumple rangos para considerarse población pequeña o restringida -Criterio D- ni la existencia de una probabilidad de extinción -Criterio E-.

En conclusión, la categoría de su población invernante debe considerarse de "Preocupación Menor".

DATOS INSUFICIENTES
DD

CHORLITO CARAMBOLO

Charadrius morinellus



Autor: **José Luis Copete**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2016)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	NE	EN	DD

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Tras analizar los datos disponibles sobre el tamaño poblacional y la evolución de la población reproductora de esta especie, así como los cambios experimentados en cuanto a su área de distribución a lo largo de los últimos años en España, se ha considerado que no debería catalogarse como "En Peligro", debiendo ser incluida en la categoría de "Datos Insuficientes" , por no cumplir con los criterios de amenaza de las categorías de la UICN.

No se han cumplido los criterios de la categoría de "En Peligro" en cinco años, debido a la ausencia de datos disponibles, ya que tras las prospecciones en tres de las áreas potenciales más adecuadas para su reproducción -después de la publicación del anterior *Libro Rojo de las Aves de España*- no se han hallado evidencias de su reproducción, sugiriendo que los casos encontrados anteriormente en Pirineos debían deberse más a reproducciones oportunistas que a casos de una población relicta que se viera en declive, como se supuso anteriormente.

No existen datos de declive a lo largo de tres generaciones, ya que solo se ha hallado un caso de reproducción comprobada desde la elaboración del último *Libro Rojo de las Aves de España*. Este caso se trataría de un evento de reproducción confirmado en el Pirineo catalán, en julio de 2015.

A pesar de tratarse de una especie en la que ha habido un declive del número de individuos maduros reproductores, tal cual se estimó su población en la elaboración del anterior *Libro Rojo de las Aves de España* -cumpliendo alguno de los Criterios A y E-, el mejor conocimiento de su biología reproductora indica que una hembra puede hacer una

puesta en una región -por ejemplo, Escocia- y luego hacer una segunda puesta en ese mismo año en otra región muy alejada -Escandinavia o Siberia-, Los poquísimos casos en los que se ha comprobado su reproducción en el Pirineo español sugieren que se trata de reproducciones ocasionales, más que de una población en declive.

Para la evaluación de su estatus en la anterior edición del *Libro Rojo de las Aves de España* se consideró que su área de reproducción se hallaba circunscrita a menos de cinco localidades -Criterio B1a de la categoría "En Peligro"-. Sin embargo, esta circunstancia se consideró bajo el supuesto de una población regular en época estival, situación que con los datos actuales probablemente no sea el caso.

Por ello parece más razonable considerar a esta especie dentro de la categoría de "Datos Insuficientes".



© CMontipaiton-Shutterstock

CHOVA PIQUIGUALDA

Pyrrhocorax graculus

CASI AMENAZADA
NT

Autores: **Paola Laiolo, María del Mar Delgado, José Vicente López-Bao y José Ramón Obeso**



ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2016)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	NE	NE	NT

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se ha realizado una evaluación de las categorías de amenaza de la chova piquigualda utilizando los criterios de la Lista Roja de UICN, los cuales se aplicaron al conjunto de la población reproductora española, analizándola como una unidad regional única.

Se han utilizado los datos del Atlas de Aves Reproductoras 1998-2002 (Martí y del MoralL, 2003) y de 2014-2018 (SEO/BirdLife, 2021) para estimar la evolución del área de ocupación en ese intervalo de tiempo. Se han utilizado también los resultados del estudio de Gabriel Hernando *et al.*, (2021) que proyectó el área de ocupación de la chova piquigualda en el periodo 2041-2060 en un escenario de evolución climática tras un aumento bajo -RPC 2,6- y moderado -RPC 4,5- de emisiones de gases de efecto invernadero.

No se ha podido contar con datos específicos sobre el tamaño de la población o su tendencia para esta especie, por lo que no se han podido evaluar los criterios relativos a variables de evolución poblacional.

Según el criterio de reducción de tamaño poblacional -Categoría A2c, referida al área de ocupación-, la especie ha disminuido ligeramente su área de distribución entre 2002 y 2018, aunque no alcanza el nivel de reducción del 30 % estimado en tres generaciones, o 10 años, requerido para cumplir con los criterios de la categoría "Vulnerable".

Para el periodo de 2041 a 2060, las áreas de ocupación proyectadas para la chova piquigualda serán más reducidas respecto a las actuales, pero tampoco en este

caso la evolución negativa alcanzaría los umbrales de reducción del 30 % en tres generaciones.

El conjunto del análisis sobre el estado de conservación de esta especie evidencia que:

Es necesario implementar programas de seguimiento específicos para la especie, con la finalidad de conseguir estimas de abundancia y calcular el declive de las poblaciones o subpoblaciones. Debido a algunas peculiaridades de estas aves de montaña, como la baja densidad o el complejo comportamiento social, los programas de seguimiento deberían diseñarse *ad hoc*.

Los datos actuales y las proyecciones apuntan a un claro declive de la chova piquigualda. Si consideramos que la península Ibérica representa el extremo más occidental -donde más peligro de retracción hay- de la distribución paleártica de esta especie -junto con la población marroquí-, y que tiene una distribución naturalmente muy fragmentada, debería ser considerada como "Casi Amenazada". A esta categoría pertenecen las especies que no satisfacen los criterios de las categorías "Vulnerable", "En Peligro" o "En Peligro Crítico" de la Lista Roja elaborada por la UICN, aunque están cercanas a cumplirlos o se espera que así lo hagan en un futuro próximo.

El cambio climático y los cambios de hábitat asociados constituyen una clara amenaza, pero el hecho de que no tengan origen local dificulta la toma de decisiones en relación con las medidas de conservación y gestión que serían apropiadas para esta especie. Algunas medidas de protección durante la época de reproducción, como la regulación de cierto tipo de turismo y actividades recreativas en montaña -por ejemplo, la escalada deportiva-, podrían ser localmente beneficiosas. Sin embargo, no hay evidencia de efectos muy negativos del turismo sobre esta especie, que en muchas localidades se alimentan -e incluso anidan- en los alrededores de las infraestructuras turísticas en montaña -refugios, áreas recreativas, pistas de esquí-.



© Niko Lopez

COLIMBO GRANDE

Gavia immer

CASI AMENAZADA
NT



Autor: **Nicolás López-Jiménez**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2018)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	VU	LC	NA	VU	NT

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Especie de presencia habitual, aunque en escaso número, durante el periodo invernal en las costas cantábricas y atlántica gallega, que llega de forma puntual al litoral atlántico andaluz y a las costas mediterráneas, y muy raramente a algunos humedales del interior.

A principios de la década de los 90 del siglo XX se estimaba que la población invernante estaba en torno a los 500 ejemplares (Álvarez Lao, 1993), descendiendo a los 270-340 ejemplares de media entre 1995-1999 (de Souza y Lorenzo, 2003; Sandoval y de Souza, 2004), que se concentraban principalmente en las costas gallegas y asturianas. Y aunque la media de la población censada en España entre 2008-2010 se situó en unos 46 (35-65) individuos (de Souza *et al*., 2012), estudiando un periodo más amplio de los censos de aves acuáticas invernantes, entre 1991-2017, la media se situó en torno a los 66 ejemplares, con un máximo de 230 individuos en 1999 y un mínimo de 22 en 2002 (Molina, 2018; Molina *et al*., 2019a; SEO/BirdLife, 2019), pero lejos de las cifras de principios

de los 90, lo que *a priori* podría indicar un lento pero continuo declive del contingente invernante regular. Sin embargo, aunque la población se mantenía más o menos estable entre 2003-2015, con cifras en torno a los 40-50 ejemplares, a partir de 2016 se produce un cambio de tendencia y la población comienza a remontar paulatinamente, para ya en 2018 pasar a los 119 ejemplares (Molina *et al*., 2019b), 108 ejemplares en 2019 (Molina *et al*., 2020) y 419 avistamientos en 2020 (Molina *et al*., 2021). A su vez, la especie ha sido localizada en un número cada vez mayor de provincias y localidades, tanto en las costas como en los humedales del interior peninsular.

Por comunidades autónomas, aunque aparece puntualmente en varias provincias costeras y en humedales de interior, destaca la invernada de colimbos grandes en Galicia, seguida de Cantabria, Asturias y País Vasco.

Para Galicia, la tendencia poblacional de la especie se consideró como incierta para el periodo 1994-2010 (de Souza *et al*., 2010), con tres periodos marcadamente diferenciados: entre 1996-2001 la tendencia se mostró estable, mientras que entre 2001-2005 -periodo que abarcaba el invierno en el que sucedió el derrame de petróleo del *Prestige*- la tendencia descendió notablemente entre un 25-57 % menos de aves (de Souza *et al*., 2010; de Souza *et al*., 2012) y, por último, de 2005-2010 la especie mostró una notable mejoría con un aumento del 38 % del censo con respecto a periodos anteriores (de Souza *et al*., 2010). Las estimas de la población gallega entre 1996-2001 dan como resultado una población invernante de unas 190 aves -140-240- (de Souza *et al*., 2012), mientras que, para un periodo más largo, entre 1996-2010, las estimas rondaron las 123 aves de media, con máximos de 166 aves durante este periodo (de Souza y Lorenzo, 2003; de Souza *et al*., 2010).

En Cantabria, para el periodo 1997-2020 se contabilizó una media de ocho (2-19) ejemplares, destacando las marismas de Santoña y la bahía de Santander como localidades más importantes. La tendencia de esta especie en Cantabria entre 1997-2020 fue de un aumento del 16,58 % (González Sánchez, 2020).

Para Asturias, la media de colimbos grandes entre 2001-2020 rondó las 15 aves, con un descenso significativo de ejemplares desde 2014 hasta 2020, no superando ningún año los 10 ejemplares (COA, 2012; SEO-Asturias, 2020).

Por último, en las aguas del País Vasco entre 1972-2010, se avistaron una media de 13 ejemplares al año (Fernández-García *et al*., 2012; Hazi-Ihobe, 2021), para descender hasta los cuatro-cinco (uno-ocho) ejemplares de media que se avistaron entre 2011-2020 (Hazi-Ihobe, 2021).

La tendencia de la población invernante basada en la evolución de las estimaciones de los censos anuales de aves acuáticas invernantes (Molina, 2018; SEO/BirdLife, 2019) no son concluyentes, puesto que existe un escaso tamaño muestral y, además, la tendencia de la población invernante difiere notablemente si se analiza la evolución de la población y el porcentaje de cambio a corto o a largo plazo. Mientras que para el periodo más largo de 1991-2016, la tendencia es de declive moderado, para el periodo comprendido entre 2000-2016, la tendencia fue estable, con un paulatino aumento entre 2017-2020. Los datos relativos a la tendencia poblacional, por lo tanto, podrían considerarse inciertos y no permiten establecer porcentajes de reducción del tamaño de la población y una tendencia clara como para aplicar el criterio A de la UICN. No obstante, si atendemos al cambio de tendencia en el periodo de tres generaciones que indica la UICN -12


© Niko Lopez

años para el colimbo grande-, este se correspondería con la tendencia establecida para el periodo de 2000-2016, donde la población se ha reducido en un 22,7 % (Molina, 2018; SEO/BirdLife, 2019), declive que no llega al 30 % indicado por el criterio A de la UICN para evaluar a una especie como "Vulnerable". Teniendo en cuenta que la especie ha sufrido en el pasado un declive poblacional importante, que las causas del mismo no se conocen bien o podrían no haber cesado, pero que en los últimos años parece que la tendencia decreciente podría haberse detenido, y que no cumple con este criterio para la categoría de "Vulnerable", de acuerdo con el criterio A la especie debería ser catalogada como "Casi Amenazada".

Con respecto al criterio B, basado en las variaciones de la distribución geográfica, la impredecibilidad sobre la distribución de esta especie en invierno muchas veces influenciada por las condiciones climáticas, la dificultad de censo, así como su amplio rango de distribución en aguas del Atlántico y el Cantábrico, y que cada año aparece citada en un mayor número de localidades, tanto de costa como del interior, hace que no cumpla con este criterio para ninguna categoría.

El criterio C se aplica a poblaciones reproductoras de pequeño tamaño y que sufren un claro declive poblacional, y aunque la especie cuenta con una población invernante reducida, la fracción invernante española está constituida por una proporción menor de individuos maduros, ya que los adultos tienden a invernar más al norte, en Europa occidental, que los juveniles (Camphuysen *et al*., 2010; Bao *et al*., 2013), y no cumple con los subcriterios que implican una disminución del tamaño de la población.

Al igual que en el caso anterior, el criterio D está diseñado para evaluar el estado de conservación de poblaciones muy pequeñas y restringidas, y aunque el contingente invernante de colimbo grande en las aguas de las costas y humedales españoles es inferior a los 1.000 individuos, se desconoce qué fracción está constituida por individuos maduros y, por otra parte, no se trata de una especie que muestre un área de ocupación restringida o que esté presente en un pequeño número de localidades, por lo que tampoco sería aplicable este criterio.

Tampoco se puede aplicar el criterio E porque no existen índices que indiquen la probabilidad de extinción en estado silvestre.

COLIRROJO REAL

Phoenicurus phoenicurus

PREOCUPACIÓN MENOR
LC
LIBRO ROJO



Autor: **Nicolás López-Jiménez**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2016)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	NE	VU	LC

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Tras analizar los datos disponibles sobre el tamaño y evolución poblacional de esta especie, así como los cambios experimentados en cuanto a su área de distribución a lo largo de los años en España, se ha considerado que el colirrojo real no debería catalogarse como "Vulnerable", pasando a ser incluido en la categoría de "Preocupación Menor", por no cumplir con los criterios de la UICN.No cumple el Criterio A, puesto que no se ha registrado un decrecimiento en sus poblaciones, sino todo lo contrario, ya que de acuerdo con los datos proporcionados por el programa Sacre (SEO/BirdLife, 2019), el porcentaje de cambio de la población desde 1998 a 2018, ha sido de un 91,5 % de aumento, considerándose actualmente como estable, con una evolución media interanual -de 1998 a 2018- del 0,6 -entre el menos 1,8 y el 2,9-.

No cumple el Criterio B, puesto que el porcentaje de cambio de distribución entre los Atlas de Aves Reproductoras de 2002 y 2018 (SEO/BirdLife, 2021) es de un aumento del 43 % de las cuadrículas ocupadas.



© Mark Caunt-Shutterstock

No cumple el Criterio C, puesto que no presenta un pequeño tamaño poblacional y además presenta un aumento significativo de la población. De acuerdo con las estimas poblacionales realizadas entre 2004 y 2006 (Carrascal y Palomino, 2008) y teniendo en cuenta la evolución de la población (SEO/BirdLife, 2019), se estima que ha aumentado entre 1998 y 2018 en 171.850 individuos, situándose en la actualidad en torno a los 360.000 ejemplares.

Tampoco cumpliría el Criterio D, puesto que se trata de una especie cuyas poblaciones no se encuentran restringidas a pequeños enclaves, y además el número de individuos maduros supera muy ampliamente el número poblacional mínimo como para estar catalogada.

No hay información para el Criterio E, pero nada hace sospechar que lo pudiera cumplir en el futuro.

PREOCUPACIÓN MENOR
(Invernante)
LC

PREOCUPACIÓN MENOR
(Reproductora)
LC

CUCHARA COMÚN

Spatula clypeata



Autor: **Roberto González García**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2019)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	**LC**	**LC**	**NA**	**NT**	**LC/LC**

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Especie muy extendida por el hemisferio norte, donde se reproduce en la mayor parte del Neártico y Paleártico, excepto las regiones más árticas, y que habita una amplia variedad de humedales de agua dulce, así como lagunas salobres y humedales intermareales durante la migración e invernada, marismas costeras y arrozales en invierno (Dubowy *et al*., 2020). Las poblaciones más norteñas descienden en latitud durante los meses invernales, alcanzando regiones subtropicales, aunque con invernada también en el sur de Europa, como la península ibérica (SEO/BirdLife, 2012), mientras que las poblaciones de regiones más templadas son más dispersivas o sedentarias (del Hoyo *et al*., 1992). La población reproductora global muestra una tendencia negativa (BirdLife International, 2019), si bien la población reproductora en Europa se considera estable para el periodo de las tres generaciones (BirdLife International, 2015).

En España, la población invernante, cuyos efectivos proceden mayoritariamente del norte y centro de Europa (Díaz *et al*., 1996), ha sido considerada previamente como una especie invernante muy abundante, siendo la segunda anátida más importante en la invernada de España -tras el ánade azulón-, y muy dispersa (Martí y del Moral, 2003; González y Pérez-Aranda, 2011). El promedio de la población invernante es de 138.622 ejemplares para un periodo de 20 años entre 1996-2016 -con un mínimo de 55.478 en 1996; y un máximo de 310.272 en 2014-, que es el correspondiente a las tres generaciones poblacionales -criterio utilizado por

la UICN para evaluar las categorías de amenaza-. En este mismo periodo ha sido registrada en más de 1.100 humedales, reflejando el carácter disperso de su invernada. Asimismo, el 90 % de la población invernante se ha distribuido en un total de 90 humedales. Unos valores no especialmente diferentes a análisis anteriores, ya que la concentración del 90 % de la población siempre ha rondado el centenar de humedales (Martí y del Moral, 2003; González y Pérez-Aranda, 2011).

Los valores absolutos de la invernada reflejan una tendencia clara al aumento a lo largo del periodo de estudio de 1996 a 2016, casi duplicando sus poblaciones, así como un aumento respecto a anteriores periodos, como en el de 1990 a 2009, en el que el promedio alcanzó los 109.485 ejemplares (González y Pérez-Aranda, 2011), cuando la región hidrográfica del Guadalquivir/Andaluzas concentraba cerca de la mitad de la población invernante -49,1 %- (González y Pérez-Aranda, 2011).

Las mayores concentraciones se mantienen en los humedales de Doñana, embalse de Sierra Brava, delta del Ebro, pantano de El Hondo y la albufera de Valencia, cuestión que a grandes rasgos se mantiene desde periodos anteriores. Las poblaciones estatales de la especie muestran un incremento moderado -más del 30 %- para el periodo largo de 1991 a 2016, que es el más próximo a las tres generaciones -con una evolución media interanual positiva de 3,5 %-. Esta tendencia positiva ya había sido detectada previamente (González y Pérez-Aranda, 2011; Dies y Dies, 2012; Molina, 2018). Esta tendencia positiva se hace más evidente en periodos cortos más recientes -de 2000 a 2016-, en los que su incremento moderado se sitúa en el 73,9 % -con una evolución media interanual de 4,7 %-. La tendencia en el número de humedales donde aparece anualmente es positiva, con una media de 278 humedales entre 1996 y 2016.

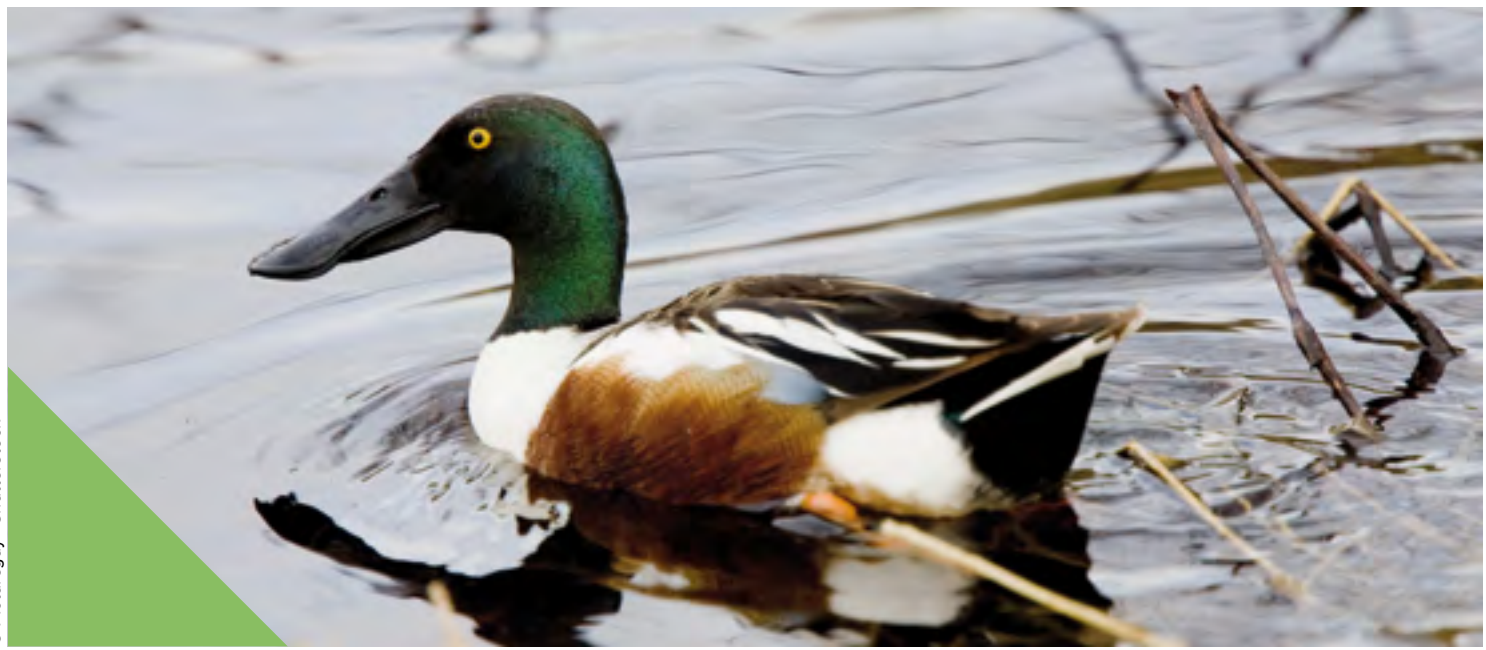
La última estima estatal del contingente reproductor, cuya población se considera periférica (Corbacho, 2003), situó a la población en unos 3.200 ejemplares, con un mínimo seguro de 730 individuos (Palomino, 2009). Su distribución por regiones hidrográficas varía enormemente respecto a su población invernante, siendo la cuenca hidrográfica del Duero la que aglutina a la mitad de la población reproductora estimada (Palomino, 2009). No existe información detallada y fiable de tendencias en época reproductora a escala estatal. Anteriores análisis mostraban cifras menores de 430 ejemplares reproductores (Corbacho, 2003), aunque pudiera haberse mejorado tanto el esfuerzo en el campo como el método de estima, estimas previas apuntan a una tendencia general positiva (Díaz *et al*., 1996; Purroy, 1997). En relación con la información de los *Atlas de Aves reproductoras de España*, la especie presenta un cambio positivo entre 2002 y 2018 en su distribución en época reproductora, según el *III Atlas de Aves Reproductoras en España* (SEO/BirdLife, 2021), pasando de 103 cuadrículas con presencia de la especie a 195 cuadrículas, un incremento del 89 % en relación con su distribución.

Así, con los datos disponibles sobre el tamaño poblacional y la evolución de la población de esta especie, tanto en invernada como en época reproductora, se ha considerado que no debería catalogarse en ninguna categoría de amenaza. En el anterior *Libro Rojo de las Aves de España* (Madroño *et al*., 2004), fue calificada como "Casi Amenazada" en relación con su población reproductora, porque se consideraba fragmentada y muy pequeña, de 100 a 200 parejas (Corbacho, 2004), si bien, ya se reconocía en aquel momento un ligero pero continuo incremento, tanto de la población reproductora como del número de localidades donde se reproducía. Posteriormente se propuso reducir ese nivel y se recomendó su calificación como de "Preocupación Menor" (Palomino, 2009).

La población reproductora no cumple criterios para su catalogación en ninguna categoría de amenaza. No cumple para su catalogación por disminución poblacional -Criterio A-, ya que presenta un constante incremento. Y tampoco en los rangos establecidos sobre distribución geográfica, pues su área de ocupación mínima se sitúa en 22.100 km², por encima del mínimo 2.000 km² establecido por la UICN para categorizar como amenazada. O acorde a la expansión en la distribución de la especie. En relación con el tamaño poblacional y potencial disminución -Criterio C-, no existe una disminución de relevancia en las tres generaciones. Finalmente, con un mínimo de 730 ejemplares maduros en época reproductora -con toda probabilidad superior- tampoco cumpliría los rangos establecidos en el Criterio D, y mucho menos nada apunta a una probabilidad de extinción -Criterio E-. Por tanto, se recomienda calificar su población reproductora como de "Preocupación Menor".

Con relación a su población invernante, muestra tendencias positivas -periodo largo, de 1990 a 2016; y periodo corto, de 2000 a 2016-, por lo que no se cumpliría para su catalogación como amenazada -Criterios A y C-. Igualmente, su distribución es claramente amplia y completa para el conjunto de España, quedando fuera de los rangos establecidos en el Criterio B sobre distribución geográfica. Con una población invernante que se sitúa claramente por encima de los 1.000 ejemplares maduros, tampoco cumple rangos para población restringida -Criterio D- o de probabilidad de extinción -Criterio E-.

Así pues, vista la categoría de sus poblaciones invernantes se considera una especie de "Preocupación Menor".



© Pictureguy - Shutterstock

DATOS INSUFICIENTES
DD

FRAILECILLO ATLÁNTICO

Fratercula arctica

Autores: **José Manuel Arcos, Andrés de la Cruz, Gonzalo M. Arroyo, Juan Ramírez y Antonio Sandoval**



ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2018)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
VU	EN	EN	NE	NE	DD

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

El frailecillo atlántico ha sufrido un notable declive desde inicios de los años 2000 en Islandia y Noruega, cuyas poblaciones representan cerca del 80 % de la población europea, que a su vez acoge el 90 % de la población global. Por esta razón, en 2015 se catalogó como "En Peligro" a nivel europeo (BirdLife International, 2015, 2018) y en 2018 como "Vulnerable" a nivel mundial (BirdLife International, 2018, 2021). Por otro lado, la población británica, de donde aparentemente proceden la mayoría de las aves invernantes en España (Carboneras, 1988; García *et al*., 2003), ha experimentado una tendencia positiva en las dos últimas décadas (Keller *et al*., 2020), por lo que el declive generalizado de la especie podría no verse reflejado en el ámbito español. En cualquier caso, la escasa información disponible no permite establecer tendencias claras en nuestro país. El carácter relativamente pelágico de la especie dificulta su seguimiento y evaluación de tendencias, tarea que se complica aún más por las fluctuaciones observadas entre años (SEO/BirdLife, 2012; Sandoval, 2015). Los datos de migración en el estrecho de Gibraltar sugieren un posible descenso en los últimos años, al pasar de una estimación basada en las tasas de paso horarias de unos 58.000 ejemplares -entre 44.000 y 80.000 individuos en paso prenupcial en el periodo 2005-2007- (Cuenca *et al*., 2008; Arcos *et al*., 2009) a unos 34.500 en 2021 (de la Cruz *et al*., dat.



© Doin Oakenhelm - Shutterstock

inéd.). Si bien estos resultados no son directamente comparables, debido a las diferencias en los esfuerzos de muestreo, sí existe percepción de descenso a lo largo de los años por parte de estos últimos autores. La intensificación del seguimiento que se realiza desde algunos cabos estratégicos como Estaca de Bares (Sandoval, 2015) y la isla de Tarifa (Arroyo *et al*., 2011), así como de censos en mar abierto aprovechando campañas oceanográficas, y un análisis exhaustivo de la información disponible a partir de otras fuentes de información, como los censos costeros de la RAM (Valeiras *et al*., 2011), podrían mejorar la evaluación en el futuro.

Por ahora, la especie debe incluirse en la categoría de "Datos Insuficientes", ya que no hay información adecuada para hacer una evaluación, directa o indirecta, de su riesgo de extinción basándose en la distribución y abundancia, o en su tamaño y tendencia poblacional.

FUMAREL CARIBLANCO

Chlidonias hybrida

DATOS INSUFICIENTES
DD



Autor: **Nicolás López-Jiménez**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2016)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	NE	VU	DD

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Tras analizar los datos disponibles sobre el tamaño poblacional y la evolución de la población de esta especie, así como los cambios experimentados en cuanto a su área de distribución a lo largo de los años en España, se ha considerado que no debería catalogarse como "Vulnerable", puesto que ya no cumple el criterio B2 que se basaba en una reducida área de ocupación de menos de 2.000 km^2 y en menos de 10 localidades, utilizado en el anterior *Libro Rojo de las Aves de España* para catalogarla (Máñez *et al.*, 2004). Por otra parte, no existen censos específicos recientes ni hay un seguimiento con una metodología específica que permita contar con información demográfica precisa sobre la evolución y el tamaño poblacional de la especie, ni tampoco se realiza un seguimiento continuo del número de colonias y de las amenazas que pudieran estar sufriendo. Por lo tanto, se considera que debería incluirse en la categoría de "Datos Insuficientes", ya que no cumple los criterios para ser evaluada dentro de las categorías de amenaza de la UICN.

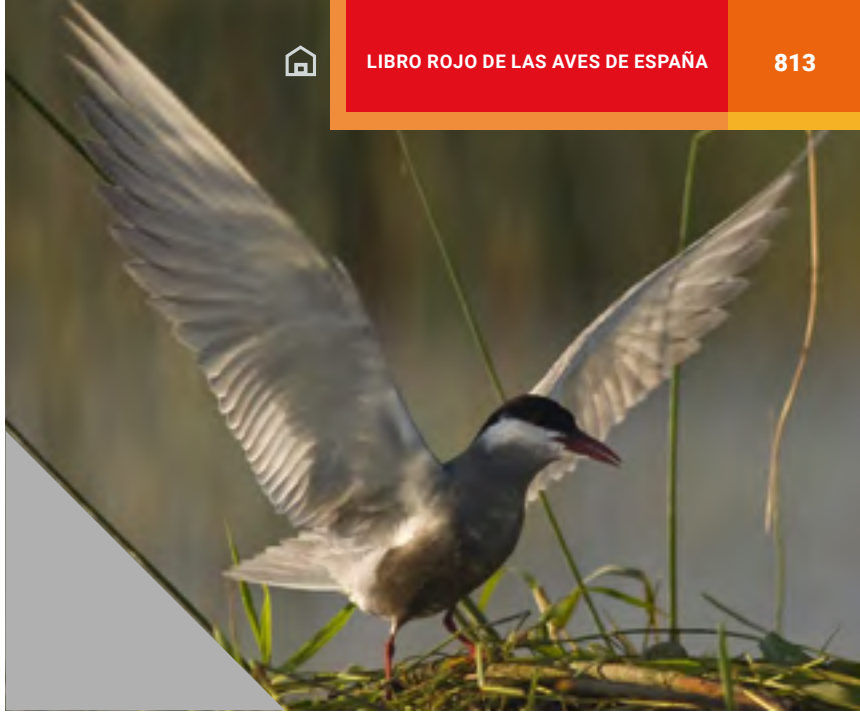
No se puede aplicar el Criterio A, puesto que no se tiene constancia de que hubiera a nivel estatal un decrecimiento en sus poblaciones, debido a la falta de datos recientes sobre su tamaño y tendencia poblacional. Con respecto a los censos o estimaciones realizados para conocer el tamaño poblacional de esta especie en España, Moreno-Opo *et al.*, (2003) establecieron un mínimo poblacional de 4.493 parejas, mientras que Máñez *et al.*, (2004) mantienen la estima de 5.000 a 8.000 parejas, apuntada con anterioridad por otros autores (Blanco y González, 1992; Purroy, 1997). Posteriormente Corbacho *et al.*, (2009) estiman durante el censo de la población reproductora en 2007 que la población de fumarel cariblanco en España está formada por entre 6.406 y 6.426 parejas, con un contingente de unos 13.000 individuos maduros. Teniendo en cuenta las grandes fluctuaciones interanuales que son propias de la población reproductora de esta especie en cuanto al número de ejemplares maduros, y que no existen censos recientes y fiables de toda la población española, no se puede establecer una tendencia poblacional clara, aunque no parece que haya un declive generalizado, por lo

que no se puede evaluar este criterio para poder asignarle una categoría de la UICN.

No cumple Criterio B, puesto que el porcentaje de cambio de distribución entre los Atlas de Aves Reproductoras de España de 2002 y 2018 (SEO/BirdLife, 2021) es de un aumento del 51 % en las cuadrículas ocupadas, ampliándose sensiblemente su área de distribución estatal y superando los 12.700 km^2 de área de ocupación. En el anterior *Libro Rojo de las Aves de España*, la especie estaba catalogaba como "Vulnerable", debido principalmente a su reducida área de distribución y a que se reproducía en un número escaso de localidades (Máñez *et al.*, 2004), con 10 colonias en un área de ocupación que no superaba los 2.000 km^2. Durante el censo de 2007 se amplió notablemente el número de localidades donde se encuentran colonias de cría de esta especie hasta las 28 colonias. La evolución del área de distribución que ha experimentado, si se compara el número de cuadrículas ocupadas desde la elaboración del Atlas de las Aves Reproductoras de España (Moreno-Opo *et al.*, 2003) con las cuadrículas ocupadas durante la elaboración del III Atlas de las Aves en Época Reproductora en España, 2014-2018 (SEO/BirdLife, 2021), supone un importante aumento de su área de ocupación, con un 51 % más de superficie ocupada entre 2002 y 2018.

No cumple Criterio C, puesto que no presenta un pequeño tamaño poblacional y además no hay datos que evidencien un declive de la población, superando ampliamente en el último censo de 2007 los 10.000 ejemplares maduros (Corbacho *et al.*, 2009).

Tampoco cumpliría el Criterio D, puesto que se trata de una especie cuyas poblaciones no se encuentran restringidas a unos pocos ejemplares, y el número de individuos maduros supera con creces los 1.000 ejemplares que se requerirían para estar catalogada como "Vulnerable".



© SEO/BirdLife

No hay información para el Criterio E, pero nada hace sospechar que lo pudiera cumplir en el futuro.

Hay que tener en cuenta que no se conoce con exactitud ni el tamaño actual de la población reproductora ni su evolución a corto y largo plazo. Debido a que se trata de una especie muy sensible a las alteraciones hídricas de sus hábitats de nidificación, y a la creciente pérdida y destrucción de sus hábitats -especialmente a los ligados a lagunas costeras y sistemas lagunares endorreicos de interior-, y a que sus poblaciones pueden sufrir importantes fluctuaciones demográficas interanuales derivadas de la disponibilidad de recursos tróficos o de lugares de nidificación (Ortiz Lledó, 2016; Ortiz Lledó *et al.*, 2018), es importante realizar un seguimiento anual de sus poblaciones para detectar posibles reducciones significativas de su número y proteger todos los humedales donde se reproduce. Por lo tanto, si se detectaran reducciones importantes durante los próximos censos o una disminución del número de colonias, sería necesario evaluar de nuevo su estado de conservación para volver a incluir a la especie en la categoría de "Vulnerable".

CASI AMENAZADA
NT

GAVIOTA PATIAMARILLA

Larus michahellis

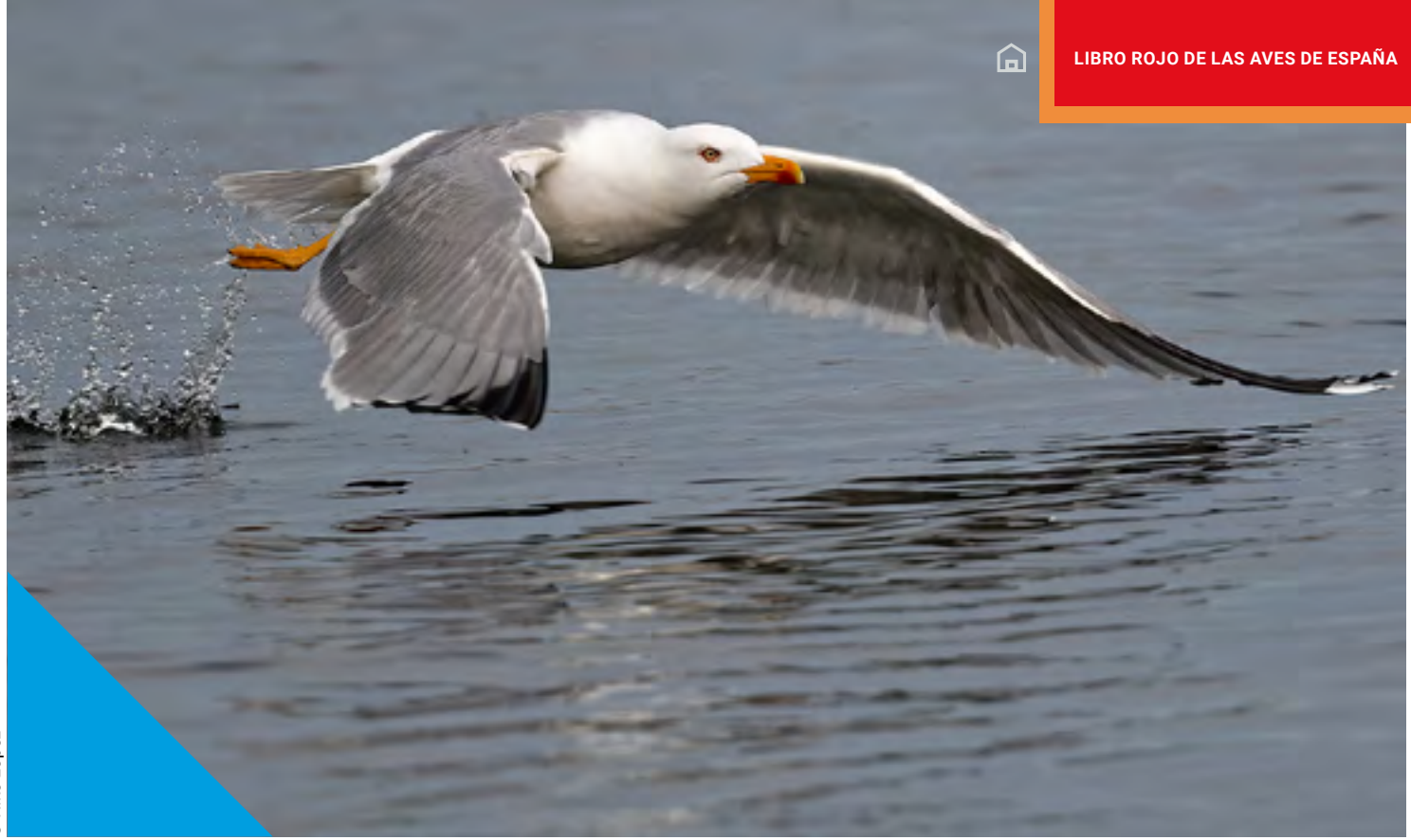


Autores: **José Manuel Arcos, Juan Arizaga, Álvaro Barros, Manuel Fernández-Pajuelo, David García, Salvador García-Barcelona, Nicolás López-Jiménez, Gabriel Martín, Blas Molina, Rafael E. Mas, Daniel Oro, Ana Sanz-Aguilar y Giacomo Taveccia**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2019)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	NE	NE	NT

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

La gaviota patiamarilla está considerada como una especie generalista y de gran plasticidad ecológica, que experimentó una expansión en rango y población a lo largo del siglo XX e inicios del XXI, en gran medida gracias al aprovechamiento de fuentes de alimentación de origen antrópico, como residuos urbanos y descartes pesqueros (Keller, 2021; BirdLife International, 2021). En España, su rango de distribución se mantiene relativamente estable durante el presente siglo, o incluso se aprecia una ligera expansión al colonizar algunos enclaves de interior, siempre en muy bajo número y de forma irregular (SEO/BirdLife, 2021). Sin embargo, y pese a que la información disponible es incompleta, todo apunta a que se está observando un descenso considerable en el tamaño poblacional, aunque de forma heterogénea y más



© Niko López

acusado en la población cantábrico-galaica (subespecie *lusitanius*). Así, por ejemplo, durante el periodo 2000-2021, la población en el País Vasco ha pasado de un máximo de 5.500 parejas a principios del año 2000 a 1.751 en 2021, lo que supone un descenso del 68 %, con variaciones regionales importantes -se constata en Bizkaia, donde criaba el grueso de la población, mientras que en Gipuzkoa las colonias permanecen estables- (Arizaga *et al.*, 2009; Galarza, 2015; Arizaga y Galarza, dat. prop.). En Galicia la población del Parque Nacional Islas Atlánticas ha pasado de 30.000 parejas en 2006 a apenas 7.000 en 2020, y en Sisargas se pasó de 13.000 parejas en la década de 1990 a poco más de 2.000 en la actualidad (Ceida, 2019; Munilla, 2018). En el caso del Mediterráneo, también se detecta un declive marcado en las Islas Baleares, donde el censo del 2015 registró un descenso del 47 % de la población del archipiélago en relación con el censo de 1992 (Mas *et al*., 2015). En la isla Dragonera, donde se encuentra la colonia más grande de Baleares, su población bajó un 74 % en los dos años tras la trasformación del vertedero de Mallorca en una incineradora, en 2009-2010 (Payo-Payo *et al*., 2018), aunque posteriormente se ha mantenido relativamente estable. En otras regiones, como Cataluña, la tendencia de la población reproductora también parece relativamente estable o sólo ligeramente a la baja, pese a observarse algunos cambios en su distribución (ICO, 2021). En cuanto a la población en invierno, los censos también apuntan a un declive moderado a nivel estatal (-29,6 %) entre 2000 y 2016, aunque no se pueden considerar exhaustivos para una especie de estas características (Molina, 2018).

Su principal factor del declive más o menos generalizado a lo largo de las dos últimas décadas parece ser la disminución en la disponibilidad de sus principales fuentes de alimentación de origen antrópico, principalmente de residuos urbanos (cierre o mejor control de acceso de los vertederos al aire libre) y de descartes pesqueros (nueva política de obligación de desembarque) (Real *et al*., 2017). A ello se suman otros factores que podrían jugar un papel importante en el declive más reciente de algunas poblaciones, como parece ocurrir en Galicia, Portugal y Málaga, donde se observa una importante mortalidad por una "enfermedad paralizante" aún no bien conocida (Soares, 2014; Rodríguez Hernández, 2020; Báez *et al.*, 2021), y que podría estar relacionada con un nuevo adenovirus (Karemendin *et al*., 2021). Por otro lado, el carácter flexible y oportunista de la especie la lleva a incrementar el uso de recursos alternativos (Caldo *et al*., 2020; Ouled-Cheikh, 2021), lo que podría explicar la ocupación de nuevas zonas y dar pie a la percepción de que la población de la especie sigue en aumento (Bosch *et al*., 2000). Esto es especialmente cierto cuando las nuevas zonas colonizadas son áreas altamente pobladas, como ciudades, en las que pueden surgir pequeños conflictos que tienden a sobredimensionarse. No debe olvidarse que el carácter oportunista de la especie la ha llevado a ser etiquetada como "plaga", propiciando actuaciones de control de la población que a menudo cuentan con escasa base científica. Este tipo de actuaciones deberían realizarse con mayor cautela en vistas de la situación actual. El declive observado supera en algunos casos el umbral del 30 % en tres generaciones o 10 años, requisito para catalogar a la especie como "Vulnerable". Sin embargo, dicho declive no es homogéneo, y en algunos casos se limita a un breve periodo de tiempo en el que la población habría vuelto a una situación de "normalidad" tras la disminución de recursos de origen antrópico que la habrían conducido a una situación de "superabundancia". Por ello, se cataloga como "Casi Amenazada", categoría que reflejaría el declive generalizado y que permitiría alertar de un posible empeoramiento de la situación, sin por ahora requerir de actuaciones de gran calado. La situación es parecida a la ocurrida previamente con la gaviota argéntea (*Larus argentatus*), que antaño experimentó un importante aumento poblacional en el norte de Europa por el aprovechamiento de las mismas fuentes de alimentación que la gaviota patiamarilla, y que la disminución de estas, combinada con actuaciones de control poblacional, ha conducido a un alarmante declive que ha llevado a catalogarla a nivel europeo como "Vulnerable" (BirdLife International, 2015, 2021).

CASI AMENAZADA
NT

GAVIOTA PICOFINA

Chroicocephalus genei



Autores: **José Manuel Arcos, José Luis Arroyo, Rubén Rodríguez, Antonio Martínez, José Luis del Valle y Óscar Gordo**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2019)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	VU	NE	VU	NT

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

La gaviota picofina se catalogó en el anterior *Libro Rojo de las Aves de España* (Madroño *et al*., 2004) como "Vulnerable" por nidificar de forma estable en tan solo cuatro localidades, susceptibles de depredación, molestias humanas y otras amenazas, por lo que cumplía el criterio D2 (bajo número de localidades, menor o igual a 5, con una posibilidad razonable de verse afectadas por una amenaza futura). Sin embargo, desde entonces la población ha aumentado notablemente (pasando de 800-900 parejas a alcanzar las 1.880 en 2015), y el número de localidades de cría ha aumentado. En el periodo 2012-2017 la especie nidificó en nueve localidades distintas -algunas



© PepArcos

de ellas con núcleos bien diferenciadas, como es el caso del delta del Ebro-, si bien la ocupación de algunas de ellas ha sido intermitente. Así, el número de localidades donde se reprodujo en un año dado osciló, en el periodo citado, entre cinco y ocho. Estos cambios justifican una bajada de categoría, pese a que la especie sigue siendo relativamente escasa y localizada, y ocupa un hábitat sensible y con susceptibilidad a sufrir las amenazas citadas. Por ello, ya no cumple ninguno de los criterios para estar catalogada como “Vulnerable” y la población reproductora de esta especie debe catalogarse como “Casi Amenazada”.

CASI AMENAZADA
NT

GORRIÓN ALPINO

Montifringilla nivalis



Autores: **Paola Laiolo, María del Mar Delgado, José Vicente López-Bao y José Ramón Obeso**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2016)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	NA	NE	NT

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se ha realizado una evaluación de las categorías de amenaza para el gorrión alpino utilizando los criterios de la Lista Roja de UICN, que se aplicaron al conjunto de la población reproductora española, analizándola como una unidad regional única.

Se han utilizado los datos del Atlas de Aves Reproductoras de España de 1998-2002 (Martí y del Moral, 2003) y de 2014-2018 (SEO/BirdLife, 2021) para estimar la evolución del área de ocupación en ese intervalo de tiempo. Se utilizaron también los resultados del estudio de Gabriel Hernando *et al.*, (2021) que proyectó el área de ocupación del gorrión alpino durante el periodo 2041-2060 en un escenario de evolución climática tras un aumento bajo -RPC 2,6- y moderado -RPC 4,5- de emisiones de gases de efecto invernadero.

No se ha podido contar con datos específicos sobre el tamaño de la población o su tendencia para esta especie, por lo que no se han podido evaluar los criterios relativos a variables de evolución poblacional.

Según el criterio de reducción de tamaño poblacional -Categoría A2c-, referida al área de ocupación, la especie ha reducido notablemente su área de distribución entre 2002 y 2018, aunque no alcanza el nivel de reducción del 30 % estimado en tres generaciones, o 10 años, requerido para cumplir con los criterios de la categoría de “Vulnerable”.

Para el periodo 2041-2060, las áreas de ocupación proyectadas para el gorrión alpino serán más reducidas respecto a las actuales, pero tampoco en este caso la



© ArCaLu-Shutterstock

evolución negativa alcanzaría los umbrales de reducción del 30 % en tres generaciones.

El conjunto del análisis sobre el estado de conservación de esta especie evidencia que:

Es necesario implementar programas de seguimiento específicos para la especie, con la finalidad de conseguir estimas de abundancia y calcular el declive de las poblaciones o subpoblaciones. Debido a algunas peculiaridades de estas aves de montaña, como la baja densidad o el complejo comportamiento social, los programas de seguimiento deberían diseñarse *ad hoc*.

Los datos actuales y las proyecciones apuntan a un claro declive del gorrión alpino. Si consideramos que la península ibérica representa el extremo más suroccidental -donde más peligro de retracción hay- de la distribución paleártica de esta especie, y que tiene una distribución naturalmente muy fragmentada, debería ser considerada como "Casi Amenazada". A esta categoría pertenecen las especies que no satisfacen los criterios de las categorías "Vulnerable", "En Peligro" o "En Peligro Crítico" de la Lista Roja elaborada por la UICN, aunque están cercanas a cumplirlos o se espera que así lo hagan en un futuro próximo.

El cambio climático y los cambios de hábitat asociados constituyen una clara amenaza, pero el hecho de que no tengan origen local dificulta la toma de decisiones en relación con las medidas de conservación y gestión que serían apropiadas para esta especie. Algunas medidas de protección durante la época de reproducción, como la regulación de cierto tipo de turismo y o de actividades recreativas en montaña -por ejemplo, escalada deportiva-, podrían ser localmente beneficiosas. Sin embargo, no hay evidencia de efectos muy negativos del turismo sobre esta especie, que en muchas localidades se alimentan -e incluso anidan- en los alrededores de las infraestructuras turísticas en montaña -refugios, áreas recreativas o pistas de esquí-.

HALCÓN PEREGRINO

CASI AMENAZADA
NT

Falco peregrinus

Autores: **Carlos Ponce Cabas y Arantza Leal Nebot**



ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2019)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	V	NE	NT

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Al analizar la información disponible acerca del tamaño poblacional, su evolución, así como los cambios de su área de distribución a lo largo de los años en España, se ha considerado que la especie debería incluirse en la categoría de "Casi Amenazada", por no cumplir con los criterios de la UICN:

No cumple el criterio A, puesto que no se ha registrado un descenso en sus poblaciones. Según el censo nacional desarrollado por SEO/BirdLife en 2008, la población estimada era de 2.462-2.804 y se considera estable a nivel general, aunque con grandes variaciones según provincias, lo cual concuerda con la revisión realizada por Zuberogoitia *et al*. (2002, 2016), así como por el informe sexenal elaborado por el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico para la Comisión Europea (MITECO, 2019) a partir del seguimiento por las comunidades autónomas.

No cumple el criterio B, puesto que, considerando el porcentaje de cambio de distribución entre los *Atlas de Aves Reproductoras de 2002 y 2018* (SEO/BirdLife, 2021) se ha producido un leve aumento del 9 % en el número

de cuadrículas ocupadas, con un área de ocupación de 155.700 km². Sin embargo, al considerar la evolución en el número de cuadrículas donde estaba presente en 2002, se constata una reducción en 340 cuadrículas (33,4 %). Según el informe sexenal elaborado por el MITECO (2019), la tendencia a corto y largo plazo es de aumento.

No cumple el criterio C, puesto que no presenta un pequeño tamaño poblacional y su tendencia no es claramente de declive a nivel estatal.

Tampoco cumpliría el criterio D, puesto que se trata de una especie cuyas poblaciones no se encuentran restringidas a pequeños enclaves y además el número de individuos maduros duplica los establecidos para estar catalogada como “Vulnerable”.

No hay información disponible para evaluar el cumplimiento del criterio E. Sin embargo, los datos poblacionales mostrados anteriormente no sugieren que se pueda cumplir en el futuro.



© - Niko López

HERRERILLO CANARIO

Cyanistes teneriffae

PREOCUPACIÓN MENOR
LC



Autor: **Juan Carlos Illera**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2016)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	NE	LC	NE	EN	LC

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

El herrerillo canario no cumple los requisitos para estar incluido en la *Lista Roja* en alguna de las categorías de amenaza establecidas. Las razones serían las siguientes:

La especie se distribuye de manera abundante por cinco de las siete islas Canarias donde habita. Sólo presenta unos contingentes poblacionales reducidos en las islas orientales de Fuerteventura, y en especial de Lanzarote. Sea como fuere, no existe una reducción del tamaño poblacional mayor o igual al 30 % que sería la frontera para declararla "Vulnerable" dentro del criterio A.

Como especie en Canarias tampoco cumpliría ninguna de las siguientes condiciones de reducción continuada de individuos (observada, inferida o proyectada), de poblaciones o grandes fluctuaciones, que marcaría incluirla en el criterio B como "Vulnerable".

No se ha constatado un tamaño de población en disminución, y tampoco es una especie que se la pueda considerar rara. No cumpliría, por tanto, ningún requisito del criterio C.

La población de herrerillo canario no es ni muy pequeña ni restringida a escala del archipiélago canario y, por tanto, no cumpliría tampoco ningún supuesto del criterio D.

Tampoco existe ningún análisis cuantitativo que prediga que tenga una probabilidad extinción en estado silvestre, tal y como está reflejado en el criterio E.



© Tony Mills - Shutterstock

Dicho esto, un análisis pormenorizado a escala de subespecie haría que la subespecie endémica *C. t. degener* fuera considerada dentro de la categoría "Vulnerable". Esta subespecie es la que presenta la distribución más restringida y parcheada en las islas donde habita (i.e., Fuerteventura y Lanzarote). En Fuerteventura, aunque se puede encontrar a la especie tanto en el norte, centro y sur de la isla, el contingente poblacional es muy limitado en los tres núcleos, con un tamaño estimado de alrededor de 1.000 individuos. Además, las poblaciones se encuentran muy localizadas y, aparentemente, aisladas unas de otras. En Lanzarote, incluso su distribución es mucho más restringida, estando casi exclusivamente localizada en el tercio norte de la isla, con un tamaño poblacional que podría no superar los 200 individuos maduros. Recientes estudios de seguimiento llevados a cabo con esta subespecie han revelado una disminución del área ocupada en la isla de Lanzarote superior al 20 %. Es importante destacar que estudios genéticos llevados a cabo con las siete poblaciones canarias han evidenciado un aislamiento reproductor significativo, incluso entre las islas de Fuerteventura y Lanzarote. Lo cual le confiere un mayor dramatismo a la reducción de área ocupada en Lanzarote, ya que no existiría el conocido efecto rescate desde poblaciones cercanas, como podría esperarse desde la isla de Fuerteventura. En conjunto, la subespecie endémica *C. t. degener*, cumpliría los criterios de estar incluida en la categoría de "Vulnerable" por el criterio B (Bb i-v; Bc).

La especie debe incluirse en la categoría de "Preocupación Menor". Si bien es verdad que se trata de aves muy abundantes en el archipiélago canario, su estatus de especie endémica (carácter endémico de las cinco subespecies de herrerillo canario), le hace ser potencialmente sensible a las amenazas provenientes de las enfermedades emergentes. De hecho, puede padecer malaria aviar, un patógeno de origen incierto, que provoca una disminución del éxito reproductor y supervivencia de las aves sobre las que parasita. Además, los herrerillos canarios pueden presentar prevalencias de viruela aviar, especialmente en las islas orientales, un patógeno también relacionado con la reducción del éxito reproductor.

PREOCUPACIÓN MENOR
LC

MILANO NEGRO

Milvus migrans



Autor: **Nicolás López-Jiménez**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2020)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	NA	NT	LC

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Tras analizar los datos disponibles sobre el tamaño y evolución poblacional de esta especie, así como los cambios experimentados en cuanto a su área de distribución a lo largo de los años en España, se ha considerado que no debería catalogarse como “Casi Amenazada”, pasando a ser incluida en la categoría de “Preocupación Menor”, por no cumplir con los criterios de la UICN.

No cumple con el Criterio A, puesto que no se ha registrado un decrecimiento en sus poblaciones, sino todo lo contrario, ya que de acuerdo con los datos proporcionados por el programa Sacre (SEO/BirdLife, 2019),



© - Scooperdigital - Shutterstock

el porcentaje de cambio de la población desde 1998 a 2018, ha sido de un 30 % de aumento, considerando que actualmente su población está experimentando un incremento moderado, con una evolución media interanual -entre 1998 y 2018- del 1,5 -variable del 0,9 al 2,1-. En el *Atlas de las Aves Reproductoras de España* (Blanco y Viñuela, 2003), se estimaba un número mínimo de 8.800 parejas reproductoras, aunque sin cuantificar los ejemplares del 14 % del territorio estudiado (Blanco y Viñuela, 2004). Posteriormente durante el censo estatal llevado a cabo en 2005 (Palomino, 2006) se estimó un total de 10.300 parejas reproductoras -dentro del intervalo de confianza al 90 %, de entre 9.500 y 10.900 parejas-. Mientras que, por último, desde el 2009 al 2010 se realizó una estimación de territorios reproductores ocupados que arrojó una cifra de 12.915 territorios de milano negro (Palomino Nantón y Valls, 2011).

No cumple tampoco con el Criterio B, puesto que el porcentaje de cambio de distribución entre los *Atlas de Aves Reproductoras de 2002 y 2018* (SEO/BirdLife, 2021) es de un aumento del 33 % de las cuadrículas ocupadas, ampliándose sensiblemente su área de distribución estatal, superando los 200.000 km² de área de ocupación.

No cumple con el Criterio C, puesto que no presenta un pequeño tamaño poblacional y además muestra un aumento significativo de la población, superando ampliamente los 10.000 ejemplares. De acuerdo con el último censo y las últimas estimas (Palomino, 2006; Palomino Nantón y Valls, 2011) la población podría rondar los 26.000 individuos, a los que además habría que sumar adultos no emparejados y juveniles, con lo que la cifra total de milanos negros en España podría ser de unos 42.900 individuos -de 39.400 a 45.500- (Palomino, 2016).

Tampoco cumpliría con el Criterio D, puesto que se trata de una especie cuyas poblaciones no se encuentran restringidas a unos pocos ejemplares, y el número de individuos maduros supera con creces los 1.000 ejemplares maduros que se requieren como para estar catalogada como “Vulnerable”.

No hay información para el Criterio E, y nada hace sospechar que lo pudiera cumplir en el futuro.

MORITO COMÚN

Plegadis falcinellus

PREOCUPACIÓN MENOR (Invernante) LC

CASI AMENAZADA (Reproductora) NT

Autor: **Roberto González García**



ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2016)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	E	VU	LC/NT

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Globalmente el morito común se presenta como una especie cosmopolita de distribución muy fragmentada. Aunque en época reproductora aparece principalmente en humedales costeros con espacios tranquilos -estuarios, deltas, albuferas...- con vegetación palustre o arbórea, el resto del año la especie puede aparecer en otros humedales o entornos próximos, como arrozales, regadíos... (del Hoyo *et al.*, 1992). Presenta un importante nomadismo y capacidad dispersiva (Cramp y Simmons, 1977). Las estimaciones sobre su población mundial son muy variables, alcanzando los 230.000-2.220.000 ejemplares (Wetlands International, 2015), con una tendencia reciente decreciente, si bien en el pasado la especie sufrió un crecimiento exponencial en varias regiones. Aunque el morito se consideraba en declive en Europa (BirdLife International, 2004), actualmente sus poblaciones europeas, estimadas entre 28.300 y 37.700 parejas, lo que equivale a entre 56.500 y 75.400 individuos maduros (BirdLife International, 2015), están en aumento.

La población invernante en España estaba considerada como escasa y muy concentrada (González y Pérez-Aranda, 2011), con el 90 % de la población concentrada en tres localidades -Doñana, Brazo del Este y delta del

Ebro-. El promedio de la población invernante es de 7.511 ejemplares para un periodo de 20 años entre 1997-2016 -con un mínimo de 34 en 1997, y un máximo de 28.601 en 2011; y superando los 27.000 ejemplares invernantes en los años 2011, 2014 y 2016-, que es el correspondiente a las tres generaciones poblacionales -criterio utilizado por la UICN para evaluar las categorías de amenaza-. En este mismo periodo ha sido registrada la especie en 53 humedales. El 90 % de la población invernante se concentra en tan solo dos grandes complejos de humedales -Doñana con el 85 %; y el delta del Ebro con el 5 %-, acentuando su concentración invernal respecto a otros análisis anteriores ya que el 90 % de la población se concentraba en tres humedales en el periodo 1990-2009 mientras que Doñana concentraba el 59,6 % (González y Pérez-Aranda, 2011). Los valores absolutos de invernada reflejan un aumento consolidado respecto a anteriores periodos, como el de 1990-2009, en la que concentró de media 785 ejemplares (González y Pérez-Aranda, 2011). La región biogeográfica Guadalquivir/Andaluza concentra más del 90 % del contingente invernante estatal, porcentajes similares a análisis anteriores (González y Pérez-Aranda, 2011). Así, el grueso de distribución invernal sigue manteniéndose en los humedales identificados con anterioridad (Máñez *et al.*, 2009). Las poblaciones estatales invernantes de la especie muestran un incremento fuerte para el periodo largo de 1991-2016, debido a que en la década de los noventa no alcanzó los 50 ejemplares de media. Esta tendencia positiva ya había sido detectada previamente (Máñez *et al.*, 2009; González y Pérez-Aranda, 2011). Para el periodo corto, 2000-2016, la tendencia positiva se mantiene con un incremento fuerte -con una evolución media interanual positiva del 39,1 %-. La tendencia en el número de humedales donde aparece anualmente es igualmente positiva, pasando de una media de ocho humedales en la primera década -entre 1997 y 2006- a 19 humedales en la segunda década -periodo de 2007 a 2016-. Si analizamos la evolución de su abundancia exclusivamente en el periodo de esas tres generaciones poblacionales -de 1997 a 2016-, la especie presenta una tendencia claramente positiva, multiplicando por 25 su promedio de invernada -promedio de 587 ejemplares en 1997-2006, y de 14.435 en el periodo 2007-2016-.

La población reproductora se estimó en 2007 en España en 3.777 parejas, lo que hace un total aproximado de más de 7.500 ejemplares (Máñez *et al.*, 2009). Presentaba entonces una elevadísima concentración, ya que el 96,45 % de la población reproductora se concentró en Doñana, localizándose el resto en el delta del Ebro y las salinas de Santa Pola (Máñez *et al.*, 2009). Aunque no existe información anual detallada -censos estatales coordinados anualmente-, si es posible interpretar con cierta fiabilidad las tendencias en época reproductora a escala estatal, ya que los núcleos poblacionales principales presentan seguimientos detallados. Anteriores análisis en época reciente mostraban cifras menores, con estimaciones de 390-420 parejas (Figuerola *et al.*, 2003). Aunque la especie criaba en el pasado en Doñana, y hasta principios del siglo XX (Granados, 1987), fue exterminada como reproductora posteriormente (Valverde, 1960a). La localidad más importante para su reproducción, Doñana, muestra una tendencia positiva para periodos recientes 2004-2020 (Equipo de Seguimiento de Procesos Naturales de la EBD, datos propios), aunque con importantes fluctuaciones -por ejemplo, 2012 con cero parejas, y 2013 con 6.909 parejas-. En este periodo el promedio de parejas reproductoras en Doñana se situó cerca de las 3.700 parejas, alcanzado los máximos en 2017 con 10.643 parejas, y en 2018 con 10.509 parejas. Con relación a la información de los Atlas de Aves Reproductoras, la especie presenta un cambio positivo entre 1998-2002 y 2014-2018, multiplicando por

siete su área de ocupación segura en época reproductora (III Atlas de Aves Reproductoras de España, en preparación), pasando de seis cuadrículas con reproducción segura a 41, con dos tendencias claras propias de un proceso de expansión y consolidación de nuevas áreas reproductoras: ampliación del 1.080 % del área de ocupación total en época reproductora, y aparición de nuevas localidades reproductoras de relevancia y claramente alejadas de sus núcleos reproductores previos -marismas del Guadalquivir-, entre ellas los humedales de la provincia de Valencia con especial importancia para la albufera de Valencia -1.969 parejas en 2020, de ellas 1.301 en la albufera, 403 en El Hondo, 92 en el marjal de Pego-Oliva y 59 en el marjal de Almenara (Generalitat Valenciana, 2020)-, La Mancha Húmeda en Ciudad Real, y localidades dispersas en Badajoz. En esta última área, se localizaron en 2016 tres colonias que sumaban mínimo 35 nidos (Mayordomo *et al.*, 2015). Si bien, existe una importante relación entre las condiciones hidrológicas presentes cada año en sus localidades de reproducción -especialmente destacable en Doñana-, se puede considerar que la tendencia global es positiva en época reproductora.



© Kajornyot wildlife photography-Shutterstock

Tras analizar los datos disponibles sobre el tamaño poblacional y la evolución de la población de esta especie, tanto en invernada como en época reproductora, así como contrastar los cambios experimentados en cuanto a su área de distribución a lo largo de los años en España, se ha considerado que la especie no debería catalogarse en ninguna categoría de amenaza. En el anterior *Libro Rojo de las Aves de España* (Madroño *et al.*, 2004), fue calificada como "Vulnerable" con relación a su población reproductora, porque se consideraba que "tiene un tamaño poblacional estimado entre 250 y 1.000 individuos maduros, y se reproduce en menos de cinco localidades, habitualmente sólo en dos, por lo que, la población española es muy susceptible al efecto de actividades humanas -fundamentalmente contaminación producida fuera de las zonas de cría- o eventos estocásticos en un periodo de tiempo muy pequeño" (Figuerola *et al.*, 2004). Posteriormente, se propuso mantener su catalogación como "Vulnerable" (Máñez y Rendón-Martos, 2009), al considerar que la especie continuaba calificando en esa categoría según el Criterio D2 de UICN, sobre un área de ocupación restringida o en un bajo número de localidades (Máñez *et al.*, 2009). Si bien, es cierto que hasta esa fecha el 97 % de la población estaba concentrada en una única localidad, Doñana, y que el número de humedales con núcleos reproductores se reducía a tres localidades. Con la información presentada se concluye que la población reproductora no alcanza el cumplimiento de los rangos para su mantenimiento como especie amenazada. No cumple para su catalogación por disminución poblacional -Criterio A-, y tampoco los rangos establecidos sobre distribución geográfica, ya que su área de ocupación mínima se sitúa en 6.700 km^2 , por encima del mínimo 2.000 km^2 establecido por la UICN para categorizar como amenazada. En relación con el tamaño de población y potencial disminución -Criterio C-, no se detecta una disminución en las tres generaciones, sino más claramente un aumento. Finalmente, el número de ejemplares maduros en época reproductora estaría, sin ninguna duda, muy por encima de los 1.000 ejemplares de mínimo considerado en el Criterio D para estar amenazada, y mucho menos nada apunta a una probabilidad de extinción -Criterio E-. Igualmente, su elevado nomadismo, y su aparición o aumento de grandes núcleos reproductores -por ejemplo, albufera de Valencia y delta del Ebro-, limitan casi por completo el papel de eventos estocásticos localizados. Por ello, con la información sobre abundancia y sus tendencias se recomienda categorizar a la especie como "Casi Amenazada", con el objetivo de no bajar la guardia sobre el estado de conservación de la especie que, aun presentando un proceso de expansión, se entiende que aún puede sufrir localmente importantes procesos de pérdidas de áreas de reproducción, como ya ha ocurrido en Doñana en años recientes.

Con relación a su población invernante, muestra tendencias positivas fuertes -periodo largo de 1990-2016, y periodo corto de 2000-2016-, por lo que no se cumpliría para su catalogación como amenazada -Criterios A y C-. Igualmente, su distribución claramente se ha ampliado -aunque sigue presentado una concentración invernante elevada-, el número de humedales donde aparece en invierno ha ido aumentado -hasta los 19 humedales en el periodo 2007-2016-, quedando fuera de los rangos establecidos en el Criterio B sobre distribución geográfica. Con una población invernante que se sitúa por encima de los 6.000 ejemplares maduros, tampoco cumple rangos para población restringida -Criterio D- o probabilidad de extinción -Criterio E-. Así pues, la categoría de sus poblaciones invernantes se considera de "Preocupación Menor".

MOSQUITERO CANARIO

Phylloscopus canariensis

PREOCUPACIÓN MENOR
LC



Autor: **Juan Carlos Illera**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2016)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	NE	LC	LC

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

El mosquitero canario no cumple los requisitos para estar incluido en la Lista Roja de la UICN en las categorías establecidas. Las razones serían las siguientes:

Se distribuye de manera muy abundante por las cinco islas Canarias donde habita, y no existe una reducción del tamaño poblacional mayor o igual al 30 % que sería la frontera para declararla como "Vulnerable" dentro del Criterio A.

Si bien es verdad que su presencia estaría limitada a las islas Canarias -es una de las seis especies endémicas del archipiélago-, las cuales suponen una superficie inferior a 20.000 km^2, no cumpliría ninguna de las siguientes condiciones de reducción de individuos, poblaciones o grandes fluctuaciones que marcarían su inclusión en el Criterio B como "Vulnerable".

No se ha constatado un tamaño de población en disminución, y tampoco es una especie a la que se pueda considerar rara, sino todo lo contrario. No cumple ningún requisito del Criterio C.

La población de mosquitero canario no es ni muy pequeña ni restringida en Canarias y, por tanto, no cumpliría tampoco ningún supuesto del Criterio D.



© José Juán Hernández

Tampoco existe ningún análisis cuantitativo que prediga que la especie tenga una probabilidad de extinción en estado silvestre, tal y como está reflejado en el Criterio E.

La especie debería incluirse en la categoría de "Preocupación Menor". Si bien es verdad que los mosquiteros canarios se pueden considerar entre las especies de aves terrestres más abundantes del archipiélago canario, su estatus de especie endémica -de Canarias- les hacen ser potencialmente sensibles a las amenazas provenientes de las enfermedades emergentes. De hecho, el mosquitero canario puede padecer malaria aviar, un patógeno de origen incierto, que provoca una disminución del éxito reproductor y que compromete la supervivencia de las aves sobre las que parasita.

DATOS INSUFICIENTES
DD

PAGAZA PICONEGRA

Gelochelidon nilotica

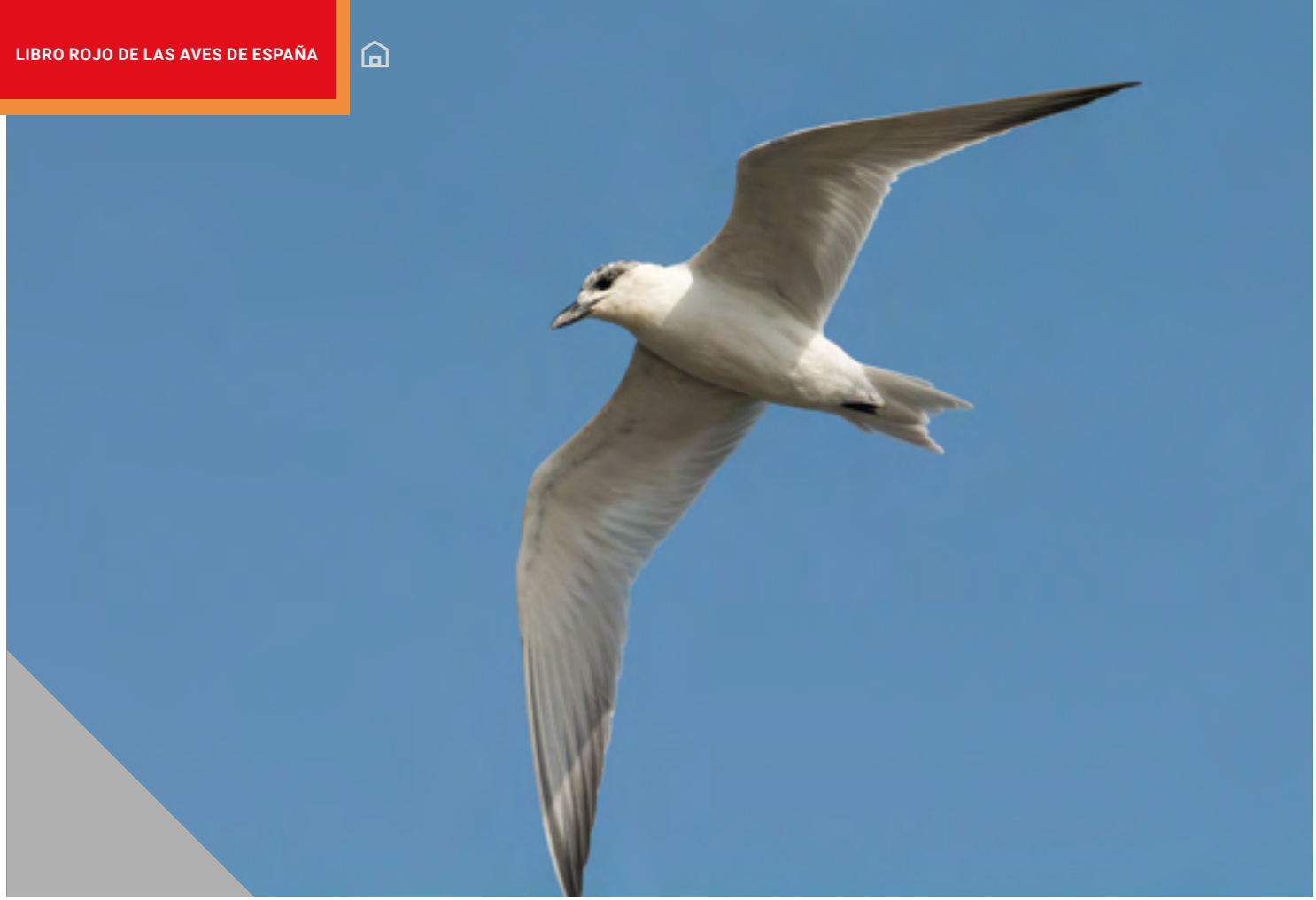


Autor: **José Ignacio Dies**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2019)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	**LC**	**LC**	**NE**	**VU**	**DD**

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

La pagaza piconegra se catalogó en el anterior *Libro Rojo de las Aves de España* como "Vulnerable" por presentar un área de distribución muy restringida y fragmentada, repartida durante la reproducción en un número de localidades estables, habitualmente inferior a 10, con fluctuaciones extremas en el número de parejas y de localidades de cría, con una estima de población total de 3.000-3.500 parejas (Sánchez Guzmán, 2004). En España ocupa principalmente las cuencas del Guadalquivir y del Guadiana, destacando las marismas del Guadalquivir, Extremadura, La Mancha Húmeda y enclaves como la laguna de Fuente de Piedra, además de humedales costeros del litoral Mediterráneo peninsular, entre otras localidades dispersas del interior, como la laguna de Gallocanta. La población española de pagaza piconegra representa un porcentaje significativo, de hasta el 50 % de los efectivos totales europeos, y muestra una tendencia definida por un continuo incremento, al menos desde la década de 1970, cuando se estimó un millar de parejas, pasando desde las estimas de 2.000 parejas de principios de la década de 1990, hasta las 6.000 parejas de 2007 (Corbacho *et al*., 2009), mostrando una tendencia de incremento sostenido tanto en efectivos como en el rango de distribución en época de cría. Esta tendencia positiva reciente de la población ibérica también se registra en los efectivos del norte del Mediterráneo y el mar Negro, de forma que



© Dave Montreuil - Shutterstock

la especie parece estar recuperándose parcialmente en Europa tras décadas de regresión demográfica, probablemente beneficiada por la protección otorgada a sus localidades de cría a lo largo del continente (Carboneras, 2020). Los cambios recientes en el tamaño de población y de su área de ocupación en España podrían justificar una bajada de categoría, ya cuestionada en la última estima poblacional de la especie (Corbacho *et al*., 2009) donde se propuso mantener su catalogación como "Vulnerable" por lo reducido de su área de distribución (B1) y ocupación regular (número de colonias; B2), mostrando fluctuaciones poblaciones de gran entidad en algunas localidades importantes (B2c, iii+iv), aunque indicando que serían necesarias series temporales de censo más largas para definir con claridad esta dinámica y alegando entonces el mal estado de conservación de otros núcleos de la población europea que actualmente parece no cumplirse. Por todo lo expuesto, se propone su catalogación como especie con "Datos Insuficientes", al no existir una información adecuada sobre ella para hacer una evaluación de su riesgo de extinción, basándose en la distribución y en las tendencias de su población poco estudiadas. Se propone diseñar un programa de censo nacional, identificando sus localidades de cría y valorando las oscilaciones de los efectivos reproductores totales.

PALOMA TURQUÉ

Columba bollii

CASI AMENAZADA
NT



Autor: **Javier Romero Rodríguez**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2016)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	NE	NT	NT

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Aunque no existe un estudio actualizado sobre la evolución de sus poblaciones, la recuperación espontánea de zonas de monteverde tras el abandono progresivo de la agricultura de subsistencia y la explotación forestal permite estimar un crecimiento poblacional y un aumento en su distribución. Esto es así, ya que el resto de las amenazas que se ciernen sobre la paloma turqué aparentemente no se han agravado -depredadores introducidos, alteración del hábitat, molestias antrópicas- o incluso han disminuido -caza ilegal-. Como posible prueba de ello se puede esgrimir la reciente llegada de ejemplares a la isla de Gran Canaria, donde estaba extinta desde finales del siglo XIX.

Así, aunque los valores de área de ocupación -Criterio B2- de esta especie -de 556,5 km^2- se sitúan actualmente en el umbral para considerarla como "Vulnerable" -menos de 2.000 km^2-, se recomienda evaluarla como "Casi Amenazada" debido a dos razones principales: 1) las poblaciones de paloma turqué parecen experimentar un crecimiento sostenido durante un periodo de tiempo significativo para

la especie; 2) sus poblaciones no se encuentran severamente fragmentadas, aunque en la isla de Tenerife su conexión es mejorable.

No obstante, se recomienda aplicar las siguientes medidas para mejorar su estado de conservación:

- ✔ Elaboración y aprobación del preceptivo plan de conservación.
- ✔ Aumento de la extensión y mejora de la conexión de los fragmentos de monteverde existentes, mediante la conservación y restauración del hábitat.
- ✔ Favorecer la evolución del monteverde joven hacia estadios de la sucesión natural menos vulnerables al fuego.
- ✔ Recuperación de bebederos y corrientes superficiales de agua en zonas de interés para la especie.
- ✔ Aumento de efectivos en el cuerpo de agentes de medio ambiente, para mejorar el control de ciertas actividades impactantes para la especie como la caza ilegal, el abandono de basuras, las molestias antrópicas durante el periodo de cría o los incendios.



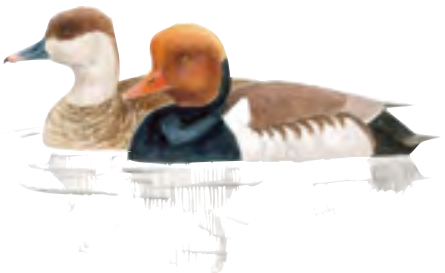
© José Juán Hernández

PREOCUPACIÓN MENOR
(Invernante)
LC

PREOCUPACIÓN MENOR
(Reproductora)
LC

PATO COLORADO

Netta rufina



Autor: **Roberto González García**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2016)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	**LC**	**LC**	**NA**	**VU**	**LC/LC**

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

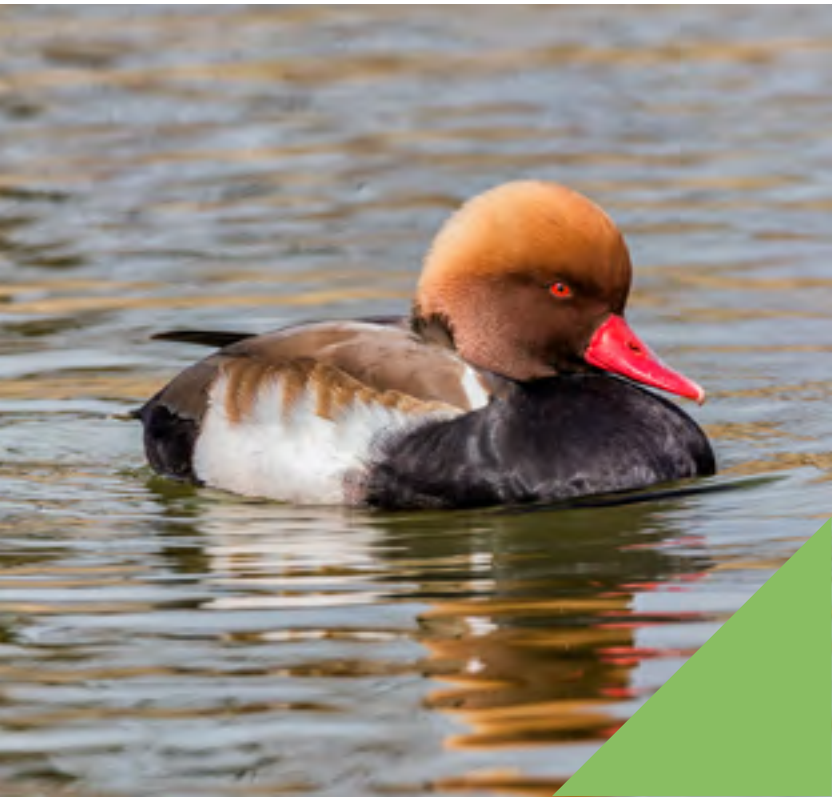
Presenta una distribución paleártica meridional, extendida de forma fragmentada desde la península ibérica, hasta el Mar Negro y Asia central. Muestra preferencias por grandes láminas de aguas profundas, dulces o salobres, con vegetación palustre en las orillas. Se trata de un ave migratoria parcial que inverna en la cuenca mediterránea, Oriente Medio y sur de Asia (del Hoyo *et al*., 1992). No ha sido posible determinar la tendencia de la población reproductora, ni a escala global ni para el continente europeo (BirdLife International, 2015; BirdLife International, 2016).

La población presente en España realiza movimientos de nomadeo y recibe población invernante procedente de Europa central y oriental (Díaz *et al*., 1996). La población invernante se ha considerado anteriormente como abundante y poco concentrada, si bien, tan solo dos humedales, delta del Ebro y albufera de Valencia, concentraban la mitad de la población invernante en España (González y Pérez-Aranda , 2011). El promedio de la población invernante es de 16.390 ejemplares para un periodo de 21 años entre 1995 y 2016 -con un mínimo de 6.421 en 2007; y un máximo de 29.712 en 2011-, que es el correspondiente a las tres generaciones poblacionales -criterio utilizado por la UICN para evaluar las categorías de amenaza-. En este mismo periodo ha sido registrada la especie en un total de 345 humedales, reflejo de su carácter concentrado en invernada y de sus requerimientos más estrictos respecto a otras anátidas. Asimismo, el 90 % de la población invernante

se ha distribuido por 34 humedales. Unos valores no especialmente diferentes a análisis anteriores, aunque sí mostrando cierta tendencia a reducir su dispersión ya que la concentración del 90 % de la población siempre se ha mantenido por debajo de los 25 humedales (Martí y del Moral, 2003; González y Pérez-Aranda, 2011). Los valores absolutos de la invernada reflejan una tendencia creciente, con fuertes oscilaciones -por ejemplo, 6.421 ejemplares invernantes en 2007, y 24.223 en 2008-, y un ligero aumento respecto a anteriores periodos, como en el de 1990 a 2009, en el que el promedio alcanzó los 14.694 ejemplares (González y Pérez-Aranda, 2011), y cuando la especie ya se concentraba mayoritariamente en las regiones hidrográficas del Levante y Ebro/Catalanas que aglutinaban cerca del 70 % del contingente invernante (González y Pérez-Aranda, 2011). Las mayores concentraciones se mantienen en los humedales de las marismas del Guadalquivir y el delta del Ebro, que en conjunto congregan aproximadamente la mitad de la población invernante. La albufera de Valencia se sitúa como tercer humedal en importancia, concentrando aproximadamente un 10 % del contingente invernante. La población invernante estatal muestra un incremento moderado -del 19,2 %- para el periodo largo de 1991 a 2016 que es el más próximo a las tres generaciones -con una evolución media interanual creciente de 1,5 %-. Esta tendencia positiva ya había sido detectada previamente (González y Pérez-Aranda, 2011; Dies y Dies, 2012; Molina, 2018). En periodos cortos más recientes -de 2000 a 2016-, la tendencia de incremento moderado se hace más patente, con un cambio del 39,8 % desde el año 2000 y una evolución media interanual de 2,6 %. En el periodo de las tres generaciones, de 1995 a 2016, la tendencia en el número de humedales donde aparece anualmente es positiva, con un promedio de 59 humedales con presencia de la especie.

La población reproductora se estima en 14.400 ejemplares (Palomino, 2009), con 8.172 aves detectadas, valores coincidentes *grosso modo* con estimas anteriores (Purroy, 1997; Martí y del Moral, 2003) y mostrándose como una de las anátidas con distribución más concentrada, con un mínimo de 77 localidades con reproducción confirmada (Palomino, 2009). La región hidrográfica que conforman la cuenca del Ebro y las internas catalanas acogen la mayor parte de la población -el 42 %-, con un promedio estimado de 6.000 ejemplares (Palomino, 2009). No existe información detallada de tendencias anuales en época reproductora a escala estatal. Si bien, las anteriores estimas estatales reflejan valores próximos o incluso inferiores, de 3.000 a 5.000 parejas en los años setenta (Noval, 1975; Szijj, 1975), de 5.400 a 8.600 parejas en los años noventa (Purroy, 1997) y una estima aproximada de 4.000 parejas en 1998-2020 (Dies y Gutiérrez, 2003). De la misma manera, la distribución de la especie parece haber mostrado un cambio positivo, pasando de 112 cuadrículas con presencia en época reproductora a 172, un incremento del 54 % -cambio de distribución entre *Atlas de Aves Reproductoras de España de 2002 y 2018*- (SEO/BirdLife, 2021).

Con la información disponible sobre tamaño y evolución de la población, tanto en invernada como en época reproductora, la especie no debería catalogarse en ninguna categoría de amenaza, coincidiendo con lo recogido por UICN para las poblaciones globales (BirdLife International, 2016) y europeas (BirdLife International, 2015). En el anterior *Libro Rojo de las Aves de España* (Madroño *et al*., 2004), fue calificada como "Vulnerable" al considerarse, en aquel momento, que sus efectivos reproductores totales se situaban sobre las 4.000 parejas, asumiendo igualmente que la precisión de la



© Eduardo Estellez - Shutterstock

información era muy baja y que la población invernante mostraba una aparente regresión para el conjunto de España (Diez y Gutiérrez, 2004). Ambas situaciones han mejorado y, tras la estima poblacional correspondiente al año 2007, se recomendó recalificar su estado a "Preocupación Menor" (Palomino, 2009).

La población reproductora no cumple criterios para su catalogación en ninguna categoría de amenaza. No cumple para su catalogación por disminución poblacional -Criterio A-, ya que, en el peor de los casos se podría considerar como estable o con un incremento contenido. En relación con su distribución geográfica -Criterio B- tampoco cumple con los rangos mínimos establecidos ya que presenta un área de ocupación mínima de 20.400 km², por encima del mínimo 2.000 km² establecido por la UICN para categorizar como amenazada. Así mismo, se ha corroborado su reproducción segura en al menos 83 cuadrículas, según el *III Atlas Aves Reproductoras en España* (en preparación, SEO/BirdLife, 2021). Respecto al tamaño de la población y su potencial disminución -Criterio C-, se corrobora que el número de individuos maduros supera los 10.000 ejemplares y la tendencia negativa es inexistente. Finalmente, con un mínimo de 8.400 ejemplares maduros en época reproductora, queda certificado que está lejos de cumplir con lo establecido en los Criterios D y E de la UICN. Por tanto, se recomienda calificar su población reproductora como de "Preocupación Menor"

En relación con su población invernante, las tendencias positivas claras mostradas tanto en el periodo largo -de 1990 a 2016-, asimilable al criterio de las tres generaciones recomendado por la UICN, como en el periodo corto -de 2000 a 2016- certifican que la especie no cumple con la catalogación de amenazada por tendencia poblacional -Criterios A y C-. Igualmente, aunque fragmentada y desigual, la distribución es amplia y completa para el conjunto de España, no cumpliendo los criterios de riesgo establecidos sobre distribución geográfica -Criterio B-. Con una población invernante que se sitúa, como mínimo, en más de 15.000 ejemplares maduros, tampoco cumple rangos para población pequeña o restringida -Criterio D- ni respecto a la probabilidad de extinción -Criterio E-. En definitiva, la categoría de sus poblaciones invernantes se considera de "Preocupación Menor".

PICAMADEROS NEGRO

Dryocopus martius

PREOCUPACIÓN MENOR
LC



Autor: **José María Fernández-García**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2016)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	NE	NE	LC

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

La población española de picamaderos negro, considerada globalmente, no satisface ninguno de los criterios para ser calificada como "En Peligro Crítico", "En Peligro" ni "Vulnerable". Hay un déficit de información para aplicar criterios relativos a tamaño poblacional, ya que no hay estimaciones rigurosas ni seguimientos y tendencias sobre esa variable. Tampoco hay datos para abordar el análisis cuantitativo (criterio E). Sin embargo, el número de ejemplares maduros es superior a 1.000, y la tendencia del área de ocupación no sugiere que haya decrecimiento poblacional, más bien al contrario.

El incremento del área de ocupación durante los últimos 25 años -sobre todo en las regiones pirenaica, vasca y cantábrica oriental- está bien documentado, y no es previsible una inversión de esta tendencia, al menos durante la próxima década. El criterio C para la calificación como "Casi Amenazada" demanda una población menor a 10.000 individuos maduros, y aunque se carece de datos sólidos sobre tamaño poblacional, es probable que esté por debajo de ese umbral. Pero se requiere adicionalmente una disminución continua, observada, proyectada o inferida, sobre la que no hay ninguna evidencia.

En definitiva, tampoco se justifica la calificación como "Casi Amenazada". En su caso, además, habría que considerar también una corrección por efecto de rescate, al no descartarse flujos de ejemplares entre la población pirenaica española y la francesa.

La población española ocupa el límite suroccidental de la distribución mundial y, por su carácter periférico, podría ser más vulnerable a presiones ambientales. Por otro lado, una mirada sectorizada ofrecería perspectivas de futuro -a medio plazo- algo diferentes según ámbitos regionales, ligadas a la evolución de la tipología de los aprovechamientos selvícolas, que pueden condicionar la disponibilidad y calidad del hábitat de la especie. Factores de índole socioeconómica proyectables a este respecto serían el incremento de la cobertura de eucaliptos en la cornisa cantábrica, la implantación de nuevas especies comerciales en sustitución del pino radiata en el País Vasco, el aumento en el empleo de biomasa forestal para producción energética o las variaciones en el mercado de la madera, que incentivan o desincentivan la intensificación de las explotaciones.



© Martin Pelanek - Shutterstock

CASI AMENAZADA
NT

PINZÓN AZUL DE TENERIFE

Fringilla teydea



Autor: **Alejandro Delgado**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2016)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
NT	NT	NT	NA	VU	NT

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se trata de una especie exclusiva de Tenerife que se distribuye ampliamente por toda la corona forestal de pino canario (*Pinus canariensis*)de la isla. No existen datos precisos sobre su tamaño poblacional, aunque se estima que la población oscila entre los 2.000 y 5.000 individuos (BirdLife International, 2017). El incremento en la superficie de pinar debido a las repoblaciones forestales ha favorecido el aumento poblacional de los últimos años, ocupando prácticamente todos los pinares de la isla. Además de ocupar pinares maduros, también lo hace en los de repoblación así como en plantaciones de pinos alóctonos. Además, el pinzón azul no es raro en zonas de transición, o entre el pinar y el monteverde en áreas de pinar mixto. Como ejemplo, el área de ocupación ha pasado de 30 cuadrículas UTM de 5x5 km en la década de 1980 (Martín, 1987) a 36 cuadrículas a mediados de la década del 2000 (Lorenzo, 2007).

La especie es un endemismo de la isla de Tenerife, pero se encuentra bien distribuida y sus poblaciones están en aumento. Por ello, considerando las categorías de amenaza, la especie se cataloga “Casi Amenazada”.

No obstante, su población en la isla se enfrenta a una serie de amenazas que hay que tener en cuenta:

- Tala y extracción de madera: La destrucción del hábitat debido a un uso no sostenible de las masas forestales en el pasado fue un factor de incidencia negativa en sus poblaciones.

- Aprovechamientos y prácticas silvícolas: La gestión silvícola realizada en periodos sensibles puede suponer un riesgo para la reproducción de la especie.


© José Juán Hernández

- Caza y recolección: La colecta de individuos destinados a museos de historia natural tuvo que ser una causa de incidencia negativa en el pasado. Sin embargo, la captura y comercio ilegal de ejemplares es una amenaza todavía en práctica, ya que el hecho más reciente ocurrió en 2014 cuando una persona fue detenida en el aeropuerto de Tenerife Sur con 21 pinzones azules ocultos.

- Incendios forestales: En la actualidad, el aumento en la intensidad y frecuencia de los incendios forestales es la principal causa de deterioro y destrucción de su hábitat.

- Depredación por especies exóticas: La depredación por gatos asilvestrados (*Felis catus*) puede ser un factor de incidencia negativa en sus poblaciones.

- Atropellos y colisiones: Los atropellos pueden suponer un riesgo para las poblaciones cercanas a carreteras con tráfico intenso.

- Presión antrópica: La visita masiva de personas a las zonas de distribución puede producir molestias directas a las aves, así como generar cambios en el hábitat de la especie, como un aumento de potenciales depredadores o la contaminación de aguas y suelos. Las molestias directas por naturalistas y fotógrafos puede ser otro factor de incidencia negativa en sus poblaciones, sobre todo en bebederos.

- Sequías o cambio climático: El deterioro del hábitat debido a las sequías y al calentamiento global puede restringir el área de distribución de la especie.

No se está llevando a cabo ninguna medida de conservación directa con la especie, pero sí con su hábitat. Se están realizando actuaciones para mejorar la densidad de los pinares de repoblación de pino canario (*Pinus canariensis*), eliminando especies de pinos no nativas.

Para evitar estas amenazas sería conveniente desarrollar las siguientes actuaciones de conservación:

- ✔ Establecer programas de censos estandarizados a lo largo de su área de distribución.

- ✔ Prevenir la captura y comercio ilegal.

- ✔ Invertir en la prevención de incendios forestales.

- ✔ Adecuar o rehabilitar bebederos naturales, y crear bebederos artificiales.

CASI AMENAZADA
NT

ROQUERO ROJO

Monticola saxatilis



Autores: **Paola Laiolo, María del Mar Delgado, José Vicente López-Bao y José Ramón Obeso**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2016)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	NE	NE	NT

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se ha realizado una evaluación de las categorías de amenaza para el roquero rojo utilizando los criterios de la Lista Roja de UICN, los cuales se aplicaron al conjunto de la población reproductora española analizándola como una unidad regional única.

Se han utilizado los datos del Atlas de Aves Reproductoras de España 1998-2002 (Martí y del Moral, 2003) y 2014-2018 (SEO/BirdLife, 2021) para estimar la evolución del área de ocupación en ese intervalo de tiempo, y, los datos del programa Sacre (SEO/BirdLife, 2019) para estimar los cambios en el número de efectivos en 90 cuadriculas de su distribución. No obstante, debido al pequeño tamaño muestral y a la falta de especificidad del censo, los resultados de este indicador para la evolución de las poblaciones de aves comunes, estos no arrojaron datos concluyentes sobre el declive de la población, por lo que no se han podido evaluar los criterios relativos a variables de evolución poblacional. Aun así, hay que destacar que con base en los datos preliminares, la especie ha sufrido un declive de más del 30 % entre 1998-2018, lo que la situaría dentro de los parámetros para cumplir la categoría de "Vulnerable" –Criterio A2b-.



© Lev Paraskevopoulos - Shutterstock

Según el criterio de reducción de tamaño poblacional -Criterio A2c-, referida al área de ocupación, la especie ha reducido notablemente su área de distribución entre 2002 y 2018, aunque no alcanza el nivel de regresión del 30 % estimado en tres generaciones o 10 años, que es el requerido para cumplir con los criterios de la categoría de "Vulnerable".

Para el periodo de 2041 a 2060 las áreas de ocupación proyectadas para el roquero rojo serán más reducidas respecto a las actuales, pero tampoco en este caso la evolución negativa alcanzaría los umbrales de reducción del 30 % en tres generaciones.

El conjunto del análisis sobre el estado de conservación de esta especie evidencia que:

Es necesario implementar programas de seguimiento específicos para la especie, con la finalidad de conseguir estimas de abundancia y calcular el declive de las poblaciones o subpoblaciones. Debido a algunas peculiaridades de estas aves de montaña, como la baja densidad o el complejo comportamiento social, los programas de seguimiento deberían diseñarse *ad hoc* para cada especie.

Los datos actuales y las proyecciones apuntan a un claro declive del roquero rojo. Si consideramos que la **península ibérica** representa el extremo más suroccidental -donde más peligro de retracción hay- de la distribución paleártica de esta especie -junto con la marroquí-, y que tiene una distribución naturalmente muy fragmentada, debería ser considerada como "Casi Amenazada". A esta categoría pertenecen las especies que no satisfacen los criterios de las categorías "Vulnerable", "En Peligro" o "En Peligro Crítico" de la Lista Roja elaborada por la UICN, aunque están cercanas a cumplirlos o se espera que así lo hagan en un futuro próximo.

El cambio climático y los cambios de hábitat asociados constituyen una clara amenaza, pero el hecho que no tengan origen local dificulta la toma de decisiones en relación con las medidas de conservación y gestión que serían apropiadas para esta especie. Algunas medidas de protección durante la época de reproducción, como la regulación de cierto tipo de turismo y actividades recreativas en montaña -por ejemplo, la escalada deportiva-, podrían ser localmente beneficiosas. Sin embargo, no hay evidencia de efectos muy negativos del turismo sobre esta especie.

SILBÓN EUROPEO

Mareca penelope

CASI AMENAZADA
NT



Autor: **Roberto González García**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2016)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	NA	NE	NT

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Especie monotípica de distribución paleártica que nidifica en Islandia y el norte del continente euroasiático. Durante la invernada alcanza la cuenca mediterránea, el sur de Asia y en menor medida el África subsahariana, ocupando humedales someros de aguas dulces y también ambientes costeros, con aguas salinas (del Hoyo *et al.*, 1992). No existen citas de reproducción en España.

El silbón europeo está presente como especie invernante en toda España -península, archipiélagos, Ceuta y Melilla-. El promedio de la población invernante es de 38.841 ejemplares para un periodo de 19 años entre 1997-2016 -con un mínimo de 17.313 en 2015, y un máximo de 79.051 en 1997-, que es el correspondiente a las tres generaciones poblacionales -criterio utilizado por la UICN para evaluar las categorías de amenaza-. Asimismo, en este mismo periodo ha sido registrada en 638 humedales -el 90 % de la población concentrada en tan solo 37 humedales-. Estos valores reflejan un descenso respecto a anteriores periodos, como el de los años 1990 a 2009, en el que se consideraba a la especie como "muy abundante" y "dispersa", con cerca de 47.000 ejemplares (González y Pérez-Aranda, 2011).

Son las regiones hidrográficas del Guadalquivir/Andaluza y del Norte las que mayor contingente invernante acogen, con el 75 % del total estatal (González y Pérez-Aranda, 2011).

Las poblaciones estatales de la especie muestran un declive moderado del 60,4 % para el periodo largo de 1991-2016 -con una evolución media interanual de menos el 2,5 %-, lo que le haría calificar como "Vulnerable" –Criterio A2b- con relación a la reducción de tamaño poblacional donde las causas de esta pérdida pudieron no haber cesado, no ser entendidas y conocidas, o no ser reversibles. Esta tendencia negativa ya había sido detectada previamente (González y Pérez-Aranda, 2011; Molina, 2018, 2021), mientras que se detecta que su tendencia más reciente tiende a la estabilidad –entre el periodo corto de 2000 a 2016-. La tendencia en el número de humedales donde aparece anualmente es negativa, con un descenso cercano al 30 % entre 1997 y 2016. Si bien, analizando la evolución de su abundancia exclusivamente en el periodo de esas tres generaciones poblaciones -de 1997 a 2016-, la especie presenta una tendencia negativa pero claramente menos pronunciada, con valores inferiores al 15 % de declive. Igualmente, se conoce con detalle la tendencia poblacional en dos de los humedales más importantes para su invernada: Doñana y marismas de Santoña, que en conjunto acogen más del 50 % de la población invernante estatal. En ambas zonas húmedas la especie muestra una tendencia en aumento para el periodo indicado, tanto en Santoña, respecto a los censos anuales de enero en este humedal (González *et al.*, 2020); como en Doñana, tomando de referencia los máximos por temporada de invierno (Equipo de Seguimiento de Procesos Naturales de la EBD, datos propios).

Tras analizar los datos disponibles sobre su tamaño y evolución poblacional, así como tras contrastar los cambios experimentados en cuanto a su área de distribución a lo largo de los años en España, se ha considerado que la especie no debería catalogarse en ninguna categoría de amenaza.



© Ferran Pestana (CC BY-SA 2.0)

A pesar de presentar una tendencia decreciente para el periodo de las tres generaciones, el nivel de disminución no alcanza el 30 % establecido por la UICN como mínimo, para su catalogación como amenazada -Criterio A-. Igualmente, su distribución es claramente amplia, y completa para el conjunto de España, quedando fuera de los rangos establecidos en el Criterio B sobre distribución geográfica. Con una población invernante que sigue superando los 10.000 ejemplares maduros, tampoco cumple rangos para pequeño tamaño de población y disminución conjunta -Criterio C-, población restringida -Criterio D- o probabilidad de extinción -Criterio E-.

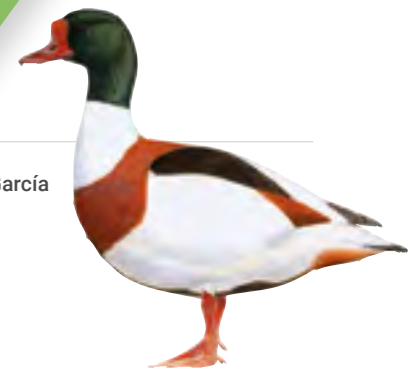
Sin embargo, por mantener una tendencia negativa, aun siendo menos rápida que en el pasado reciente, porque en periodos más amplios –de 1990 a 2016- pudiera cumplir el Criterio A, y por el hecho de presentar una tendencia global decreciente (Wetlands International, 2015; BirdLife International, 2017, 2021), se hace recomendable, por precaución, evaluar a la especie como "Casi Amenazada" a la espera de futuras evaluaciones en las que las poblaciones muestren tendencias estables o crecientes.

TARRO BLANCO

Tadorna tadorna

PREOCUPACIÓN MENOR (Invernante) LC

PREOCUPACIÓN MENOR (Reproductora) LC



Autor: **Roberto González García**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2019)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	NA	NT	LC/LC

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Muestra una distribución paleártica, desde el extremo noroeste de Europa -con poblaciones reproductoras en Islandia y la cuenca mediterránea-, hasta Asia central y noreste de China, -presentándose especialmente en el continente europeo, de forma muy fragmentada-. La especie se asocia sustancialmente a humedales costeros, estuarios y otros ambientes de aguas saladas, como lagunas de interior de carácter salino (del Hoyo *et al*., 1992; Carboneras y Kirwan, 2020). La tendencia poblacional de la especie es manifiestamente positiva, tanto en relación con su población global (BirdLife International, 2019) como a escala del continente europeo (BirdLife International, 2015).

La población reproductora en España parece presentar mayoritariamente un carácter sedentario (Calvo *et al*., 1987; Díaz *et al*., 1996). Durante la invernada aparecen efectivos de las poblaciones de Europa noroccidental, y de la del Mar Negro y el Mediterráneo (Wetlands International, 2006). La población invernante se ha considerado anteriormente común y tendente a reducir su concentración en humedales (Martí y del Moral, 2003; González y Pérez-Aranda, 2011). A pesar de ello, dos humedales, Doñana y delta del Ebro, concentraban más de la mitad del contingente invernante de España (González Pérez-Aranda, 2011). El promedio de la población invernante es de 6.705 ejemplares para un periodo

de 31 años entre 1986 y 2016, que es el correspondiente a las tres generaciones poblacionales -criterio utilizado por la UICN para evaluar las categorías de amenaza-, con un mínimo de 1.408 en 1998, y un máximo completamente extraordinario de 33.700 en 2011, año en el que se concentraron en Doñana cerca de 25.000 ejemplares invernantes. En este mismo periodo de 31 años la especie se ha citado en un total de 388 humedales, habiendo triplicado el promedio de humedales con presencia desde los años ochenta hasta la actualidad. El 90 % de la población invernante se concentraba en 27 humedales en el periodo de 1990 a 2009 (González y Pérez-Aranda, 2011), reduciendo su concentración con respecto a anteriores análisis (Martí y del Moral, 2003). Los valores absolutos de la invernada reflejan una tendencia creciente constante a lo largo del periodo de 1986 a 2016 -con una irrupción extraordinaria de 33.700 ejemplares en 2011-, habiendo triplicado en la década 2006-2016 la población media invernante respecto al periodo 1986-1996, manifestando un crecimiento significativo respecto a análisis previos (Martí y del Moral, 2003; González y Pérez-Aranda, 2011). Aunque se mantienen los mismos humedales entre los más importantes para su invernada, Doñana ha incrementado su importante papel para la conservación de la especie, pasando de concentrar un 25,7 % del total de la población invernante de España (González y Pérez-Aranda, 2011) a superar el 60 % en el conjunto del periodo de 1986 a 2016.

La población invernante estatal muestra uno de los incrementos más fuertes de todas las aves acuáticas, con valores del 352,9 % para el periodo largo de 1991 a 2016, el espacio temporal más coincidente a las tres generaciones -con una evolución media interanual positiva de 8,9 %-. Estas tendencias positivas ya habían sido detectadas con anterioridad (SEO/BirdLife, 2010; Molina, 2011; González y Pérez-Aranda, 2011; Herrando *et al*., 2011; Molina, 2012; Molina, 2018). Asimismo, en periodos cortos más recientes -de 2000 a 2016-, la tendencia de incremento fuerte se acrecienta, con un cambio del 600,2 % y una evolución media interanual de 14,4 %. En el periodo de las tres generaciones, de 1986 a 2016, la tendencia en el número de humedales donde aparece anualmente es positiva, con un promedio de 62 humedales con presencia de la especie.

Como ave reproductora su población se estimó para el año 2007 en 3.100 ejemplares maduros, con 1.195 ejemplares detectados de forma directa en 61 humedales, con las regiones hidrográficas del Guadiana y el Ebro como las más destacadas para su reproducción, al acoger aproximadamente el 40 % del total (Palomino, 2009). Estos valores superan con creces anteriores estimaciones (Martí y del Moral, 2003). Si bien, aunque sí se ha detectado un aumento de la población reproductora (Robledano *et al*., 1989; Robledano, 2004), el censo del año 2007 apuntaba que con toda probabilidad todos los ejemplares detectados no correspondían a individuos propiamente reproductores (Palomino, 2009). A pesar de ello, es patente el aumento de la población reproductora con respecto a esas estimas estatales anteriores, aunque debe apuntarse que no existe información sobre las tendencias anuales en época reproductora a escala estatal. Respecto a su distribución, parece haber mostrado un cambio positivo, pasando de 47 cuadrículas con reproducción segura en el periodo 1998-2002 (Martí y del Moral, 2003), a 82 en el periodo 2014-2018 (SEO/BirdLife, 2021).

A la vista de la información presentada sobre tamaño o evolución de la población para la invernada y la época reproductora, la especie no debería catalogarse en ninguna categoría de amenaza coincidiendo con



© KOO - Shutterstock

lo recogido por UICN para las poblaciones globales (BirdLife International, 2019) y europeas (BirdLife International, 2015). En el anterior *Libro Rojo de las Aves de España* (Madroño *et al*., 2004), fue calificada como "Casi Amenazada", ya que, aunque reconocía una incipiente expansión de la especie, asentaba su población reproductora en 125-150 parejas, repartidas por tan solo 30 localidades (Robledano, 2004). Actualmente, y desde hace más de una década, ambas cuestiones -población y distribución- han mejorado, razón por la cual -tras la estima poblacional correspondiente al año 2007- se recomendó reducir su calificación a "Preocupación Menor" (Palomino, 2009).

La población reproductora no cumple criterios para su catalogación en ninguna categoría de amenaza. Nada hace presuponer que presenta una disminución poblacional -Criterio A-, sino más bien todo lo contrario. Aunque difícil de cuantificar numéricamente, el incremente poblacional es un hecho evidente. Respecto a la distribución geográfica -Criterio B el tarro blanco no cumple con los rangos mínimos establecidos para catalogar como especie amenazada, ya que presenta un área ocupación mínima de 26.100 km², muy por encima del mínimo 2.000 km² establecido por la UICN para categorizar como amenazada, habiéndose corroborado su reproducción segura en al menos 82 cuadrículas, según el *III Atlas Aves Reproductoras en España* (SEO/BirdLife, 2021). Respecto al tamaño poblacional vinculado a su potencial disminución -Criterio C-, aunque se confirma que el número de individuos maduros está por debajo de los 10.000 ejemplares, la tendencia negativa es inexistente. Finalmente, con una estima de 3.100 ejemplares maduros en época reproductora -que, en el peor de los casos, improbable con toda seguridad, no bajaría de los 1.200 ejemplares- quedaría fuera de poder cumplir ninguno de los criterios establecidos en los Criterios D y E de la UICN. Por tanto, se recomienda calificar su población reproductora como de "Preocupación Menor".

Las tendencias de su población invernante resultan manifiestamente positivas tanto en el periodo largo -de 1990 a 2016-, el más cercano al criterio de las tres generaciones recomendado por la UICN, como en el periodo corto -de 2000 a 2016-, confirmando que la especie no cumple con la catalogación de amenazada por tendencia poblacional negativa -Criterios A y C-. Igualmente, la distribución de especie se ha extendido y sin duda se considera amplia para el conjunto de España, no cumpliendo los criterios de riesgo establecidos sobre distribución geográfica -Criterio B-. Finalmente, con una población invernante creciente y que supera los 6.000 ejemplares, tampoco cumple rangos para considerarse población pequeña o restringida -Criterio D- ni la existencia de una probabilidad de extinción -Criterio E-. En conclusión, la categoría de su población invernante debe considerarse de "Preocupación Menor".

TERRERA COMÚN

PREOCUPACIÓN MENOR
LC
LIBRO ROJO



Calandrella brachydactyla

Terrerola comuna; Calandriña común; Txoriandre arrunta; Calhandrinha-galucha; Greater Short-toed Lark; Alouette calandrelle

Autor: **Nicolás López-Jiménez**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2016)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	**LC**	**LC**	**NE**	**VU**	**LC**

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Tras analizar los datos disponibles sobre el tamaño poblacional y la evolución de la población de la terrera común, así como los cambios experimentados en cuanto a su área de distribución a lo largo de los años en España, se ha considerado que la especie no debería catalogarse como "Vulnerable", tal y como estaba en el anterior *Libro Rojo de las Aves de España* (de Juana y Suárez, 2004), ya que en la actualidad no cumple con los criterios de la UICN para estar en esta categoría de amenaza y, por tanto, debería ser incluida en la categoría de "Preocupación Menor".

No cumple el Criterio A, puesto que no se he registrado un decrecimiento en sus poblaciones, sino todo lo contrario, ya que de acuerdo con los datos proporcionados por el programa Sacre (SEO/BirdLife, 2019a), el porcentaje de cambio de la población desde 1998-2018, ha sido de un 33,4 % de aumento, considerando que actualmente su población está experimentando un incremento moderado, con una evolución media interanual -entre los años 1998 y 2018- del 1,6 -variable del 0,8 al 2,5-.

No cumple el Criterio B, puesto que el porcentaje de cambio de distribución entre los Atlas de Aves Reproductoras de España de 2002 (de Juana y Suárez, 2003) y 2018 (SEO/BirdLife, 2021) es de tan solo una reducción del 10 % de las cuadrículas ocupadas.

No cumple el Criterio C, puesto que no presenta un pequeño tamaño poblacional y además presenta un aumento significativo de la población, superando ampliamente los 10.000 ejemplares. De acuerdo con las últimas estimaciones (Carrascal y Palomino, 2008) y teniendo en cuenta la evolución positiva desde 1998 a 2018 (SEO/BirdLife, 2019a), la población podría rondar los 3,5 millones de individuos.

Tampoco cumpliría el Criterio D, puesto que se trata de una especie cuyas poblaciones no se encuentran restringidas a pequeños enclaves y además el número de individuos maduros supera con creces los 1.000 que se requieren para estar catalogada como “Vulnerable”.

No hay información para el Criterio E, pero nada hace sospechar que lo pudiera cumplir en el futuro.



© Agustín Povedano (CC BY-NC-SA 2.0)

CASI AMENAZADA
NT

TREPARRISCOS

Tichodroma muraria



Autores: **Paola Laiolo, María del Mar Delgado, José Vicente López-Bao y José Ramón Obeso**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2016)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	LC	LC	NE	NE	NT

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se ha realizado una evaluación de las categorías de amenaza para el treparriscos, utilizando los criterios de la Lista Roja de UICN, que se aplicaron al conjunto de la población reproductora española, analizándola como una unidad regional única.

Se han utilizado los datos del Atlas de Aves Reproductoras de 1998-2002 (Martí y del Moral, 2003) y de 2014-2018 (SEO/BirdLife, 2021) para estimar la evolución del área de ocupación en ese intervalo de tiempo. Se han utilizado también los resultados del estudio de Gabriel Hernando *et al.,* (2021) que proyectó el área de ocupación del treparriscos para el periodo 2041-2060 en un escenario de evolución climática tras un aumento bajo -RPC 2,6- y moderado -RPC 4,5- de emisiones de gases de efecto invernadero.

No se dispone de datos específicos sobre el tamaño de la población o su tendencia para esta especie, por lo que no se han podido evaluar los criterios relativos a variables de evolución poblacional.

Según el criterio de reducción de tamaño poblacional -Criterio A2c-, referida al área de ocupación, la especie no ha reducido su área de distribución entre 2002 y 2018, y no alcanza el nivel de reducción del 30 % estimado en tres generaciones o 10 años, que es el requerido para cumplir con los criterios de la categoría de"Vulnerable".

Para el periodo de 2040 a 2060, las áreas de ocupación proyectadas para el treparriscos serán más reducidas respecto a las actuales, pero tampoco en este caso la evolución negativa alcanzaría los umbrales de reducción



© Aabeele-Shutterstock

del 30 % en tres generaciones, aunque es importante tener en cuenta su restringida y fragmentada distribución como reproductor dentro del territorio peninsular, que se circunscribe únicamente a dos núcleos de las zonas montañosas del centro-oriental de la cordillera Cantábrica y del Pirineo central.

El conjunto del análisis sobre el estado de conservación de esta especie evidencia que:

Es necesario implementar programas de seguimiento específicos para la especie, con la finalidad de conseguir estimas de abundancia y calcular el declive de las poblaciones o subpoblaciones. Debido a algunas peculiaridades de estas aves de montaña, como la baja densidad o el complejo comportamiento social, los programas de seguimiento deberían diseñarse *ad hoc*.

Los datos actuales y las proyecciones apuntan a un declive del treparriscos. Si consideramos que la península ibérica representa el extremo más occidental -donde más peligro de retracción hay- de la distribución paleártica de esta especie, y que tiene una distribución naturalmente muy escasa y fragmentada, debería ser considerada como "Casi Amenazada". A esta categoría pertenecen las especies que no satisfacen los criterios de las categorías "Vulnerable", "En Peligro" o "En Peligro Crítico" de la Lista Roja elaborada por la UICN, aunque están cercanas a cumplirlos o se espera que así lo hagan en un futuro próximo.

El cambio climático y los cambios de hábitat asociados constituyen una clara amenaza, pero el hecho de que no tengan origen local dificulta la toma de decisiones en relación con las medidas de conservación y gestión que serían apropiadas para esta especie. Algunas medidas de protección durante la época de reproducción, como la regulación de cierto tipo de turismo y actividades recreativas en montaña -por ejemplo, la escalada deportiva-, podrían ser localmente beneficiosas. Sin embargo, no hay evidencia de efectos muy negativos del turismo sobre esta especie.

VENCEJO CAFRE

Apus caffer

CASI AMENAZADA
NT
LIBRO ROJO



Autor: **Jesús Pinilla**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2016)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	NT	NT	NE	VU	NT

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Después de revisar los datos disponibles para el vencejo cafre en España, se ha considerado que la especie no debería catalogarse como “Vulnerable”, pasando a ser incluida en la categoría de “Casi Amenazada”, por los siguientes criterios de la UICN:

No cumple el Criterio A, puesto que no se ha registrado un decrecimiento en sus poblaciones.

No cumple el Criterio B, puesto que, aunque cumple el Criterio B1 para la categoría de “Vulnerable” no cumple ninguna de las tres condiciones complementarias.

No cumple el Criterio C, puesto que aunque por el número de individuos maduros lo situaría en la categoría de “En Peligro” no cumple los criterios complementarios C1 o C2.

El Criterio D es el más complicado de aplicar, puesto que no hay estimas poblacionales precisas. Podría calificar para “En Peligro”. Sin embargo, una tendencia poblacional al alza, como apuntan los datos comparativos entre los Atlas de Aves Reproductoras de España de 2002 y 2018 (SEO/BirdLife, 2021) y otros registros, haría que estuviese poco justificado, como para incluirlo en alguna categoría de amenaza. Es por este motivo por el que cabría asignarle “Casi Amenazada” en lugar de “Preocupación Menor”.

No tenemos información para el Criterio E, pero nada hace sospechar que lo cumpla.



© Derek Keats(CC BY 2.0)

PREOCUPACIÓN MENOR (Invernante) LC LIBRO ROJO

PREOCUPACIÓN MENOR (Reproductora) LC LIBRO ROJO

ZAMPULLÍN CUELLINEGRO

Podiceps nigricollis



Autor: **Roberto González García**

ESTATUS DE CONSERVACIÓN					
LISTA ROJA MUNDIAL (2018)	LISTA ROJA EUROPA (2015)	LISTA ROJA EUROPA (2021)	LIBRO ROJO ESPAÑA (1992)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2004)	LIBRO ROJO ESPAÑA (2021)
LC	**LC**	**VU**	**R**	**NT**	**LC/LC**

JUSTIFICACIÓN CATEGORÍA Y CRITERIOS

Se distribuye por Europa, Asia, África y Norteamérica, con tres subespecies reconocidas, habiendo ampliado en el último siglo su distribución en el Paleártico hacía el norte y occidente (Cullen *et al*., 2020). En época reproductora muestra querencia por humedales eutróficos pequeños y someros (fundamental para la construcción de nidos flotantes), mientras que fuera de la reproducción puede ocupar costas y aguas abiertas, con preferencia por aguas saladas o salobres (Cullen *et al*., 2020). La subespecie presente en España es la nominal, que se distribuye por Asia y Europa (del Hoyo *et al*., 1992; Cullen *et al*., 2020), y cuya distribución se hace más irregular hacia el occidente. El estado de conservación de las poblaciones mundial y europea se consideran como de "Preocupación Menor" en ambos casos con tendencias desconocidas (BirdLife International, 2015; BirdLife International, 2018).

La población reproductora en España parece presentarse de forma dispersa e irregular (Llimona *et al*., 2003) con mayor abundancia en el tercio sur peninsular (Palomino, 2009). El número de parejas reproductoras estimado en los diferentes atlas de aves nidificantes, así como censos estatales, oscila entre un mínimo de 300 y las 3.100 de máximo (Purroy, 1997; Martí y del Moral, 2003a; Palomino, 2009). Los datos de anillamiento y



© Rob Christiaans - Shutterstock

recuperaciones registrados en España confirman la conexión migratoria entre los humedales españoles y los humedales centroeuropeos, de Europa nororiental, incluido Rusia, y del norte de África (SEO/BirdLife, 2012). Durante la invernada, el contingente poblacional se ha considerado común y ha pasado de concentrado a disperso, aunque el 90 % de la población invernante seguía concentrándose en menos de medio centenar de localidades (Martí y del Moral, 2003b; González y Pérez-Aranda, 2011), especialmente en humedales más próximos a la costa (Amat *et al*., 2012).

La población invernante presenta un promedio de 6.346 ejemplares para el periodo de 22 años entre 1995-2016, que es el correspondiente a las tres generaciones poblacionales (criterio utilizado por la UICN para evaluar las categorías de amenaza), con un mínimo de 2.402 en 1997, y un máximo de 11.612 en 2011, con dos inviernos que han superado los 10.000 ejemplares invernantes (2011 y 2016). En este mismo periodo de 22 años la especie se ha citado en un total de 469 localidades, habiendo pasado de un promedio de 85 localidades en la primera mitad del periodo 1995-2016 a 97 en la segunda mitad. El 90 % de la población invernante se concentraba en 19 humedales en el periodo 1990-2001 (Martí y del Moral, 2003b), 27 humedales en el periodo 1990-2009 (González y Pérez-Aranda, 2011) y 59 humedales en el periodo de 1995-2016 ahora analizado. Los valores absolutos de la invernada reflejan una tendencia creciente constante a lo largo del periodo 1995-2016, habiendo aumentado casi un 20 % el promedio invernante entre la primera y la segunda mitad del periodo 1995-2016, y superando promedios presentados en análisis previos (Martí y del Moral, 2003; González y Pérez-Aranda, 2011). Doñana se sitúa como el humedal más importante para la invernada de la especie acogiendo aproximadamente un cuarto de la población estatal en el conjunto del periodo 1995-2016. La tendencia poblacional invernante muestra una evolución media interanual positiva del 3,3 % para el periodo largo de 1991-2016 (el periodo más coincidente a las tres generaciones), que se traduce en un incremento moderado, mientras que tiende a la estabilidad en periodos más cortos (2000-2016). Tendencias positivas que ya se vienen detectando con anterioridad para diferentes periodos temporales (Molina, 2011; González y Pérez-Aranda, 2011; Molina, 2019). Igualmente, en el periodo 1995-2016 la tendencia en el número de humedales donde aparece anualmente la especie es positiva.

La última estima de la población reproductora estatal corresponde al año 2007, cuando se cifró un promedio reproductor de 4.100 ejemplares maduros -mínimo de 3.400 y máximo de 6.200- tras detectar de forma directa 3.437 aves en 42 humedales, y destacando las regiones

hidrográficas de las cuencas Andaluzas y el Guadiana al acoger en conjunto el 90 % del total reproductor, con una enorme concentración en Doñana (Palomino, 2009). La variabilidad de las condiciones hidrológicas conlleva a drásticas fluctuaciones que hacen difícil establecer tendencias claras en el contexto nacional, aunque se descarta un declive poblacional a medio plazo (Llimona *et al*., 2004; Palomino, 2009).

Con la información disponible sobre tamaño y evolución de la población, tanto en la invernada como en la época reproductora, no debería catalogarse en ninguna categoría de amenaza, coincidiendo con lo recogido por la UICN para las poblaciones globales (BirdLife International, 2018) y europeas (BirdLife International, 2015). En el anterior *Libro Rojo de las Aves de España* (Madroño *et al*., 2004), el estado de conservación de la especie fue calificado como "Casi Amenazado", al apuntar que la población se situaba en menos de 100 parejas entre 1991-1995 y en 300-750 parejas entre 1996-2001 (Llimona *et al*., 2004). Sin embargo, estimas posteriores sobre la población reproductora, como se han expuesto aquí, sitúan a la población muy por encima de aquellas cifras. Esto, unido a que no presenta disminuciones poblacionales, hizo que, tras la estima poblacional correspondiente al año 2007, se recomendara reducir su calificación a "Preocuapción Menor" (Palomino, 2009).

La población reproductora no cumple criterios para su catalogación en ninguna categoría de amenaza. No existen evidencias de una disminución poblacional (Criterio A y C), y las estimas disponibles, aunque muy distanciadas temporalmente, parecen indicar incrementos en los valores totales, aunque difícil de cuantificar tendencialmente. Respecto a la distribución geográfica (Criterio B) no cumple con los rangos mínimos establecidos para catalogar como amenazada, ya que presenta un área ocupación mínima de 16.600 km², muy por encima del mínimo 2.000 km² establecido por la UICN para categorizar como amenazada, y se ha corroborado un aumento del 71 % en el número de cuadrículas en el que se ha detectado en el nuevo *Atlas de las Aves en Época Reproductora 2014-2018* respecto del anterior de 1998-2002, así como reproducción segura en al menos 46 cuadrículas (SEO/BirdLife, 2021). Finalmente, con la estima de 4.100 ejemplares reproductores de promedio, muy por encima del mínimo de 1.000 individuos maduros que es el establecido para cumplir criterios de amenaza según Criterio D, y sin posibilidad de cumplir con el Criterio E de la UICN, se recomienda calificar su población reproductora como "Preocupación Menor".

En relación con la población invernante, las tendencias resultan positivas en el periodo largo (1990-2016), el más cercano al criterio de las tres generaciones recomendado por la UICN, y estables en el periodo corto (2000-2016), lo que confirma que la especie no cumple con la catalogación de amenazada por los criterios que se refieren al presentar una tendencia poblacional negativa (Criterios A y C). Asimismo, el número de localidades con censo positivo en invierno ha ido en aumento, y la concentración del 90 % de la población invernante se ha reducido, no cumpliendo tampoco con el criterio de riesgo establecido sobre distribución geográfica (Criterio B). Con una población invernante creciente y que supera los 6.000 ejemplares, tampoco cumple los rangos para considerarse población pequeña o restringida (Criterio D) ni la existencia de una probabilidad de extinción (Criterio E). En definitiva, la categoría de su población invernante debe considerarse de "Preocupación Menor".

Taxones

EXTINTOS EN ESPAÑA Y TAXONES DE PRESENCIA NO PROBADA

Autores: Miguel Rouco (textos del ibis eremita y del torillo andaluz de Jorge Fernández Orueta)

INTRODUCCIÓN

La UICN establece tres categorías de amenaza para definir taxones desaparecidos: "Extinto", "Extinto en Estado Silvestre" y "Regionalmente Extinto".

Con la primera categoría, la de "Extinto" (EX), se designa a aquellas especies o taxones de los que no queda ninguna duda razonable de que el último individuo existente en el mundo ha muerto. Es un término categórico cuya concesión implica que se han realizado búsquedas exhaustivas en los hábitats conocidos o potenciales del taxón, en su completa área histórica de distribución, en todos los momentos de posible presencia y durante un período de tiempo apropiado a sus características ecológicas. No es posible establecer reglas generales en cuanto al esfuerzo de prospección requerido, ni en cuanto al intervalo temporal que ha de pasar desde la última observación del taxón y el momento en que se declara extinto.

La segunda categoría, la de "Extinto en Estado Silvestre" (EW), se aplica a los taxones que estarían extintos si no fuera porque aún sobreviven algunos individuos en cautividad o como poblaciones instaladas artificialmente fuera de su área de distribución original.

La tercera categoría, la de "Regionalmente Extinto" (RE), se refiere a los taxones cuya población regular ha desaparecido por completo de una región previamente definida, pero que sin embargo aún subsisten en otras regiones. En esta última categoría es posible, en ocasiones, evaluar por separado poblaciones reproductoras y no reproductoras.

En este capítulo se tratan 12 taxones que estuvieron presentes en España hasta algún momento de los últimos 500 años y que hoy se consideran desaparecidos. De ellos, cuatro están catalogados como "Extinto" (EX), y siete como "Regionalmente Extinto" (RE). En uno de estos últimos —grulla común— se clasifica de esta forma solo a su población reproductora, ya que su población visitante, en invierno y época de migración, es aún patente. Por el contrario, en otros dos —ánsar campestre y zarapito fino— se alude a su población visitante, ya que no se establecieron como reproductores. Además, cabe advertir que varios de los taxones clasificados así, como RE, todavía se citan esporádicamente en España, pero siempre en el contexto de individuos accidentales, raros o errantes, que no forman parte de una población evaluable y que por lo tanto no han de ser tenidos en cuenta para la determinación de la categoría de amenaza. Finalmente, hay una especie —grévol común— que, por sus costumbres recatadas y ocupar un hábitat de difícil prospección, no se descarta que pudiera mantener algún resto vestigial de su antigua población, lo cual se señala con un interrogante a continuación del símbolo de su categoría (RE?).

En un último apartado, que lleva por título 'Taxones de presencia no probada en España', se detallan tres especies de aves que con demasiada frecuencia han sido reputadas como desaparecidas de España, sin que en realidad existan evidencias suficientemente sólidas para afirmar que alguna vez hayan estado presentes, al menos en el período histórico de los últimos cinco siglos.



TAXONES EXTINTOS EN ESPAÑA

■ Ánsar campestre (*Anser fabalis*).
RE: población visitante

El ánsar campestre debió tener antaño una población invernante muy numerosa en España —en especial en su mitad norte—, perteneciente a la subespecie *rossicus* que cría en la tundra europea y del noroeste de Siberia. A mediados de los años 60 del pasado siglo, ya desecada la laguna de La Nava –Palencia- donde llegó a albergar una gran cantidad de estas aves, sus efectivos se concentraban en la cuenca del Duero, con posibles núcleos menores en el Bajo Aragón y norte de Toledo (1). A partir de entonces su población quedaría básicamente circunscrita a la provincia de Zamora, con el núcleo de mayor importancia establecido, primero en las lagunas de Villafáfila y después en el embalse de Ricobayo. Este último se estima que albergó unos 6.000 ejemplares en el invierno de 1968-69, cifra que se había reducido a la mitad en enero de 1982, y que siguió disminuyendo de forma progresiva y constante a lo largo de esa década. En enero de 1991, el bando de aves invernantes había mermado a 157 individuos (2), y fueron solo siete los que acudieron en el invierno de 2000-2001, última temporada en la que se registró invernando en el embalse y en España (3).

En 2006, la especie pasó a ser considerada como rareza en España por el Comité de Rarezas de SEO/BirdLife, contabilizándose desde entonces solamente algunos individuos errantes ocasionales, que llegan por norma general infiltrados en los bandos de ánsares comunes *(Anser anser)* (4).

La causa de la desaparición de la población invernante de ánsar campestre en España se estima que fue la habituación de la especie a invernar en otras zonas más próximas a su área de reproducción, lo cual habría permitido una reducción en la amplitud de sus desplazamientos migratorios, con el consiguiente ahorro de consumo energético para las aves (3).

- 1- Bernis, F. 1964. *La invernada y migración de nuestros ánsares (Anser anser y Anser fabalis).* Ardeola, 9: 67-109.
- 4- De Juana, E. y E. García. 2015. *The birds of the Iberian Peninsula*. Cristopher Helm. Londres.
- 2- Rodríguez, M. y J. Palacios. 1991. *El ánsar campestre y el ánsar común en Castilla y León*. Monografías de la Red de Espacios Naturales de Castilla y León. Red de Espacios Naturales. Valladolid.

- 3- Rodríguez, M. y J. Palacios. 2005. *Ánsar campestre de la tundra (Anser fabalis rossicus)*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds). *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad - SEO/BirdLife. Madrid.

Grévol común (*Tetrastes bonasia*). RE?

La presencia pasada del grévol en los Pirineos es un hecho sobradamente aceptado en la actualidad, del que existen diversas referencias escritas desde finales del siglo XVIII. De ellas, una de las más antiguas es una encuesta sobre aspectos geográficos y faunísticos, cuyos documentos se conservan en la Biblioteca del Palacio Real de Madrid, que fue realizada entre 1788 y 1790 por el funcionario Francisco de Zamora en diversas poblaciones de Cataluña. En las respuestas obtenidas se menciona un ave cinegética que habitaba en el valle de Arán y era denominada '*gariola*' por los lugareños (1), nombre vernáculo que aún se recuerda hoy en día en esa comarca asociado a la especie. Más adelante la citan otros autores como Philippe (1873), Lacroix (1875), Saunders (1884 y 1897) y Chapman y Buck (1910), pero además existen ejemplares naturalizados de origen local en diversos museos del sur de Francia -Luchon, Toulouse, Bayonne- recolectados entre 1870 y 1918 (2).

Tras varias décadas sin noticias de la especie, sorprendentemente, a partir de 1960 volvieron a recogerse algunos registros orales intermitentes y muy espaciados sobre su presencia, los cuales culminaron con el hallazgo en 1992, de una pluma rectriz perteneciente a un macho de la especie en la localidad francesa de Couledoux –en los Pirineos Centrales-, a pocos kilómetros de la frontera española. Este hecho apunta a la posibilidad de que hubiera existido una población relicta en la zona, de la que pudieron subsistir algunos ejemplares hasta tiempos recientes (2).

La desaparición o, en todo caso, extrema rarificación de la especie en los Pirineos se ha atribuido al aumento de la presión demográfica durante finales del siglo XIX y principios del XX, con los consiguientes cambios en el uso de las masas forestales -roturación, pastoreo, carboneo, etc.-, lo cual desencadenó una reducción en la extensión de estas masas forestales y una progresiva disminución de su cobertura arbustiva (3).

Dado que actualmente hay amplias zonas de la cordillera donde el bosque se ha regenerado y vuelve a cumplir los requisitos de hábitat exigidos por esta especie, en los últimos años se han realizado sueltas de ejemplares en la comarca del valle de Arán, enmarcadas en un programa oficial de reintroducción de la especie.

- 2- Catusse, M., T. Mothe y E. Menon. 1992. *La Gélinotte des bois (Bonasa bonasia) existe dans les Pyrénées*. Alauda, 60(3): 128-133.

- 3- Conselh Generau d'Aran. *Proyecto de reintroducción del grévol* (Bonasa bonasia) *en el valle de Arán (Pirineos centrales)*. Extraído el dos de mayo de 2021 http://www.gallipyr.eu/documents/REINTRODUCTION%20GELINOTTE%20DES%20BOIS%20-%20ESP.pdf

- 1- Maluquer, J. 1992. *Notícia de la fauna de Catalunya i d'Andorra al final del segle XVIII*. Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural, 60 (Sec. Zool., 9): 5-21.

Ibis eremita (*Geronticus eremita*). RE

Originalmente de distribución circunmediterránea, existen sólidas evidencias históricas de la presencia de esta especie en varios países del arco alpino, y así mismo se ha encontrado en yacimientos paleontológicos de la península Ibérica (1).

En España, aunque algunos grabados rupestres y mosaicos romanos albergan figuras que podrían representar a estas aves, el indicio histórico más consistente del que se dispone es una traducción de la obra *Naturalis Historia,* de Plinio el Viejo, realizada por Francisco Hernández de Córdoba en el siglo XVI. En ella aparece un comentario del traductor, complementario al texto original, en el que especifica que las aves denominadas "*Phalakrokorax"* en aquella obra serían las conocidas en España como "cuervos calvos". Más adelante identifica a estos cuervos calvos con los dibujos atribuidos a los ibis eremitas que ilustran los tratados de Belon -*L›Histoire de la nature des oyseaux*..., 1555- y Gesner -*Icones avium omnium*..., 1560-. Con el mismo nombre de "cuervo calvo" existen, además, abundantes referencias en los libros españoles de cetrería de los siglos XIV al XVII, en las que se alude a su condición de presa habitual de los halcones y se mencionan características que sugieren que se referían a dicha especie (1).

Se piensa que la desaparición del ibis eremita de Europa ocurrió en el siglo XVII. Aunque en el siglo XX todavía persistían en Marruecos, Argelia, Turquía y Siria; en la actualidad la única población totalmente silvestre y autosuficiente es la de Marruecos, que está repartida en dos núcleos de colonias ligadas al litoral (2).

Su desaparición en España se ha relacionado con la presión humana. También, se ha considerado que el abandono de tierras durante la Edad Media —debido al despoblamiento en épocas de guerras y epidemias— y determinados cambios climáticos, podrían haber contribuido a ella, pero estos factores no parecen suficientes por sí solos para explicarla.

En el año 2004 comenzó un programa de reintroducción para intentar crear una población sedentaria de ibis eremitas en la provincia de Cádiz, que dio lugar al asentamiento de varios núcleos de cría. Hoy en día, tras ir progresivamente mejorando sus parámetros reproductivos, se contabilizan 21 parejas nidificantes, y ya han nacido algunas generaciones de aves en estado silvestre. Sin embargo, debido a la tasa de mortalidad que soportan, aún es preciso liberar aves jóvenes cada año procedentes de la cría en cautividad, por lo que la población no puede considerarse autosuficiente (3, 4).

- 3- Aguilera, E., J. López Vázquez, M.A. Quevedo Muñoz y I. Sánchez García. 2012. *Programa de reintroducción del ibis eremita (Geronticus eremita) en Andalucía*. Junta de Andalucía, Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente, Dirección General de Gestión del Medio Natural Extraído el 29 de abril de 2021 https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/conservacion-de-especies/resumen_prog_reintroducc_ibis_eremita_tcm30-201192.pdf

- 2- Böhm, C., C.G. Bowden, P.J. Seddon, T. Hatipoglu, W. Oubrou, M. EL Bekkay, M.A. Quevedo, J. Fritz, C. Yeniyurt, J.M. López, J. Fernández-Orueta, D. Frigerio y M. Nsöld. 2020. *The northern bald ibis Geronticus eremita: history, current status and future perspectives*. Oryx, 1-13. doi:10.1017/S0030605320000198.

- 4- Junta de Andalucía y Zoo botánico de Jerez. 2019. *Proyecto eremita. Summary 2019*. Extraído el 14 de mayo de 2021 https://www.forschen-handeln-erhalten.de/wp-content/uploads/2020/05/ProyectoEremita_SUMMARY_2019.pdf

- 1- Sánchez, I. 2006. *Evidence of the historic presence of the Northern Bald Ibis (Geronticus eremita) in Spain*. In: Boehm, C., C.G.R. Bowden, M. Jordan et C, King (Eds) *Northern Bald Ibis Conservation and Reintroduction workshop*. 2nd IAGNBI Meeting, Vejer, Spain, September 2006, pp. 105–110. RSPB. Sandy.

Grulla damisela (*Grus virgo*). RE

Existen abundantes referencias de la presencia de esta especie en la literatura e iconografía histórica española. La primera de ellas es una miniatura insertada en el Códice Príncipe de las *Cántigas de Santa María* (1252-1284) que ilustra con extraordinario realismo tres grullas damiselas posadas sobre un campo florido (1). Esta y otras ilustraciones o alusiones escritas posteriores, incluyendo entradas del vocablo con el que se las conocía —"zaida"— en antiguos repertorios de la lengua castellana, permiten deducir que se trataba de un ave usual en España, y que incluso se mantuvo en cautividad, para divertimento de sus poseedores por su facilidad para improntarse e imitar los movimientos de las personas al tratar de emparejarse (1). Además, hay abundantes registros subfósiles desde el año 3600 a. de C. hasta el siglo XII, que demostrarían su amplia distribución pasada y su preferencia por los humedales enclavados en hábitats subestépicos (1, 2).

En épocas más recientes, constan citas de sendos ejemplares capturados en Mallorca, en 1780 y 1782, que fueron enviados a Madrid, disecado el primero y vivo el segundo (3). Testimonios posteriores son los de Saunders (1871, 1876-77), Irby (1875) y Chapman y Buck (1893), que escriben sobre la presencia de la especie en las marismas del Guadalquivir y en otros humedales andaluces durante la época de paso —de abril a primeros de mayo, y de nuevo en agosto— o en invierno, aludiendo también a su probable cría en la zona (1, 2). En esa época se capturan algunos ejemplares, como los dos recolectados por Saunders para el Museo Británico (4), aunque no se obtienen pruebas sólidas sobre su reproducción. Posteriormente, J. A. Valverde, en una entrada de la *Gran Enciclopedia Extremeña* (1992), referencia que el montero Antonio Covarsí había capturado en 1923-24, cerca de Badajoz, dos pollos de una especie a la que denominaba "rugidera", cuya descripción encajaría con la de la grulla damisela, uno de los cuales mantuvo domesticado hasta 1937 (1). Por otra parte, la existencia de pequeños núcleos reproductores aislados en el Magreb -en Túnez, Argelia y Marruecos- extinguidos a lo largo del siglo XX (2, 5), parecen apoyar la tesis de que también hubiera criado en España hasta tiempos no muy lejanos.

Los motivos exactos de su desaparición en España no son completamente conocidos, pero se cree que la presión humana sobre ella y, en especial, la captura directa de ejemplares para destinarlos a colecciones de museos o aviarios, podría haber jugado un papel importante (6).

El Comité de Rarezas de SEO/BirdLife ha homologado observaciones recientes de grulla damisela en España,

aunque por el momento no se descarta que se trate de aves escapadas de cautividad, por lo que las mantiene en la Categoría D, es decir, de origen desconocido) (7).

- 3- Barceló, F. 1866. *Catálogo metódico de las aves observadas en las islas Baleares*. Revista de los Progresos de la ciencia. T 15 nº 1. Madrid.

- 2- De Juana, E. 2006. *Aves raras de España: un catálogo de las especies de presentación ocasional*. Lynx Edicions. Barcelona.

- 6- Jiménez, J. y A. Reig-Ferrer. 2015. *Tocando de oído: la intrigante y misteriosa Grulla balear*. In: Oliver, J et A. Alemany. 2015. *Llibre verd de protección d'espècies a les Balears*. Monografies de la Societat d'Història Natural de les Balears, 20: 597-606.

- 5- Johnsgard, P. 1983. *Cranes of the World*. Indiana University Press, Bloomington, Indiana.

- 1- Reig-Ferrer, A. y J. Jiménez. 2015. *Sobre el topónimo 'Zaida' y la presencia de la grulla damisela (Anthropoides virgo) en España*. Argutorio, 33: 77-84.

- 7- Rouco, M., J.L., Copete, E. De Juana, M. Gil-Velasco, J.A. Lorenzo, M. Martín, B. Milá, B. Molina et D.M. Santos. 2019. *Lista de las aves de España. Edición de 2019*. SEO/BirdLife. Madrid.

- 4- Sharpe, R.B. 1894. *Catalogue of the birds in the British Museum*. Vol. 23. British Museum. Londres.

■ Grulla común (*Grus grus*). RE: población reproductora

España recibe un importante contingente de grullas comunes durante el invierno, albergando en esta época al 60 % de la población occidental de la especie -más de 266.000 aves en diciembre de 2018- (1).

Entre finales del siglo XIX y mediados del XX hubo además tres núcleos de cría: las marismas de Doñana -Huelva-, la laguna La Janda -Cádiz-, y la laguna de La Nava -Palencia- (2). En Doñana relata H. Saunders que en 1871 había un número de nidos considerable (3), pero A. Chapman y W. J. Buck ya no ven ninguno en los años previos a 1893 (4). En La Janda llegaron a criar hasta 30 o 40 parejas antes de 1895, según H. Irby, repartidas en un área muy amplia (5); posteriormente su población se redujo, aunque W. Verner encontró tres nidos en 1906, publicando la fotografía de uno de ellos en su libro *My life among the wild*



birds in Spain (1909) (6), y al parecer algunos ejemplares siguieron anidando hasta 1954 (7). En La Nava debieron de criar hasta finales del siglo XIX (7).

Entre las causas que llevaron a que la grulla común dejara de reproducirse en España se ha postulado que podría haber tenido gran incidencia la presión humana sobre sus lugares de nidificación y la recolección de sus huevos (8).

- 7- Bernis, F. 1966-67, 1970-71. *Aves migradoras ibéricas*. Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- 4- Chapman, A y W.J. Buck. 1893. *Wild Spain*. Gurney & Jackson. Londres.
- 2- De Juana, E. y E. García. 2015. *The birds of the Iberian Peninsula*. Cristopher Helm. Londres.
- 5- Irby, H. 1895. *The ornithology of the Strait of Gibraltar*. R. H. Porter. Londres.
- 8- Jiménez, J. y A. Reig-Ferrer. 2015. *Tocando de oído: la intrigante y misteriosa Grulla balear*. In: Oliver, J. y A. Alemany. 2015. *Llibre verd de protección d'espècies a les Balears*. Monografies de la Societat d'Història Natural de les Balears, 20: 597-606.
- 1- Román, J.A. 2019. *La grulla común en España, población invernante en 2018-2019 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.
- 3- Saunders, H. 1871. *A list of the birds of Southern Spain*. Ibis, I (Third Series): 54-68; 205-225; 384-402.
- 6-Verner, W. 1909. *My life among the wild birds in Spain*. John Bale, sons & Danielsson, Ltd. Londres.

Torillo andaluz (*Turnix sylvaticus*). RE

En la actualidad el torillo andaluz se reparte ampliamente por las regiones zoogeográficas etiópica y oriental. No obstante, en el Paleártico mantiene solo una reducida población en la costa atlántica marroquí y otra en el noreste de Argelia, de magnitud desconocida. En esta región paleártica habita la subespecie nominal, bien diferenciada de otras subespecies por tamaño y coloración (1).

Hacia mediados del siglo XIX, dicho taxón ocupaba aún amplias zonas del Mediterráneo occidental, en el suroeste de la península Ibérica y la isla de Sicilia, y también el norte de África, donde se distribuía a lo largo de las costas de Túnez, Argelia y Marruecos. Sin embargo, durante el siglo XX sus efectivos sufrieron una dramática reducción, desapareciendo de Sicilia antes de 1920, de Portugal hacia 1940 y de Túnez en los 80 (1).

Su distribución en España se mantuvo restringida a Andalucía, y la última captura -de tres ejemplares- tuvo lugar en el área de Doñana en 1981 (2), aunque existen algunos registros posteriores sin documentar en las provincias de Cádiz y Huelva que podrían indicar la presencia de la especie hasta la década de los años 90 del pasado siglo (1).

La extinción del torillo andaluz en España fue consecuencia de la sustitución de las zonas de matorral mediterráneo y de agricultura tradicional, en el área geográfica donde disfrutaba de una mayor densidad, por otros ambientes urbanos derivados del desarrollo de la industria turística, así como por plantaciones forestales y cultivos intensivos de regadío. Posteriormente, los últimos ejemplares que quedaron arrinconados en el área de Doñana y alrededores, empujados por la pérdida de hábitat, debieron terminar exterminados por la caza (2).



Hoy en día, la única población bien conocida de este taxón subsiste en una pequeña zona agrícola de la costa atlántica de Marruecos, en la región de Doukkala-Abda, donde las aves se adaptan a la rápida rotación de los cultivos. Su supervivencia depende del mantenimiento de estas prácticas agrícolas tradicionales, y debe ser abordada con un enfoque multidisciplinar que combine la biología de la conservación con la agronomía y las ciencias sociales (2). En Argelia, una cita de dos ejemplares —uno de ellos abatido— ha sido documentada por cazadores en 2019. El hallazgo, que se produjo en una localidad interior de la provincia de Kenchela -en el nordeste del país- supone la persistencia de otra población de la especie, aún por analizar (3).

- 3- Birdguides. 2020. *Bird news, Western Palearctic*. Birdwatch, 331: 20.

- 1- Gutiérrez-Expósito, C., J.L. Copete, P.-A. Crochet, A. Qninba et H. Garrido. 2011. *History, status and distribution of Andalusian Buttonquail in the WP*. Dutch Birding, 33: 75-93.

- 2- Gutiérrez-Expósito, C. 2020. *Biology and Conservation of the Andalusian Buttonquail* (*Turnix sylvaticus sylvaticus*, *Desf. 1789*). PhD Thesis. Universidad Pablo de Olavide. Sevilla - Estación Biológica de Doñana (CSIC).

Ostrero negro canario (*Haematopus meadewaldo*i). EX

Ave limícola endémica de Canarias, actualmente extinta, que habitaba las costas arenosas y pedregosas de las islas orientales (1). Su primera mención escrita hace alusión a un ejemplar cazado por S. Berthelot en la isla de La Graciosa en 1820. Más adelante, durante la segunda mitad del siglo XIX y principios del XX, diversos ornitólogos europeos –como C. Bolle, E. Meade-Waldo, H. Dresser, E. Hartert, J. Polatzek, R. Von Thanner, D. Bannerman, etc.- continuaron con el estudio de la especie y redactaron nuevas reseñas sobre ella, gracias a las cuales se puede esbozar su pasada distribución: islas del archipiélago Chinijo, costa oeste de Lanzarote, isla de Lobos, litoral occidental de Fuerteventura y península de Jandía; aunque quizá también de manera ocasional en Tenerife (2).

Lamentablemente, la mayoría —si no todas— de estas visitas científicas tenían un afán recolector. Hoy existen referencias por escrito de 12 individuos abatidos entre 1829 y 1913; las pieles de ocho de ellos se conservan en museos de Inglaterra y Alemania -tres en Tring, dos en Manchester, uno en Liverpool y dos en Bonn-. También en Alemania se encuentra el único huevo conocido -museo de Dresden- (2).

El último ejemplar del que se tiene constancia segura fue el abatido por D. Bannerman en la isla de La Graciosa,

el 3 de junio de 1913, aunque por testimonios de pescadores locales se cree que la especie pudo haber estado presente hasta la década de los años 40 del siglo pasado. La causa que se baraja como más trascendente para su extinción fue la progresiva rarificación de lapas y mejillones de los que se alimentaba -debido a la actividad humana-, si bien la introducción de ratas, gatos y perros también pudo tener cierta influencia, así como el coleccionismo científico que seguramente atestó la puntilla definitiva para la desaparición de la especie (2).

La situación taxonómica del ostrero negro canario ha sido controvertida y sigue en discusión hoy en día. Aunque en los últimos años ha existido un consenso amplio sobre su consideración como especie monotípica, recientes estudios genéticos sugieren que en realidad podría ser una forma melánica o una subespecie del ostrero común *(Haematopus ostralegus)* (3).

- 1- Martín, A. y J.A. Lorenzo. 2001. *Aves del archipiélago canario*. Francisco Lemus Editor. La Laguna.

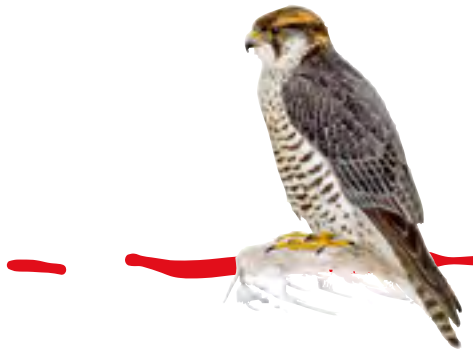
- 2- Valledor De Lozoya, A. 2013. *Ostrero canario. Historia y biología de la primera especie de la fauna española extinguida por el hombre*. Organismo autónomo de parques nacionales.

- 3- Senfeld, T., T.J. Shannon, H. Van Grouw, D.M. Pajimans, E. Tavares, A.J. Baker, A.C. Lees et J.M. Collinson. 2020. *Taxonomic status of the extinct Canary Islands Oystercatcher Haematopus meadewaldoi.* Ibis, 162: 3.

Zarapito fino (*Numenius tenuirostris*).
RE: población visitante

Especie migratoria de larga distancia que se desplazaba en un amplio frente entre sus cuarteles de cría siberianos, y sus zonas de invernada del norte de África y Oriente Medio (1). Hoy se sospecha que puede estar extinto globalmente, dado que su último registro verificado se obtuvo en Hungría en abril de 2001 (2).

En el pasado debió ser escaso pero regular en España en época de paso y en invierno, tal como lo consideran diversos autores de la segunda mitad del siglo XIX y principios del XX. Así, lo citan Ríos Naceyro (1850), en la ría de Arosa; Saunders (1871), en Gallocanta; Arévalo Baca (1887), en Fuentedepiedra, río Guadalhorce y albufera de Valencia; y Chapman y Buck (1910), en Doñana (1). Además, se conservan algunos ejemplares naturalizados que constituyen una prueba sólida de su presencia. Al menos hay uno en Menorca, de finales del XIX o primeros años del XX, que tiene origen local y que está expuesto en el Gabinete de Historia Natural del Ateneo de Mahón (J. Quintana, com. pers.); otro en Málaga –en el Museo de Historia Natural Antonio Acosta del IES Nª. Sª. de la Victoria-, inventariado en 1874 (3); y otros dos en el Great North Museum Hancock –de Newcastle, Reino Unido—), que fueron abatidos en 1898 en Doñana y son los que aparecen fotografiados en el libro de Chapman y Buck *La España inexplorada* (1910) (4). También se custodia un ave en el Museo Nacional de Ciencias Naturales, en Madrid, aunque de fecha y procedencia desconocidas (J. Barreiro, com. pers.).



Existen citas mucho más recientes, entre los años 60 y principios de los 90 del siglo XX, al menos en Doñana, Costa Brava, Lanzarote, Mallorca y Trafalgar, pero ninguna de ellas ha dejado testimonios gráficos ni ha podido ser homologada por el Comité de Rarezas de SEO/BirdLife (1).

Las causas del declive y posible desaparición del zarapito fino no son bien conocidas, puesto que quedan importantes lagunas de conocimiento respecto a su biología. Se ha propuesto que la destrucción del hábitat en su área de reproducción —supuestamente las estepas del sur de Rusia y norte de Kazajistán—, donde hay amplias zonas que sufren sobrepastoreo o han sido drenadas y transformadas en terrenos agrícolas, así como la caza excesiva en sus lugares de paso e invernada, podrían haber sido los factores desencadenantes de esta dramática situación (5).

- 4- Chapman, A. y W.J. Buck. 1910. *Unexplored Spain*. Edward Arnold. Londres.

- 2- Crockford, N. 2009. *Can you help find the Slender-billed Curlew?* Wader Study Group Bulletin, 116(1): 62-64.

- 1- De Juana, E. 2006. *Aves raras de España: un catálogo de las especies de presentación ocasional*. Lynx Edicions. Barcelona.

- 5- Gallo-Orsi, U. y G.C. Boere. 2001. *The Slender-billed Curlew Numenius tenuirostris: Threats and conservation*. Acta ornithologica, 36(1): 73-77.

- 3- Garrido, M. 2014. *Creación y enriquecimiento de los Gabinetes de Ciencias del Instituto Provincial de Málaga (1849-2013), España*. Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat. Secc. Aula, Museos y Colecciones, 1: 33-45.

Halcón borní (*Falco biarmicus*). RE

Los antiguos tratados españoles de cetrería de la baja Edad Media y Edad Moderna describen con detalle dos variedades de halcón borní que se corresponden con sus actuales subespecies *erlangeri* y *feldeggi*. A los primeros los llaman “alfaneques” y dicen que provienen del norte de África, mientras que para los segundos reservan el término estricto “borní”, y afirman que crían en el norte peninsular —citan localidades de entre Navarra y Galicia—, además de en el sur de Francia y centro de Europa. Esto sugiere que, en aquella época, la subespecie europea de halcón borní *(F. b. feldeggi)* podía ocupar un área de distribución mucho más amplia que la que tiene en la actualidad, abarcando la franja septentrional de España, de donde se habría extinguido posteriormente (1). No obstante, este hecho no puede considerarse seguro hoy en día, a falta de apoyos más robustos que lo sustenten.

De lo que sí hay pruebas sólidas es de la persistencia de una población de la subespecie norteafricana (*F. b. erlangeri*) hasta finales del siglo XIX en el sur de la península, donde, según algunos autores -Saunders, Arévalo-Baca, Irby…-, anidaba sobre árboles en el área de las marismas del Guadalquivir (2). En este tiempo, dicha población fue sometida a una recolección de ejemplares y huevos por parte de naturalistas de la época que seguramente supuso un elemento causal muy importante de su desaparición. En el Museo Nacional de Escocia se conservan cuatro ejemplares disecados que se recolectaron directamente en el nido -dos hembras adultas abatidas y dos juveniles recogidos como pollos y mantenidos en cautividad hasta su muerte-, así como huevos procedentes de dos puestas. Todos provienen del área y entorno de Doñana (2). Además, en la bibliografía se recogen diversas menciones que podrían indicar presencia de la especie hasta bien entrado el siglo XX en diferentes áreas del litoral mediterráneo, pero algunas de ellas no implican reproducción, mientras otras son producto de confusiones con otras falcónidas.

Actualmente en España se reciben ejemplares ocasionales, no reproductores, cuyas citas son registradas por el Comité de Rarezas de SEO/BirdLife. La mayoría de los registros homologados que se identifican a nivel subespecífico pertenecen a la subespecie *erlangeri*, aunque de forma minoritaria también se ha constatado la presencia de la subespecie *feldeggi* (3).

- 3- De Juana, E. 2006. *Aves raras de España: un catálogo de las especies de presentación ocasional*. Lynx Edicions. Barcelona.

- 2- Kumerloeve, H. 1963. *Le lanier (Falco biarmicus) nichait-il en France et en Espagne il y a quelques siècles?*. Alauda XXXI-1: 1-4.

- 1- Mcgowan, R.Y. y B. Massa. 1990. *Evidence for breeding of the Lanner Falcon (Falco biarmicus erlangeri) in Spain in the 19th Century*. Bull. B. O. C. 1990 110(2): 64-65.

■ Terrera marismeña, subespecie rufescens (*Alaudala rufescens rufescens*). EX

Esta subespecie es en la actualidad reconocida como un taxón válido, independiente y diferenciado de *A. r. polatzeki* por la clasificación taxonómica de BirdLife International -versión 5- y por la de Clements/eBird -versión de agosto 2019-, pero no por la de IOC -versión 11.1-. Esta última unifica las hasta ahora consideradas dos subespecies canarias de terrera marismeña, *A. r. rufescens* y *A. r. polatzeki*, bajo el nombre de *A. r. rufescens*, basándose en el trabajo de Alström *et al*. (1).

De cualquier manera, se alude aquí a *A. r. rufescens* en su acepción clásica, es decir, a la población de terrera marismeña que habitaba en la isla de Tenerife, donde fue un ave común y bien distribuida hasta bastante avanzada la segunda mitad del siglo XX. Su declive comenzó a constatarse a partir de 1980, mostrando ya al final de esa década una distribución claramente fragmentada en dos núcleos: uno circunscrito al entorno de La Laguna -en el nordeste de la isla- y otro en la mitad meridional (2). Algunos autores argumentaron que la población del sur, residente en ambientes xéricos, podría pertenecer a la subespecie *polatzeki* —la misma que en las islas orientales—, aunque esta hipótesis se contempló más adelante como poco probable (3).

En el período 1993-1995 se estimó que la población total de la isla era de unas 100 parejas, pero entre 1992 y 2002

los censos de parejas reproductoras habían caído el 92 % en el núcleo del nordeste, y el 59,1 % en el núcleo sur. En 2003 se constató la extinción del núcleo de La Laguna, y en 2007 fueron observados los últimos ejemplares del área meridional, en el aeropuerto Tenerife Sur (3). Unas pocas aves procedentes de la zona nordeste, que habían sido capturadas y mantenidas en cautividad con la finalidad de intentar su reproducción, terminaron muriendo unos años más tarde (J. A. Lorenzo, com. pers.).

Entre las causas que se barajan de su extinción se citan la alteración y destrucción del hábitat, la incidencia de depredadores introducidos -gatos, ratas y erizos-, el uso de productos agroganaderos tóxicos y las posibles molestias humanas, así como otros factores de índole local en los dos últimos núcleos reproductores conocidos, curiosamente ambos en el interior de recintos aeroportuarios (3).

- 1- Alström, P., J. Van Linschooten, P.F. Donald, G. Sundev, Z. Mohammadi, F. Ghorbani, A. Shafaeipour, A. Van Den Berg, M. Robb, M. Alibadian, C. Wei, F. Lei, B. Oxelman et U. Olsson. 2021. *Multiple species delimitation approaches applied to the avian lark genus Alaudala*. Molecular Phylogenetics and Evolution, 154: 106994.

- 3- Lorenzo, J.A. (Ed.) 2007. *Atlas de las aves nidificantes en el archipiélago canario (1997-2003)*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.

- 2- Martín, A. y J.A. Lorenzo. 2001. *Aves del archipiélago canario*. Francisco Lemus Editor. La Laguna.

Mosquitero canario, subespecie exsul (*Phylloscospus canariensis exsul*). EX

Este taxón fue descrito por E. Hartert en 1907, a partir de ejemplares que J. Polatzek colectó en Lanzarote en 1903 (1). Los ejemplares tipo se conservan en los museos de historia natural de Tring y Nueva York (2). D. Bannerman, en un artículo de 1914, publicado en la revista Ibis, sobre la expedición ornitológica que realizó a las islas Canarias orientales, expuso que durante su visita al valle de Haría –Lanzarote- escuchó solo unos pocos individuos, pero que Polatzek lo había percibido anteriormente como mucho más abundante y distribuido en la zona, llegando incluso a descubrir dos nidos (3). No se tienen más datos fidedignos del taxón desde entonces; algunos registros muy posteriores -en las décadas de los años 70 y 80 del siglo XX- podrían ser confusiones con el mosquitero común *(Phylloscopus collybita)* que también visita la isla durante los pasos migratorios y en invierno.

Su distribución debía estar ya muy restringida cuando fue descubierto, limitándose a las manchas más pobladas de matorral en las zonas altas del valle de Haría. Como causa más probable de su desaparición se baraja la transformación del hábitat, que había sido aclarado en gran parte para su aprovechamiento agrícola (2). Debido a la similitud de ambientes, la cercanía con Lanzarote y una cita de Polatzek -que dijo haberlo escuchado en La Vega de Río Palmas-, no se descarta que también hubiera habitado en Fuerteventura (4).

- 3- Bannermann, D.A. 1914. *An Ornithological Expedition to the Eastern Canary Islands. Part I*. Ibis, 10(2): 38-90.

- 2- Hume, J.P. y M. Waters. 2012. *Extinct Birds*. T *et* AD Poyser. Londres.

- 1- Lecroy, M. 2008. *Type specimen of Birds in the American Museum of Natural History. Part 7. Passeriformes: Sylviidae, Muscicapidae, Platysteiridae, Maluridae, Acanthizidae, Monarchidae, Rhipiduridae, and Petroicidae*. Bulletin of the American Museum of Natural History, 313.

- 4- Martín, A. y J.A. Lorenzo. 2001. *Aves del archipiélago canario*. Francisco Lemus Editor. La Laguna.

■ Tarabilla canaria, subespecie murielae (*Saxicola dacotiae murielae*). EX

Sin duda, se trata del taxón más efímero de la fauna canaria que habitó en el norte del archipiélago Chinijo -islas de Alegranza y Montaña Clara-. Fue descubierto por D. Bannerman el 9 de junio de 1913 durante una expedición que realizó a Montaña Clara, donde observó cuatro aves que inicialmente identificó como tarabillas de la misma especie que había visto en Fuerteventura —tarabilla canaria *(Saxicola dacotiae)*—, abatiendo dos de ellas. Extrañado por su presencia en el lugar, al examinarlas comprobaría que se diferenciaban de aquellas en algunos detalles del plumaje. A los pocos días, su taxidermista, A. H. Bishop, confirmó que en Alegranza era abundante —además de residente y reproductor según testimonio del aparcero de la isla— y capturó 10 más (1). Las pieles de estos 12 ejemplares se conservan en el Museo de Historia Natural de Londres (2).

No se tienen datos posteriores sobre esta población, pero debió de extinguirse antes de mediados de siglo, dado que la siguiente expedición ornitológica a la zona, en 1970, además de certificar su ausencia, comprobó que también era desconocida para el que ejerció de farero en Alegranza entre 1949 y 1968 (3).

- 1- Bannermann, D. A. 1914. *An Ornithological Expedition to the Eastern Canary Islands. Part I.* Ibis, 10(2): 38-90.

- 3- Lorenzo, J.A. (Ed.) 2007. *Atlas de las aves nidificantes en el archipiélago canario (1997-2003)*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.

- 2- Warren, R.L.M. y C.J.O. Harrison. 1971. *Type-specimens of birds in the British Museum (Natural History). Vol. 2, Passerines*. Trustees of the British Museum (Natural History). Londres.

TAXONES DE PRESENCIA NO PROBADA EN ESPAÑA

Se enumeran a continuación tres especies que con frecuencia reciben la consideración de extintas en España en la bibliografía, sin que en realidad existan datos concluyentes que permitan confirmar su presencia —o la existencia de una población reproductora en el caso del pigargo europeo— en algún momento histórico.

■ Gallo lira común (*Lyrurus tetrix*)

La creencia de que el gallo lira pudo haber estado presente en España durante tiempos históricos se fundamenta en la obra de L. Companyo (1863), que lo califica como abundante en el territorio francés de las Hautes Corbières (1). Con posterioridad, la especie fue incluida por E. Vayreda en su tratado sobre la avifauna de Girona donde, sin aportar datos propios y basándose únicamente en el autor anterior, supuso que también debería estar presente en zonas de hábitat apropiado de esta provincia (2). Existe una referencia posterior de

un ejemplar cazado cerca del lago de Banyoles antes de 1914, acontecimiento que el autor define como "curiosidad ornitológica" (3).

Teniendo en cuenta la escasa fiabilidad que hoy en día se atribuye a la obra de Companyo, la falta de alusiones a la especie en otros trabajos coetáneos referidos a la misma zona —alguno de ellos incluso haciendo mención explícita a su ausencia—, así como la perplejidad con la que se habría tratado el hallazgo de ese ejemplar aislado a principios del siglo XX —tal vez divagante o escapado de cautividad—, no es posible afirmar que haya existido una población de gallo lira en épocas históricas en España (4).

- 1- Companyo, L. 1863. *Histoire Naturelle du Département des Pyrénées-Orientales.* Vol III. Imp. J.-B. Alzine. Perpiñán.

- 3- Mascaró, J.M. 1914. *Topografía médica de Bañolas*. Imprenta y Librería de D. Torres. Girona.

- 4- Rouco, M. 2021. *Sobre la pretendida presencia en tiempos recientes del gallo lira (Lyrurus tetrix) en los Pirineos. Análisis de las fuentes históricas*. In: Rivas, J.L., F.J. Sampietro *y* J. Sanz (Coord.). *Anuario ornitológico de Aragón, 2015-17 AODA vol. IX: 27-34*. Asociación Anuario Ornitológico de Aragón-Rocín y Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón. Zaragoza.

- 2- Vayreda, E. 1883. *Fauna Ornitológica de la Provincia de Gerona*. Girona, Paciano Torres.

Perdiz griega (*Alectoris graeca*)

La hipótesis de la presencia histórica de la perdiz griega en los Pirineos ha sido defendida con base en la bibliografía local de la segunda mitad del siglo XIX y primera mitad del XX, así como en testimonios orales recogidos más recientemente (1).

Sin embargo, las fuentes que apoyan esa teoría han sido analizadas y desacreditadas en un trabajo posterior, atribuyéndose la mayoría de las alusiones históricas a esta especie en los Pirineos a probables confusiones con la perdiz roja *(Alectoris rufa)*, que al menos en determinadas épocas del año puede llegar a ocupar un hábitat rocoso y alpino, parecido al que utiliza la perdiz griega en otras cadenas montañosas. Alguna mención más moderna podría corresponder a individuos procedentes de introducciones cinegéticas con esta especie que se habrían llevado a cabo localmente (2).

Según este último análisis, el hecho de que la perdiz griega habite en los ambientes más escarpados y elevados en montañas relativamente próximas, en la región de los Alpes, podría haber dado origen a la creencia de que era también esta perdiz, y no la roja, la que residía en la alta montaña pirenaica, tal como afirma C. J. Temminck, sin concretar ningún detalle al respecto —salvo que la considera rara—, en su compendio sobre aves europeas publicado en 1820. El mismo postulado habría sido asumido por los autores que le sucedieron con obras de la misma índole -Degland en 1849, o Degland y Gerbe en 1867-, así como por los que editaron manuales o artículos de ámbito más específico sobre la avifauna de los Pirineos durante la segunda mitad del siglo XIX y primera del XX -Companyo en 1863, Lacroix en 1873 y 1875, Vayreda en 1883, Fuset en 1911, Olivier en 1931, ...-. De esta manera, inspirándose sucesivamente

unos autores en otros, se habría ido perpetuando dicho axioma hasta bien entrado el siglo XX (2).

No obstante, ni estos tratados regionales del siglo XIX son hoy en día considerados fiables en lo que se refiere a la distribución de las especies más raras o escasas, ni las referencias posteriores del siglo XX resultan determinantes, por cuanto muestran contradicciones y carencias evidentes, además de oportunas auto enmiendas en algún caso (2). Por este motivo, la presencia de la perdiz griega en España en épocas históricas recientes debería ser calificada como incierta.

1- Arribas, Ó. 2004. *Fauna y paisaje de los Pirineos en la Era Glaciar*. Lynx Edicions. Bellaterra, Barcelona.

2- Rouco, M. 2021. *Sobre la pretendida presencia en tiempos recientes de la perdiz griega (Alectoris graeca) en los Pirineos. Análisis de las fuentes históricas*. In: Rivas, J.L., F.J. Sampietro y J. Sanz (Coord.). *Anuario ornitológico de Aragón, 2015-17 AODA vol. IX: 35-46*. Asociación Anuario Ornitológico de Aragón-Rocín y Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón. Zaragoza.

Pigargo europeo (*Haliaeetus albicilla*), como población reproductora

Considerado hoy como rareza en España por el Comité de Rarezas de SEO/BirdLife, existen diversas citas homologadas de ejemplares divagantes de esta especie, todos inmaduros. La primera de ellas tuvo lugar en diciembre de 1944 -un individuo cazado en las marismas de Santoña-, y hay otras más antiguas, no estudiadas aún por el citado comité, pero igualmente verosímiles (1, 2).

Hay que recalcar que tanto los registros homologados como el resto de las menciones históricas razonables, se han producido entre noviembre y marzo, y por lo tanto corresponden al período de invernada de la especie.

Sin embargo, las referencias históricas a su posible reproducción en la península y Baleares son errores manifiestos, producto de confusiones con ejemplares de especies semejantes o con nidos de águila pescadora *(Pandion haliaetus)*, los cuales pueden llegar a parecerse a los de aquella especie en cuanto a volumen y emplazamiento (2, 3). Ninguna prueba sólida respalda tampoco las alusiones a su cría en tiempos históricos en Canarias (4).

Atención especial merece la leyenda, demasiadas veces admitida como cierta, de la nidificación del pigargo en las islas Baleares, que se origina a partir de un múltiple equívoco cometido por A. von Jordans. Este naturalista alemán, en su tesis doctoral sobre la avifauna balear que publica en 1914 *-Die Vogelfauna Mallorcas mit Berücksichtungen Menorcas und der Pityusen-*, recoge una dudosa observación de tres supuestos pigargos jóvenes comunicada por A. Homeyer en 1862 —hoy se piensa que debían ser buitres negros— y, al mismo tiempo, atribuye falsamente a H. Saunders, de quien malinterpreta un texto, una mención que éste nunca hizo a la existencia de dos nidos de pigargo en la isla de Dragonera, hecho cuya veracidad pone en duda a continuación. Por otra parte, añade que la especie podría ser reproductora en España, quizá basándose en una publicación de 1879 en la que L. H. Irby informaba sobre el hallazgo de un nido de pigargo en Andalucía, que años más tarde se descubriría que en realidad era de águila pescadora. Más adelante, en 1931, otra de las autoridades clásicas de la ornitología balear



—P. W. Munn—, en su célebre obra *The birds of the Balearic Islands*, vuelve a reproducir la cita dudosa de los pigargos juveniles de Homeyer y la de los nidos de Dragonera, que sigue manteniendo equivocadamente en boca de Saunders, afirmando acto seguido que en ese momento ya no existía allí el pigargo. Tanto Von Jordans como Munn enmendaron su error en 1934 y 1944 respectivamente, en cuanto tuvieron conocimiento del mismo. Pero al parecer sirvió de poco: autores muy posteriores, como los Bannerman -*The birds of the Balearics,* 1983-, Suetens -*Les rapaces d'Europe*, 1989-, y otros muchos, retomaron la premisa de Munn, y siguieron tratando la especie como extinta en esas islas, mito que por desgracia resurge todavía con frecuencia en algunos escritos actuales (2).

Sí que parece seguro que el pigargo europeo fue reproductor hasta fechas no muy lejanas en regiones próximas, como Córcega y Cerdeña (1, 5), pero, a la luz de los datos históricos disponibles, este hecho no puede ser afirmado en España.

- 1- De Juana, E. 2006. *Aves raras de España: un catálogo de las especies de presentación ocasional*. Lynx Edicions. Barcelona.
- 5- Dubois, P.J., P. Le Maréchal, G. Olioso y P. Yésou. 2008. *Nouvel inventaire des oiseaux de France*. Delachaux et Niestlé. Paris.
- 4- Martín, A. y J.A. Lorenzo. 2001. *Aves del archipiélago canario*. Francisco Lemus Editor. La Laguna.
- 2- Reig-Ferrer, A. 2020. *Mito y realidad sobre la presencia histórica y reproducción del pigargo europeo (Haliaeetus albicilla) en la península Ibérica e islas Baleares*. Argutorio, 44: 94-108.
- 3- Reig-Ferrer, A. 2020. *Presencia histórica del pigargo europeo (Haliaeetus albicilla) en el sur de la península ibérica*. El Corzo. Boletín de la Sociedad Gaditana de Historia Natural, 8: 9-20.

Anexos



Anexo I

LA LISTA ROJA DE LAS AVES DE ESPAÑA

CATEGORÍAS DE LA UICN Y CÓDIGO DE COLORES

EX	Extinto a nivel mundial
RE	Extinto a nivel regional
CR	En Peligro Crítico
EN	En Peligro
VU	Vulnerable
NT	Casi Amenazado
LC	Preocupación Menor
DD	Datos Insuficientes
NE	No Evaluado

FAMILIA	NOMBRE CIENTÍFICO	NOMBRE COMÚN	CATEGORÍA LISTA ROJA 2021	
			Invernantes o Migratorias (*Canarias)	Reproductoras (*Canarias)
ANATIDAE	*Anser anser*	Ánsar común	LC	NE
ANATIDAE	*Anser fabalis*	Ánsar campestre	RE	
ANATIDAE	*Anser brachyrhynchus*	Ánsar piquicorto	DD	
ANATIDAE	*Tadorna tadorna*	Tarro blanco	LC	LC
ANATIDAE	*Tadorna ferruginea*	Tarro canelo		VU*
ANATIDAE	*Spatula querquedula*	Cerceta carretona	DD	EN
ANATIDAE	*Spatula clypeata*	Cuchara común	LC	DD
ANATIDAE	*Mareca strepera*	Ánade friso	LC	
ANATIDAE	*Mareca penelope*	Silbón europeo	NT	
ANATIDAE	*Anas platyrhynchos*	Ánade azulón	LC	LC
ANATIDAE	*Anas acuta*	Ánade rabudo norteño	LC	EN
ANATIDAE	*Anas crecca*	Cerceta común	LC	DD
ANATIDAE	*Marmaronetta angustirostris*	Cerceta pardilla	DD	CR
ANATIDAE	*Netta rufina*	Pato colorado	LC	LC
ANATIDAE	*Aythya ferina*	Porrón europeo	EN	NT
ANATIDAE	*Aythya nyroca*	Porrón pardo		CR
ANATIDAE	*Aythya fuligula*	Porrón moñudo	EN	DD
ANATIDAE	*Aythya marila*	Porrón bastardo	LC	
ANATIDAE	*Somateria mollissima*	Éider común	DD	
ANATIDAE	*Melanitta fusca*	Negrón especulado	NE	
ANATIDAE	*Melanitta nigra*	Negrón común	NE	
ANATIDAE	*Clangula hyemalis*	Pato havelda	LC	
ANATIDAE	*Mergus serrator*	Serreta mediana	NE	
ANATIDAE	*Oxyura leucocephala*	Malvasía cabeciblanca		EN
PHASIANIDAE	*Tetrastes bonasia*	Grévol común		RE?
PHASIANIDAE	*Tetrao urogallus*	Urogallo común		CR
PHASIANIDAE	*Lagopus muta*	Lagópodo alpino		VU
PHASIANIDAE	*Alectoris barbara*	Perdiz moruna		EN
PHASIANIDAE	*Alectoris rufa*	Perdiz roja		VU
PHASIANIDAE	*Perdix perdix*	Perdiz pardilla		VU

FAMILIA	NOMBRE CIENTÍFICO	NOMBRE COMÚN	CATEGORÍA LISTA ROJA 2021	
			Invernantes o Migratorias (*Canarias)	Reproductoras (*Canarias)
PHASIANIDAE	*Coturnix coturnix*	Codorniz común		EN
GAVIIDAE	*Gavia stellata*	Colimbo chico	DD	
GAVIIDAE	*Gavia arctica*	Colimbo ártico	DD	
GAVIIDAE	*Gavia immer*	Colimbo grande	NT	
OCEANITIDAE	*Oceanites oceanicus*	Paíño de Wilson	NE	
OCEANITIDAE	*Pelagodroma marina*	Paíño pechialbo		CR*
HYDROBATIDAE	*Hydrobates pelagicus*	Paíño europeo		EN
HYDROBATES	*Oceanodroma castro*	Paíño de Madeira		EN*
HYDROBATIDAE	*Oceanodroma leucorhoa*	Paíño boreal	NE	
PROCELLARIIDAE	*Fulmarus glacialis*	Fulmar boreal	NE	
PROCELLARIIDAE	*Pterodroma madeira*	Petrel freira	NE	
PROCELLARIIDAE	*Pterodroma feae / Pterodroma deserta*	Petrel gongón / Petrel de las Desertas	NE	
PROCELLARIIDAE	*Calonectris diomedea*	Pardela cenicienta mediterránea		EN
PROCELLARIIDAE	*Calonectris borealis*	Pardela cenicienta atlántica		VU
PROCELLARIIDAE	*Ardenna grisea*	Pardela sombría	NE	
PROCELLARIIDAE	*Ardenna gravis*	Pardela capirotada	NE	
PROCELLARIIDAE	*Puffinus puffinus*	Pardela pichoneta		CR*
PROCELLARIIDAE	*Puffinus yelkouan*	Pardela mediterránea		VU
PROCELLARIIDAE	*Puffinus mauretanicus*	Pardela balear		CR
PROCELLARIIDAE	*Puffinus baroli*	Pardela chica		CR*
PROCELLARIIDAE	*Bulweria bulwerii*	Petrel de Bulwer		EN*
PODICIPEDIDAE	*Tachybaptus ruficollis*	Zampullín común	LC	LC
PODICIPEDIDAE	*Podiceps auritus*	Zampullín cuellirrojo	DD	
PODICIPEDIDAE	*Podiceps cristatus*	Somormujo lavanco	LC	LC
PODICIPEDIDAE	*Podiceps nigricollis*	Zampullín cuellinegro	LC	LC
PHOENICOPTERIDAE	*Phoenicopterus roseus*	Flamenco común	DD	NT
PHOENICOPTERIDAE	*Phoeniconaias minor*	Flamenco enano	DD	
PHAETHONTIDAE	*Phaethon aethereus*	Rabijunco etéreo		EN*
CICONIIDAE	*Ciconia nigra*	Cigüeña negra		VU

FAMILIA	NOMBRE CIENTÍFICO	NOMBRE COMÚN	CATEGORÍA LISTA ROJA 2021	
			Invernantes o Migratorias (*Canarias)	Reproductoras (*Canarias)
CICONIIDAE	*Ciconia ciconia*	Cigüeña blanca		LC
THRESKIORNITHIDAE	*Geronticus eremita*	Ibis eremita		RE
THRESKIORNITHIDAE	*Plegadis falcinellus*	Morito común	LC	NT
THRESKIORNITHIDAE	*Platalea leucorodia*	Espátula común	LC	VU
ARDEIDAE	*Botaurus stellaris*	Avetoro común		CR
ARDEIDAE	*Ixobrychus minutus*	Avetorillo común	LC	LC
ARDEIDAE	*Nycticorax nycticorax*	Martinete común	NT	NT
ARDEIDAE	*Ardeola ralloides*	Garcilla cangrejera	DD	VU
ARDEIDAE	*Bubulcus ibis*	Garcilla bueyera	LC	LC
ARDEIDAE	*Ardea cinerea*	Garza real	LC	LC
ARDEIDAE	*Ardea purpurea*	Garza imperial	NT	NT
ARDEIDAE	*Ardea alba*	Garceta grande	LC	NT
ARDEIDAE	*Egretta garzetta*	Garceta común	LC	LC
SULIDAE	*Morus bassanus*	Alcatraz atlántico	LC	
PHALACROCORACIDAE	*Phalacrocorax aristotelis*	Cormorán moñudo		VU (EN/VU)
PHALACROCORACIDAE	*Phalacrocorax carbo*	Cormorán grande	LC	LC
PANDIONIDAE	*Pandion haliaetus*	Águila pescadora		EN
ACCIPITRIDAE	*Elanus caeruleus*	Elanio común		NT
ACCIPITRIDAE	*Gypaetus barbatus*	Quebrantahuesos		VU
ACCIPITRIDAE	*Neophron percnopterus*	Alimoche común		VU / EN*
ACCIPITRIDAE	*Pernis apivorus*	Abejero europeo		NT
ACCIPITRIDAE	*Gyps fulvus*	Buitre leonado		LC
ACCIPITRIDAE	*Aegypius monachus*	Buitre negro		NT
ACCIPITRIDAE	*Circaetus gallicus*	Culebrera europea		LC
ACCIPITRIDAE	*Hieraaetus pennatus*	Águila calzada		LC
ACCIPITRIDAE	*Aquila adalberti*	Águila imperial ibérica		EN
ACCIPITRIDAE	*Aquila chrysaetos*	Águila real		NT
ACCIPITRIDAE	*Aquila fasciata*	Águila perdicera		VU
ACCIPITRIDAE	*Accipiter nisus*	Gavilán común		LC
ACCIPITRIDAE	*Accipiter gentilis*	Azor común		LC

FAMILIA	NOMBRE CIENTÍFICO	NOMBRE COMÚN	CATEGORÍA LISTA ROJA 2021	
			Invernantes o Migratorias (*Canarias)	Reproductoras (*Canarias)
ACCIPITRIDAE	*Circus aeruginosus*	Aguilucho lagunero occidental		LC
ACCIPITRIDAE	*Circus cyaneus*	Aguilucho pálido		EN
ACCIPITRIDAE	*Circus pygargus*	Aguilucho cenizo		VU
ACCIPITRIDAE	*Circus macrourus*	Aguilucho papialbo		NE
ACCIPITRIDAE	*Milvus milvus*	Milano real		EN
ACCIPITRIDAE	*Milvus migrans*	Milano negro		LC
ACCIPITRIDAE	*Buteo buteo*	Busardo ratonero		LC
OTIDIDAE	*Otis tarda*	Avutarda euroasiática		NT
OTIDIDAE	*Chlamydotis undulata*	Avutarda hubara canaria		EN*
OTIDIDAE	*Tetrax tetrax*	Sisón común		EN
RALLIDAE	*Rallus aquaticus*	Rascón europeo		LC
RALLIDAE	*Crex crex*	Guión de codornices		NE
RALLIDAE	*Porzana parva*	Polluela bastarda		DD
RALLIDAE	*Porzana pusilla*	Polluela chica		DD
RALLIDAE	*Porzana porzana*	Polluela pintoja		DD
RALLIDAE	*Porphyrio porphyrio*	Calamón común		NT
RALLIDAE	*Gallinula chloropus*	Gallineta común	NT	LC
RALLIDAE	*Fulica cristata*	Focha moruna		CR
RALLIDAE	*Fulica atra*	Focha común		LC
GRUIDAE	*Grus virgo*	Grulla damisela		RE
GRUIDAE	*Grus grus*	Grulla común	LC	RE
TURNICIDAE	*Turnix sylvaticus*	Torillo andaluz		RE
BURHINIDAE	*Burhinus oedicnemus*	Alcaraván común		NT
HAEMATOPODIDAE	*Haematopus meadewaldoi*	Ostrero negro canario		EX*
HAEMATOPODIDAE	*Haematopus ostralegus*	Ostrero euroasiático	LC	EN
RECURVIROSTRIDAE	*Himantopus himantopus*	Cigüeñuela común	LC	LC
RECURVIROSTRIDAE	*Recurvirostra avosetta*	Avoceta común	LC	LC
CHARADRIIDAE	*Vanellus vanellus*	Avefría europea	LC	DD
CHARADRIIDAE	*Pluvialis apricaria*	Chorlito dorado europeo	LC	
CHARADRIIDAE	*Pluvialis squatarola*	Chorlito gris	LC	

FAMILIA	NOMBRE CIENTÍFICO	NOMBRE COMÚN	CATEGORÍA LISTA ROJA 2021	
			Invernantes o Migratorias (*Canarias)	Reproductoras (*Canarias)
CHARADRIIDAE	*Charadrius hiaticula*	Chorlitejo grande	LC	NE
CHARADRIIDAE	*Charadrius dubius*	Chorlitejo chico	LC	LC
CHARADRIIDAE	*Charadrius alexandrinus*	Chorlitejo patinegro	EN	EN
CHARADRIIDAE	*Charadrius morinellus*	Chorlito carambolo	DD	DD
SCOLOPACIDAE	*Numenius phaeopus*	Zarapito trinador	LC	
SCOLOPACIDAE	*Numenius tenuirostris*	Zarapito fino	RE	
SCOLOPACIDAE	*Numenius arquata*	Zarapito real	LC	CR
SCOLOPACIDAE	*Limosa lapponica*	Aguja colipinta	LC	
SCOLOPACIDAE	*Limosa limosa*	Aguja colinegra	VU	CR
SCOLOPACIDAE	*Arenaria interpres*	Vuelvepiedras común	LC	
SCOLOPACIDAE	*Calidris canutus*	Correlimos gordo	LC	
SCOLOPACIDAE	*Calidris pugnax*	Combatiente	LC	
SCOLOPACIDAE	*Calidris ferruginea*	Correlimos zarapitín	LC	
SCOLOPACIDAE	*Calidris temminckii*	Correlimos de Temminck	DD	
SCOLOPACIDAE	*Calidris alba*	Correlimos tridáctilo	LC	
SCOLOPACIDAE	*Calidris alpina*	Correlimos común	LC	
SCOLOPACIDAE	*Calidris maritima*	Correlimos oscuro	DD	
SCOLOPACIDAE	*Calidris minuta*	Correlimos menudo	NT	
SCOLOPACIDAE	*Calidris subruficollis*	Correlimos canelo	DD	
SCOLOPACIDAE	*Calidris melanotos*	Correlimos pectoral	DD	
SCOLOPACIDAE	*Scolopax rusticola*	Chocha perdiz	DD	DD
SCOLOPACIDAE	*Lymnocryptes minimus*	Agachadiza chica	DD	
SCOLOPACIDAE	*Gallinago gallinago*	Agachadiza común	LC	EN
SCOLOPACIDAE	*Phalaropus lobatus*	Falaropo picofino	DD	
SCOLOPACIDAE	*Phalaropus fulicarius*	Falaropo picogrueso	DD	
SCOLOPACIDAE	*Actitis hypoleucos*	Andarríos chico	NT	NT
SCOLOPACIDAE	*Tringa ochropus*	Andarríos grande	LC	
SCOLOPACIDAE	*Tringa totanus*	Archibebe común	LC	DD
SCOLOPACIDAE	*Tringa stagnatilis*	Archibebe fino	NE	
SCOLOPACIDAE	*Tringa glareola*	Andarríos bastardo	DD	

FAMILIA	NOMBRE CIENTÍFICO	NOMBRE COMÚN	CATEGORÍA LISTA ROJA 2021	
			Invernantes o Migratorias (*Canarias)	Reproductoras (*Canarias)
SCOLOPACIDAE	*Tringa erythropus*	Archibebe oscuro	LC	
SCOLOPACIDAE	*Tringa nebularia*	Archibebe claro	LC	
GLAREOLIDAE	*Cursorius cursor*	Corredor sahariano		EN
GLAREOLIDAE	*Glareola pratincola*	Canastera común		VU
LARIDAE	*Rissa tridactyla*	Gaviota tridáctila		CR
LARIDAE	*Xema sabini*	Gaviota de Sabine	NE	
LARIDAE	*Chroicocephalus genei*	Gaviota picofina	NT	
LARIDAE	*Chroicocephalus ridibundus*	Gaviota reidora	LC	
LARIDAE	*Hydrocoloeus minutus*	Gaviota enana	NE	
LARIDAE	*Larus audouinii*	Gaviota de Audouin		VU
LARIDAE	*Larus melanocephalus*	Gaviota cabecinegra	NT	
LARIDAE	*Larus canus*	Gaviota cana	NE	
LARIDAE	*Larus delawarensis*	Gaviota de Delaware	NE	
LARIDAE	*Larus marinus*	Gavión atlántico	LC	
LARIDAE	*Larus hyperboreus*	Gavión hiperbóreo	NE	
LARIDAE	*Larus glaucoides*	Gaviota groenlandesa	NE	
LARIDAE	*Larus argentatus*	Gaviota argéntea europea	NE	
LARIDAE	*Larus cachinnans*	Gaviota del Caspio	NE	
LARIDAE	*Larus michahellis*	Gaviota patiamarilla		NT
LARIDAE	*Larus fuscus*	Gaviota sombría	LC	LC
LARIDAE	*Gelochelidon nilotica*	Pagaza piconegra		DD
LARIDAE	*Hydroprogne caspia*	Pagaza piquirroja		NE
LARIDAE	*Thalasseus bengalensis*	Charrán bengalí	NE	
LARIDAE	*Thalasseus sandvicensis*	Charrán patinegro		VU
LARIDAE	*Sternula albifrons*	Charrancito común		NT
LARIDAE	*Sterna dougallii*	Charrán rosado	NE	
LARIDAE	*Sterna hirundo*	Charrán común		NT
LARIDAE	*Sterna paradisaea*	Charrán ártico	NE	
LARIDAE	*Chlidonias hybrida*	Fumarel cariblanco		DD
LARIDAE	*Chlidonias leucopterus*	Fumarel aliblanco	NE	

FAMILIA	NOMBRE CIENTÍFICO	NOMBRE COMÚN	CATEGORÍA LISTA ROJA 2021	
			Invernantes o Migratorias (*Canarias)	Reproductoras (*Canarias)
LARIDAE	*Chlidonias niger*	Fumarel común		CR
STERCORARIIDAE	*Stercorarius skua*	Págalo grande	NE	
STERCORARIIDAE	*Stercorarius pomarinus*	Págalo pomarino	NE	
STERCORARIIDAE	*Stercorarius parasiticus*	Págalo parásito	NE	
STERCORARIIDAE	*Stercorarius longicaudus*	Págalo rabero	NE	
ALCIDAE	*Uria aalge*	Arao común		CR
ALCIDAE	*Alca torda*	Alca común		DD
ALCIDAE	*Fratercula arctica*	Frailecillo atlántico	DD	
PTEROCLIDAE	*Pterocles alchata*	Ganga ibérica		VU
PTEROCLIDAE	*Pterocles orientalis*	Ganga ortega		EN/VU*
COLUMBIDAE	*Columba livia*	Paloma bravía		LC
COLUMBIDAE	*Columba oenas*	Paloma zurita		LC
COLUMBIDAE	*Columba palumbus*	Paloma torcaz		LC
COLUMBIDAE	*Columba bollii*	Paloma turqué		NT*
COLUMBIDAE	*Columba junoniae*	Paloma rabiche		VU*
COLUMBIDAE	*Streptopelia turtur*	Tórtola europea		VU
COLUMBIDAE	*Streptopelia decaocto*	Tórtola turca		LC
CUCULIDAE	*Clamator glandarius*	Críalo europeo		LC
CUCULIDAE	*Cuculus canorus*	Cuco común		LC
TYTONIDAE	*Tyto alba*	Lechuza común		NT
STRIGIDAE	*Otus scops*	Autillo europeo		VU
STRIGIDAE	*Bubo bubo*	Búho real		LC
STRIGIDAE	*Strix aluco*	Cárabo común		LC
STRIGIDAE	*Athene noctua*	Mochuelo europeo		NT
STRIGIDAE	*Aegolius funereus*	Mochuelo boreal		VU
STRIGIDAE	*Asio otus*	Búho chico		LC
STRIGIDAE	*Asio flammeus*	Búho campestre		LC
CAPRIMULGIDAE	*Caprimulgus ruficollis*	Chotacabras cuellirrojo		VU
CAPRIMULGIDAE	*Caprimulgus europaeus*	Chotacabras europeo		LC
APODIDAE	*Tachymarptis melba*	Vencejo real		LC

FAMILIA	NOMBRE CIENTÍFICO	NOMBRE COMÚN	CATEGORÍA LISTA ROJA 2021	
			Invernantes o Migratorias (*Canarias)	Reproductoras (*Canarias)
APODIDAE	*Apus apus*	Vencejo común		VU
APODIDAE	*Apus unicolor*	Vencejo unicolor		DD
APODIDAE	*Apus pallidus*	Vencejo pálido		LC
APODIDAE	*Apus affinis*	Vencejo moro		NT
APODIDAE	*Apus caffer*	Vencejo cafre		NT
CORACIIDAE	*Coracias garrulus*	Carraca europea		EN
ALCEDINIDAE	*Alcedo atthis*	Martín pescador común		EN
MEROPIDAE	*Merops apiaster*	Abejaruco europeo		LC
UPUPIDAE	*Upupa epops*	Abubilla común		LC
PICIDAE	*Jynx torquilla*	Torcecuello euroasiático		VU
PICIDAE	*Dryobates minor*	Pico menor		DD
PICIDAE	*Dendrocopos medius*	Pico mediano		DD
PICIDAE	*Dendrocopos major*	Pico picapinos		LC
PICIDAE	*Dendrocopos leucotos*	Pico dorsiblanco		EN
PICIDAE	*Dryocopus martius*	Picamaderos negro		LC
PICIDAE	*Picus sharpei*	Pito real ibérico		LC
FALCONIDAE	*Falco naumanni*	Cernícalo primilla		VU
FALCONIDAE	*Falco tinnunculus*	Cernícalo vulgar		EN
FALCONIDAE	*Falco vespertinus*	Cernícalo patirrojo	NE	
FALCONIDAE	*Falco eleonorae*	Halcón de Eleonora		NT
FALCONIDAE	*Falco columbarius*	Esmerejón	LC	
FALCONIDAE	*Falco subbuteo*	Alcotán europeo		EN
FALCONIDAE	*Falco biarmicus*	Halcón borní		RE
FALCONIDAE	*Falco peregrinus*	Halcón peregrino		NT
FALCONIDAE	*Falco pelegrinoides*	Halcón tagarote		VU*
LANIIDAE	*Lanius collurio*	Alcaudón dorsirrojo		VU
LANIIDAE	*Lanius minor*	Alcaudón chico		CR
LANIIDAE	*Lanius excubitor*	Alcaudón norteño		NT*
LANIIDAE	*Lanius meridionalis*	Alcaudón real		EN
LANIIDAE	*Lanius senator*	Alcaudón común		EN

FAMILIA	NOMBRE CIENTÍFICO	NOMBRE COMÚN	CATEGORÍA LISTA ROJA 2021	
			Invernantes o Migratorias (*Canarias)	Reproductoras (*Canarias)
ORIOLIDAE	*Oriolus oriolus*	Oropéndola europea		LC
CORVIDAE	*Garrulus glandarius*	Arrendajo euroasiático		LC
CORVIDAE	*Cyanopica cooki*	Rabilargo ibérico		LC
CORVIDAE	*Pica pica*	Urraca común		LC
CORVIDAE	*Pyrrhocorax pyrrhocorax*	Chova piquirroja		NT
CORVIDAE	*Pyrrhocorax graculus*	Chova piquigualda		NT
CORVIDAE	*Corvus monedula*	Grajilla occidental		EN
CORVIDAE	*Corvus frugilegus*	Graja		EN
CORVIDAE	*Corvus corone*	Corneja negra		LC
CORVIDAE	*Corvus corax*	Cuervo grande		LC
PARIDAE	*Periparus ater*	Carbonero garrapinos		LC
PARIDAE	*Lophophanes cristatus*	Herrerillo capuchino		LC
PARIDAE	*Poecile palustris*	Carbonero palustre		LC
PARIDAE	*Cyanistes teneriffae*	Herrerillo canario		LC*
PARIDAE	*Cyanistes caeruleus*	Herrerillo común		LC
PARIDAE	*Parus major*	Carbonero común		LC
REMIZIDAE	*Remiz pendulinus*	Pájaro moscón europeo		LC
PANURIDAE	*Panurus biarmicus*	Bigotudo		VU
ALAUDIDAE	*Lullula arborea*	Alondra totovía		LC
ALAUDIDAE	*Alauda arvensis*	Alondra común		VU
ALAUDIDAE	*Galerida theklae*	Cogujada montesina		LC
ALAUDIDAE	*Galerida cristata*	Cogujada común		LC
ALAUDIDAE	*Calandrella brachydactyla*	Terrera común		LC
ALAUDIDAE	*Melanocorypha calandra*	Calandria común		NT
ALAUDIDAE	*Chersophilus duponti*	Alondra ricotí		EN
ALAUDIDAE	*Alaudala rufescens*	Terrera marismeña		NT / EX
HIRUNDINIDAE	*Riparia riparia*	Avión zapador		LC
HIRUNDINIDAE	*Hirundo rustica*	Golondrina común		VU
HIRUNDINIDAE	*Ptyonoprogne rupestris*	Avión roquero		LC
HIRUNDINIDAE	*Delichon urbicum*	Avión común occidental		LC

FAMILIA	NOMBRE CIENTÍFICO	NOMBRE COMÚN	CATEGORÍA LISTA ROJA 2021	
			Invernantes o Migratorias (*Canarias)	Reproductoras (*Canarias)
HIRUNDINIDAE	*Cecropis daurica*	Golondrina dáurica		LC
SCOTOCERCIDAE	*Cettia cetti*	Cetia ruiseñor		LC
AEGITHALIDAE	*Aegithalos caudatus*	Mito común		LC
PHYLLOSCOPIDAE	*Phylloscopus sibilatrix*	Mosquitero silbador		DD
PHYLLOSCOPIDAE	*Phylloscopus bonelli*	Mosquitero papialbo		LC
PHYLLOSCOPIDAE	*Phylloscopus inornatus*	Mosquitero bilistado		NE
PHYLLOSCOPIDAE	*Phylloscopus trochilus*	Mosquitero musical		DD
PHYLLOSCOPIDAE	*Phylloscopus canariensis*	Mosquitero canario		LC* / EX*
PHYLLOSCOPIDAE	*Phylloscopus collybita*	Mosquitero común		NT
PHYLLOSCOPIDAE	*Phylloscopus ibericus*	Mosquitero ibérico		LC
ACROCEPHALIDAE	*Acrocephalus arundinaceus*	Carricero tordal		NT
ACROCEPHALIDAE	*Acrocephalus melanopogon*	Carricerín real		VU
ACROCEPHALIDAE	*Acrocephalus paludicola*	Carricerín cejudo		EN
ACROCEPHALIDAE	*Acrocephalus schoenobaenus*	Carricerín común		NE
ACROCEPHALIDAE	*Acrocephalus scirpaceus*	Carricero común		LC
ACROCEPHALIDAE	*Iduna opaca*	Zarcero bereber		DD
ACROCEPHALIDAE	*Hippolais polyglotta*	Zarcero políglota		LC
ACROCEPHALIDAE	*Hippolais icterina*	Zarcero icterino		DD
LOCUSTELLIDAE	*Locustella naevia*	Buscarla pintoja		DD
LOCUSTELLIDAE	*Locustella luscinioides*	Buscarla unicolor		NT
CISTICOLIDAE	*Cisticola juncidis*	Cistícola buitrón		NT
SYLVIIDAE	*Sylvia atricapilla*	Curruca capirotada		LC
SYLVIIDAE	*Sylvia borin*	Curruca mosquitera		LC
SYLVIIDAE	*Sylvia hortensis*	Curruca mirlona occidental		LC
SYLVIIDAE	*Sylvia communis*	Curruca zarcera		LC
SYLVIIDAE	*Sylvia undata*	Curruca rabilarga		EN
SYLVIIDAE	*Sylvia balearica*	Curruca balear		NE
SYLVIIDAE	*Sylvia conspicillata*	Curruca tomillera		LC
SYLVIIDAE	*Sylvia cantillans*	Curruca carrasqueña		LC
SYLVIIDAE	*Sylvia subalpina*	Curruca subalpina		NE

FAMILIA	NOMBRE CIENTÍFICO	NOMBRE COMÚN	CATEGORÍA LISTA ROJA 2021	
			Invernantes o Migratorias (*Canarias)	Reproductoras (*Canarias)
SYLVIIDAE	*Sylvia melanocephala*	Curruca cabecinegra		LC
REGULIDAE	*Regulus ignicapilla*	Reyezuelo listado		LC
REGULIDAE	*Regulus regulus*	Reyezuelo sencillo		DD
TROGLODYTIDAE	*Troglodytes troglodytes*	Chochín paleártico		LC
SITTIDAE	*Sitta europaea*	Trepador azul		LC
TICHODROMIDAE	*Tichodroma muraria*	Treparriscos		NT
CERTHIIDAE	*Certhia familiaris*	Agateador euroasiático		DD
CERTHIIDAE	*Certhia brachydactyla*	Agateador europeo		LC
STURNIDAE	*Sturnus vulgaris*	Estornino pinto		LC
STURNIDAE	*Sturnus unicolor*	Estornino negro		LC
TURDIDAE	*Turdus torquatus*	Mirlo capiblanco		DD
TURDIDAE	*Turdus merula*	Mirlo común		LC
TURDIDAE	*Turdus pilaris*	Zorzal real	DD	
TURDIDAE	*Turdus iliacus*	Zorzal alirrojo	DD	
TURDIDAE	*Turdus philomelos*	Zorzal común		LC
TURDIDAE	*Turdus viscivorus*	Zorzal charlo		LC
MUSCICAPIDAE	*Cercotrichas galactotes*	Alzacola rojizo		EN
MUSCICAPIDAE	*Muscicapa striata*	Papamoscas gris		LC
MUSCICAPIDAE	*Erithacus rubecula*	Petirrojo europeo		LC
MUSCICAPIDAE	*Luscinia svecica*	Ruiseñor pechiazul		DD
MUSCICAPIDAE	*Luscinia megarhynchos*	Ruiseñor común		LC
MUSCICAPIDAE	*Ficedula hypoleuca*	Papamoscas cerrojillo		LC
MUSCICAPIDAE	*Phoenicurus ochruros*	Colirrojo tizón		LC
MUSCICAPIDAE	*Phoenicurus phoenicurus*	Colirrojo real		LC
MUSCICAPIDAE	*Monticola saxatilis*	Roquero rojo		NT
MUSCICAPIDAE	*Monticola solitarius*	Roquero solitario		LC
MUSCICAPIDAE	*Saxicola rubetra*	Tarabilla norteña		DD
MUSCICAPIDAE	*Saxicola dacotiae*	Tarabilla canaria		EN* / EX*
MUSCICAPIDAE	*Saxicola rubicola*	Tarabilla europea		LC
MUSCICAPIDAE	*Oenanthe oenanthe*	Collalba gris		NT

FAMILIA	NOMBRE CIENTÍFICO	NOMBRE COMÚN	CATEGORÍA LISTA ROJA 2021	
			Invernantes o Migratorias (*Canarias)	Reproductoras (*Canarias)
MUSCICAPIDAE	*Oenanthe hispanica*	Collalba rubia		NT
MUSCICAPIDAE	*Oenanthe leucura*	Collalba negra		LC
CINCLIDAE	*Cinclus cinclus*	Mirlo acuático europeo		LC
PASSERIDAE	*Passer domesticus*	Gorrión común		LC
PASSERIDAE	*Passer hispaniolensis*	Gorrión moruno		LC
PASSERIDAE	*Passer montanus*	Gorrión molinero		NT
PASSERIDAE	*Petronia petronia*	Gorrión chillón		LC
PASSERIDAE	*Montifringilla nivalis*	Gorrión alpino		NT
PRUNELLIDAE	*Prunella collaris*	Acentor alpino		NT
PRUNELLIDAE	*Prunella modularis*	Acentor común		LC
MOTACILLIDAE	*Motacilla flava*	Lavandera boyera		LC
MOTACILLIDAE	*Motacilla citreola*	Lavandera cetrina	NE	
MOTACILLIDAE	*Motacilla cinerea*	Lavandera cascadeña		LC
MOTACILLIDAE	*Motacilla alba*	Lavandera blanca		LC
MOTACILLIDAE	*Anthus richardi*	Bisbita de Richard	NE	
MOTACILLIDAE	*Anthus campestris*	Bisbita campestre		LC
MOTACILLIDAE	*Anthus pratensis*	Bisbita pratense		LC
MOTACILLIDAE	*Anthus trivialis*	Bisbita arbóreo		LC
MOTACILLIDAE	*Anthus cervinus*	Bisbita gorgirrojo	NE	
MOTACILLIDAE	*Anthus spinoletta*	Bisbita alpino		NT
MOTACILLIDAE	*Anthus petrosus*	Bisbita costero		NE
MOTACILLIDAE	*Anthus berthelotii*	Bisbita caminero		LC*
FRINGILLIDAE	*Fringilla coelebs*	Pinzón vulgar		LC
FRINGILLIDAE	*Fringilla teydea*	Pinzón azul de Tenerife		NT*
FRINGILLIDAE	*Fringilla polatzeki*	Pinzón azul de Gran Canaria		CR*
FRINGILLIDAE	*Fringilla montifringilla*	Pinzón real	DD	
FRINGILLIDAE	*Coccothraustes coccothraustes*	Picogordo común		LC
FRINGILLIDAE	*Pyrrhula pyrrhula*	Camachuelo común		LC
FRINGILLIDAE	*Bucanetes githagineus*	Camachuelo trompetero		VU/VU*
FRINGILLIDAE	*Chloris chloris*	Verderón común		LC

FAMILIA	NOMBRE CIENTÍFICO	NOMBRE COMÚN	CATEGORÍA LISTA ROJA 2021	
			Invernantes o Migratorias (*Canarias)	Reproductoras (*Canarias)
FRINGILLIDAE	*Linaria cannabina*	Pardillo común		LC
FRINGILLIDAE	*Loxia curvirostra*	Piquituerto común		LC
FRINGILLIDAE	*Carduelis carduelis*	Jilguero europeo		LC
FRINGILLIDAE	*Carduelis citrinella*	Verderón serrano		NT
FRINGILLIDAE	*Serinus serinus*	Serín verdecillo		LC
FRINGILLIDAE	*Serinus canaria*	Serín canario		LC*
FRINGILLIDAE	*Spinus spinus*	Jilguero lúgano	NT	LC
CALCARIIDAE	*Plectrophenax nivalis*	Escribano nival	DD	
EMBERIZIDAE	*Emberiza calandra*	Escribano triguero		LC
EMBERIZIDAE	*Emberiza citrinella*	Escribano cerillo		EN
EMBERIZIDAE	*Emberiza cia*	Escribano montesino		LC
EMBERIZIDAE	*Emberiza hortulana*	Escribano hortelano		NT
EMBERIZIDAE	*Emberiza cirlus*	Escribano soteño		NT
EMBERIZIDAE	*Emberiza schoeniclus*	Escribano palustre		CR

Anexo II

TAXONES INFRAESPECÍFICOS CANARIOS

Autor: **Juan Antonio Lorenzo**

TAXONES ENDÉMICOS CON RANGO DE SUBESPECIE PRESENTES EN EL ARCHIPIÉLAGO CANARIO

El presente anexo contiene una relación de taxones canarios que a juicio de SEO/BirdLife serían merecedores de una evaluación independiente atendiendo a los criterios regionales de la UICN y a las especiales peculiaridades del archipiélago canario dentro de la región biogeográfica macaronésica. El carácter estatal del *Libro Rojo de las Aves de España* hace que incluya en su apartado principal tanto las evaluaciones de las especies endémicas canarias como de aquellas otras especies cuyos efectivos a escala nacional se encuentran únicamente en estas islas, pero en el caso de muchas subespecies endémicas, la evaluación conjunta con las otras subespecies que conforman los efectivos en todo el territorio español hace que a menudo queden infravaloradas bajo una misma categoría de conservación a escala nacional.

Una situación bastante ilustrativa al respecto ocurre cuando una especie presente en el territorio nacional con diferentes subespecies no cumple ninguna categoría de conservación a escala nacional, a pesar de que la subespecie presente en las islas, de aplicarse dichos criterios a escala local, los cumpla con creces. Se trata pues de un problema de enfoque estatal y regional en el que debería priorizarse la importancia biogeográfica del archipiélago canario.

Hay que tener en cuenta que, en la mayor parte de los casos, tanto el tamaño poblacional como el área de ocupación y de distribución de estos taxones insulares es muy reducido, y contempla a veces un hábitat concreto y escaso presente en una o en unas pocas islas, ni siquiera en el conjunto del archipiélago. Por si fuera poco, en muchos casos se trata de taxones que no han sido debidamente estudiados, por los que se cuenta con muy poca información en la actualidad en aspectos tan básicos como su distribución y abundancia.

En opinión de SEO/BirdLife, teniendo en cuenta dicho escenario, sería necesario tanto un libro rojo como una lista roja de Canarias, que analicen el conjunto de taxones nidificantes y tenga en cuenta su actual estado de conservación bajo la perspectiva insular. Esta es precisamente una de las principales conclusiones del presente libro rojo tras el análisis detallado de todos los taxones españoles.

Aunque las subespecies canarias ya fueron incluidas en el anterior *Libro Rojo de las Aves de España* junto con el resto de las subespecies del conjunto del territorio nacional (Madroño *et al*., 2004), el presente libro sólo ha evaluado los taxones con rango de especie, agrupando todas las subespecies reconocidas en la actualidad en el territorio español (Rouco *et al.*, 2019). De ahí, la necesidad de evaluar nuevamente las poblaciones de aves canarias, aplicando los criterios regionales propuestos por la UICN, pero bajo una perspectiva regional. Los patrones de distribución en el archipiélago canario de muchos de estos taxones, y la evolución de sus poblaciones en las últimas décadas, aconsejarían incluso un análisis a escala insular, tal y como se llevó a cabo de forma pionera en el *Libro Rojo de los Vertebrados Terrestres de Canarias* (Martín *et al*., 1990).

Teniendo en cuenta lo anterior, a continuación, se presenta la lista de taxones a los que se hace alusión en el presente anexo, diferenciando las subespecies presentes en el archipiélago canario, y ordenados de forma sistemática siguiendo la taxonomía de la reciente *Lista de las Aves de España* (Rouco *et al*., 2019). Obviamente, de dicha lista se han excluido todas las especies introducidas en las islas. Sin embargo, se incluyen los taxones que han sido evaluados en la parte principal del presente libro rojo, bien por tratarse de las únicas poblaciones españolas, como ocurre con muchas especies de aves marinas y algunas especies propias de ambientes subestepáricos entre otras, o por corresponder con endemismos españoles restringidos a Canarias: palomas turqué y rabiche, pinzón azul de Tenerife y pinzón azul de Gran Canaria, mosquitero canario y tarabilla canaria. También es el caso de endemismos compartidos bien con la Macaronesia, vencejo unicolor y bisbita caminero, o bien incluso con el noroeste africano en el caso del herrerillo canario.

Tal y como se detalla en los párrafos anteriores, algunos taxones incluidos en la presente lista, tras la correspondiente evaluación a nivel estatal, han quedado fuera del apartado de especies catalogadas en el libro rojo, tal y como ocurre, por ejemplo, con el pinzón vulgar o el pico picapinos, entre otras. La lista incluye también los taxones extintos (†), que son objeto de fichas específicas en el presente libro, así como las subespecies dudosas (¿?) desde el punto de vista taxonómico a raíz de la información actual.

ESPECIES	SUBESPECIES PRESENTES EN CANARIAS	ESPECIE (ESPAÑOL)
Tadorna ferruginea		Tarro canelo
Marmaronetta angustirostris		Cerceta pardilla
Coturnix coturnix	*coturnix, confisa*	Codorniz común
Pelagodroma marina	*hypoleuca*	Paíño pechialbo
Hydrobates pelagicus	*pelagicus*	Paíño europeo
Oceanodroma castro		Paíño de Madeira
Calonectris borealis		Pardela cenicienta canaria
Puffinus puffinus	*canariensis*	Pardela pichoneta
Puffinus baroli		Pardela chica
Bulweria bulwerii		Petrel de Bulwer
Phaethon aethereus	*mesonauta*	Rabijunco etéreo
Ixobrychus minutus	*minutus*	Avetorillo común
Nycticorax nycticorax	*nycticorax*	Martinete común
Bubulcus ibis	*ibis*	Garcilla bueyera
Egretta garzetta	*garzetta*	Garceta común
Pandion haliaetus	*haliaetus*	Águila pescadora
Neophron percnopterus	*majorensis*	Alimoche común
Accipiter nisus	*granti*	Gavilán común
Milvus milvus	*milvus*	Milano real
Milvus migrans	*migrans*	Milano negro
Buteo buteo	*insularum*	Busardo ratonero
Chlamydotis undulata	*fuertaventurae*	Avutarda hubara canaria
Gallinula chloropus	chloropus	Gallineta común
Fulica atra		Focha común
Burhinus oedicnemus	distinctus, insularum	Alcaraván común
Haematopus meadewaldoi †		Ostrero negro canario
Himantopus himantopus		Cigüeñuela común
Charadrius dubius	curonicus	Chorlitejo chico
Charadrius alexandrinus	alexandrinus	Chorlitejo patinegro
Scolopax rusticola		Chocha perdiz
Cursorius cursor	cursor	Corredor sahariano
Larus michahellis	atlantis	Gaviota patiamarilla

ESPECIES	SUBESPECIES PRESENTES EN CANARIAS	ESPECIE (ESPAÑOL)
Larus fuscus	¿graellsii?	Gaviota sombría
Sterna dougallii	dougallii	Charrán rosado
Sterna hirundo	hirundo	Charrán común
Pterocles orientalis	orientalis	Ganga ortega
Columba livia	livia	Paloma bravía
Columba bollii		Paloma turqué
Columba junoniae		Paloma rabiche
Streptopelia turtur	turtur	Tórtola europea
Streptopelia decaocto	decaocto	Tórtola turca
Spilopelia senegalensis	phoenicophila	Tórtola senegalesa
Tyto alba	alba, gracilirostris	Lechuza común
Asio otus	canariensis, ¿otus?	Búho chico
Apus apus	apus	Vencejo común
Apus unicolor		Vencejo unicolor
Apus pallidus	brehmorum	Vencejo pálido
Upupa epops	epops	Abubilla común
Dendrocopos major	canariensis, thanneri	Pico picapinos
Falco tinnunculus	canariensis, dacotiae	Cernícalo vulgar
Falco eleonorae		Halcón de Eleonora
Falco pelegrinoides	pelegrinoides	Halcón tagarote
Lanius excubitor	koenigi	Alcaudón norteño
Pyrrhocorax pyrrhocorax	barbarus	Chova piquirroja
Corvus corax	canariensis	Cuervo grande
Cyanistes teneriffae	palmensis, degener, ombriosus, teneriffae, hedwigae	Herrerillo canario
Alaudala rufescens	rufescens †, polatzeki	Terrera marismeña
Hirundo rustica	rustica	Golondrina común
Phylloscopus canariensis	canariensis, exsul †	Mosquitero canario
Sylvia atricapilla	heineken	Curruca capirotada
Sylvia conspicillata	orbitalis	Curruca tomillera
Sulvia melanocehala	leucogastra, ¿melanocephala?	Curruca cabecinegra
Regulus regulus	teneriffae, ellenthalerae	Reyezuelo sencillo

ESPECIES	SUBESPECIES PRESENTES EN CANARIAS	ESPECIE (ESPAÑOL)
Sturnus vulgaris	vulgaris	Estornino pinto
Turdus merula	cabrerae	Mirlo común
Erithacus rubecula	rubecula, superbus, ¿marionae?	Petirrojo europeo
Saxicola dacotiae	dacotiae, murielae †	Tarabilla canaria
Passer hispaniolensis	hispaniolensis	Gorrión moruno
Petronia petronia	petronia	Gorrión chillón
Motacilla cinerea	canariensis	Lavandera cascadeña
Anthus berthelotii	berthelotii	Bisbita caminero
Fringilla coelebs	canariensis, bakeri, ombriosa, palmae	Pinzón vulgar
Fringilla teydea		Pinzón azul de Tenerife
Fringilla polatzeki		Pinzón azul de Gran Canaria
Bucanetes githagineus	amantum	Camachuelo trompetero
Chloris chloris	aurantiiventris	Verderón común
Linaria cannabina	meadewaldoi, harterti	Pardillo común
Carduelis carduelis	parva	Jilguero europeo
Serinus serinus		Serín verdecillo
Serinus canarius		Serín canario
Emberiza calandra	calandra	Escribano triguero

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Madroño A., C. González, y J.C. ATIENZA (eds.). 2004. *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.

Martín, A., E. Hernández, M. Nogales, V. Quilis, O. Trujillo y G. Delgado. 1990. *El Libro Rojo de los Vertebrados Terrestres de Canarias*. Caja Canarias. Santa Cruz de Tenerife.

Rouco, M., J.L. Copete, E. De Juana, M. Gil-Velasco, J.A. Lorenzo, M. Martin, B. Milá, B. Molina y D.M. Santos. 2019. *Lista de las aves de España. Edición de 2019*. SEO/BirdLife. Madrid.

Índice
DE NOMBRES CIENTÍFICOS

A **Pág.**

Acrocephalus melanopogon ... 594
Acrocephalus paludicola ... 358
Aegolius funereus ... 683
Aegypius monachus ... 793
Alauda arvensis ... 563
Alaudala rufescens ... 871
Alca torda ... 784
Alcedo atthis ... 438
Alectoris barbara ... 481
Alectoris graeca ... 874
Alectoris rufa ... 712, 874
Anas acuta ... 335
Anas crecca ... 795
Anser anser ... 862
Anser fabalis ... 862
Anthus berthelotii ... 789
Apus apus ... 746
Apus caffer ... 855
Aquila adalberti ... 285
Aquila fasciata ... 534
Asio flammeus ... 791
Aythya ferina ... 499
Aythya fuligula ... 507
Aythya nyroca ... 244

B **Pág.**

Botaurus stellaris ... 162
Bucanetes githagineus ... 582
Bulweria bulwerii ... 487

C **Pág.**

Calandrella brachydactyla ... 851
Calonectris borealis ... 695
Calonectris diomedea ... 473
Caprimulgus ruficollis ... 616
Cercotrichas galactotes ... 330
Charadrius alexandrinus ... 375
Charadrius morinellus ... 798
Chersophilus duponti ... 321
Chlamydotis undulata ... 343
Chlidonias hybrida ... 812
Chlidonias niger ... 200
Chroicocephalus genei ... 817
Ciconia nigra ... 623
Circus cyaneus ... 300
Circus pygargus ... 542
Columba bollii ... 835
Columba junoniae ... 689
Coracias garrulus ... 352

Corvus frugilegus 418
Corvus monedula 424
Coturnix coturnix 386
Cursorius cursor 395
Cyanistes teneriffae 823

D **Pág.**

Dendrocopos leucotos 493
Dendrocopos medius 772
Dryocopus martius 840

E **Pág.**

Emberiza citrinella 406
Emberiza schoeniclus 185

F **Pág.**

Falco biarmicus 870
Falco eleonorae 764
Falco naumanni 600
Falco pelegrinoides 669
Falco peregrinus 821
Falco subbuteo 314
Falco tinnunculus 366
Fratercula arctica 810
Fringilla polatzeki 239
Fringilla teydea 842
Fulica cristata 191

G **Pág.**

Gallinago gallinago 278
Gavia immer 802
Gelochelidon nilotica 833
Geronticus eremita 864
Glareola pratincola 588
Grus grus 866
Grus virgo 865
Gypaetus barbatus 720

H **Pág.**

Haematopus meadewaldoi 868
Haematopus ostralegus 456, 869
Haliaeetus albicilla 875
Hirundo rustica 661
Hydrobates pelagicus 466
Hydrobates castro 462

J **Pág.**

Jynx torquilla 733

L **Pág.**

Lagopus muta 676
Lanius collurio 549
Lanius meridionalis 310
Lanius minor 151
Lanius senator 306
Larus audouinii 653
Larus michahellis 814
Limosa limosa 146
Lyrurus tetrix 873

M **Pág.**

Mareca strepera 846
Marmaronetta angustirostris 178
Milvus migrans 825
Milvus milvus 446
Monticola saxatilis 844
Montifringilla nivalis 819

N **Pág.**

Neophron percnopterus 554
Netta rufina 837
Numenius arquata 269
Numenius tenuirostris 869

O **Pág.**

Otis tarda 754
Otus scops 570
Oxyura leucocephala 431

P **Pág.**

Pandion haliaetus 292, 875
Panurus biarmicus 576
Pelagodroma marina 214
Perdix perdix 706
Phalacrocorax aristotelis 516
Phalacrocorax carbo 628
Phoenicurus phoenicurus 805
Phylloscopus canariensis 831, 872
Phylloscopus collybita 872
Platalea leucorodia 636
Plegadis falcinellus 827
Podiceps nigricollis 857
Prunella collaris 782
Pterocles alchata 647
Pterocles orientalis 411
Puffinus baroli 226
Puffinus puffinus 233
Puffinus yelkouan 701
Pyrrhocorax graculus 800

R **Pág.**

Rissa tridactyla 208

S **Pág.**

Saxicola dacotiae 528, 873
Scolopax rusticola 760
Spatula clypeata 807
Spatula querquedula 172
Streptopelia turtur 740
Sylvia undata 400

T **Pág.**

Tadorna ferruginea 726
Tadorna tadorna 848
Tetrao urogallus 252
Tetrastes bonasia 863
Tetrax tetrax 521
Thalasseus sandvicensis 607
Tichodroma muraria 853
Tringa totanus 786
Turnix sylvaticus 867
Uria aalge 156

Índice

DE NOMBRES COMUNES EN CASTELLANO

A **Pág.**

Acentor alpino 782
Agachadiza común 278
Águila imperial ibérica 285
Águila perdicera 534
Águila pescadora 292
Aguilucho cenizo 542
Aguilucho pálido 300
Aguja colinegra 146
Alca común 784
Alcaudón chico 151
Alcaudón común 306
Alcaudón dorsirrojo 549
Alcaudón real 310
Alcotán europeo 314
Alimoche común 554
Alondra común 563
Alondra ricotí 321
Alzacola rojizo 330
Ánade rabudo norteño 335
Ánsar campestre 862
Arao común 156
Archibebe común 786
Autillo europeo 570
Avetoro común 162
Avutarda euroasiática 754
Avutarda hubara canaria 343

B **Pág.**

Bigotudo 576
Bisbita caminero 789
Búho campestre 791
Buitre negro 793

C **Pág.**

Camachuelo trompetero 582
Canastera común 588
Carraca europea 352
Carricerín cejudo 358
Carricerín real 594
Cerceta carretona 172
Cerceta común 795
Cerceta pardilla 178
Cernícalo primilla 600
Cernícalo vulgar 366
Charrán patinegro 607
Chocha perdiz 760

Chorlitejo patinegro 375
Chorlito carambolo 798
Chotacabras cuellirrojo 616
Chova piquigualda 800
Cigüeña negra 623
Codorniz común 386
Colimbo grande 802
Colirrojo real 805
Cormorán moñudo 628
Corredor sahariano 395
Cuchara común 807
Curruca rabilarga 400

E **Pág.**

Escribano cerillo 406
Escribano palustre 185
Espátula común 636

F **Pág.**

Focha moruna 191
Frailecillo atlántico 810
Fumarel cariblanco 812
Fumarel común 200

G **Pág.**

Gallo lira común 873
Ganga ibérica 647
Ganga ortega 411
Gaviota de Audouin 653
Gaviota patiamarilla 814
Gaviota picofina 817
Graja 418
Grajilla occidental 424
Grévol común 863
Grulla común 866
Grulla damisela 865

H **Pág.**

Halcón borní 870
Halcón de Eleonora 764
Halcón peregrino 821
Halcón tagarote 669
Herrerillo canario 823

I **Pág.**

Ibis eremita 864

L **Pág.**

Lagópodo alpino 676

M **Pág.**

Malvasía cabeciblanca 431
Martín pescador común 438
Milano negro 825
Milano real 446
Mochuelo boreal 683
Morito común 827
Mosquitero canario 831, 872

O **Pág.**

Ostrero euroasiático 456
Ostrero negro canario 868

P **Pág.**

Pagaza piconegra 833
Paíño de Madeira 462
Paíño europeo 466
Paíño pechialbo 214
Paloma rabiche 689
Paloma turqué 835
Pardela balear 219

Pardela cenicienta atlántica 695
Pardela cenicienta mediterránea 473
Pardela chica macaronésica 226
Pardela mediterránea 701
Pardela pichoneta 233
Pato colorado 837
Perdiz griega 874
Perdiz moruna 481
Perdiz pardilla 706
Perdiz roja 712
Petrel de Bulwer 487
Picamaderos negro 840
Pico dorsiblanco 493
Pico mediano 772
Pigargo europeo 875
Pinzón azul de Gran Canaria 239
Pinzón azul de Tenerife 842
Porrón europeo 499
Porrón moñudo 507
Porrón pardo 244

Q, R **Pág.**

Quebrantahuesos 720
Rabijunco etéreo 516
Roquero rojo 844

S **Pág.**

Silbón europeo 486
Sisón común 521

T **Pág.**

Tarabilla canaria 528, 873
Tarro blanco 848
Tarro canelo 726
Terrera común 851
Terrera marismeña 871
Torcecuello euroasiático 733
Torillo andaluz 867
Tórtola europea 740
Treparriscos 853

U, V **Pág.**

Urogallo común 252
Vencejo cafre 855
Vencejo común 746

Z **Pág.**

Zampullín cuellinegro 857
Zarapito fino 869
Zarapito real 269

Referencias

BIBLIOGRÁFICAS



- Afán, I., J. Navarro, D. Grémillet, M. Coll y M.G. Forero. 2019. *Maiden voyage into death: are fisheries affecting seabird juvenile survival during the first days at sea?* Royal Society open science, 6(1): 181151.
- Aguilar, J.S. y G. Fernández (compilers). 1999. *Species Action Plan for the Mediterranean Shag Phalacrocorax aristotelis desmarestii in Europe*. BirdLife International on behalf of the European Commission.
- Aja, J.J. y Sanz, A. 2021. *Resultados del censo de ostrero euroasiático reproductor en Cantabria en 2021*. SEO/BirdLife Cantabria.
- Åkesson, S., P.W. Atkinson, A. Bermejo, J. de la Puente, M. Ferri, C.M. Hewson, J. Holmgren, E. Kaiser, L. Kearsley, R.H.G. Klaassen, H. Kolunen, G. Matsson, F. Minelli, G. Norevik, H. Pietiäinen, N.J. Singh, F. Spina, L. Viktora y A. Hedenström. 2020. *Evolution of chain migration in an aerial insectivorous bird, the common swift Apus apus*. Evolution, 2020: evo.14093.
- Alamany, O. y A. De Juan. 1983. *Le Grand Tétras (Tetrao urogallus) et le Lagopède (Lagopus mutus) dans les Pyrénées orientales ibériques*. Acta Biol. Montana, 2-3: 363-368.
- Alambiaga, I., M. Carrasco, C. Ruiz, F. Mesquita-Joanes y J.S. Monrós. *Population trends and habitat selection of threatened marsh passerines in a protected Mediterranean wetland*. (in prep).
- Alberdi, M., J.A. Gómez y R. Belenguer. 2019. *Falco naumanni*. In: *Rapaces diurnas de la Comunitat Valenciana. Colección Biodiversidad, 23: 292-298*. Conselleria d'Agricultura, Desenvolupament Rural, Emergència Climàtica i Transició Ecològica. Generalitat Valenciana. València.
- Albero, J.C., J.l. Rivas, J. Sanz, R. Antor y J. Puente. 2016. *Prospección de lagópodo alpino (Lagopus muta pyrenaica) en el Pirineo aragonés (biorregión alpina). Año 2017*. Gobierno de Aragón. Informe inédito.
- Alberto, J., J.M. Marcos y T. Velasco. 1985. *Ánade Rabudo, Anas acuta*. Noticiario Ornitológico, Ardeola, 32(2): 411.
- Almaraz, P. y J.A. Amat. 2004. *Complex structural effects of two hemispheric climatic oscillators on the regional spatio-temporal expansion of a threatened bird*. Ecology letters, 7(7), 547-556.
- Alonso, E., C. Fuentes, D. Carreras, M.A. Martín, R. Gil, M. Cabrera, B. Abaroa, A. Gallardo, I. Saranova y S. Benbeniste. 2020. *Sistemas de indicadores conjuntos de sostenibilidad. Comparación entre islas y evolución temporal. Lanzarote, Fuerteventura, Menorca e Ibiza*. Observatorio Socioambiental de Menorca-Centro de Datos del Cabildo de Lanzarote-Reserva de Biosfera de Fuerteventura-Ibiza Formentera Preservation.
- Alonso, J.C., y C. Palacín. 2010. *The world status and population trends of the Great Bustard: 2010 update*. Chinese Birds, 1: 141-147.
- Alonso, J.C., y C. Palacín. 2015. *Avutarda – Otis tarda*. In: Salvador, A. y M.B. Morales (Eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- Alonso, J.C., C. Palacín y C.A. Martín (Eds.) 2005. *La avutarda común en la península ibérica: población actual y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Alonso, J.C., C. Palacín y C.A. Martín. 2003. *Status and recent trends of the Great Bustard (Otis tarda) population in the Iberian Peninsula*. Biological Conservation, 110: 185-195.
- Alonso, J.C., C. Palacín y I. Abril-Colón. 2020. *The Lanzarote Population of the African Houbara Chlamydotis undulata fuertaventurae: Census, Sex Ratio, Productivity, and a Proposed New Survey Method*. Ardeola, 67(1): 69-83.
- Alonso, R., M.J. Caballero, P. Orejas, T. Sáez, y J. Yánez. 1999. *Mortalidad de rapaces nocturnas en la Comunidad de Madrid. Una aproximación a partir de los ingresos en un centro de recuperación.* Anuario Ornitológico de Madrid, 1999: 78-89.

- Alonso, R., P. Orejas, I. Zuberogoitia y J.A. Martínez-Climen. 2003. *Autillo europeo, Otus scops*. In: Martí, R. y J.C. del Moral (Eds.) 2003. *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Sociedad Española de Ornitología. Madrid

- Alvarez Lao, C.M. 1993. *Censo de aves marinas invernantes en la península Ibérica 1992*. In: Gorospe, G. (Ed.). *Actas IV Congreso del GIAM (Hondarribia 1992): 17-29*. Itsas Enara Ornitologi Elkartea. San Sebastian.

- Álvarez, D. y A. Velando, 2007. *El Cormorán moñudo en España y Gibraltar. Población en 2006-2007 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.

- Álvarez, D. y A. Velando. 2007. *El cormorán moñudo en España. Población en 2006-2007 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.

- Álvarez, D. 2015. *Análisis de la mortalidad de las poblaciones de cormorán moñudo (Phalacrocorax aristotelis) en artes de pesca en la Demarcación Marina Noratlántica*. Aplicación 23.06.456D.640. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA).

- Álvarez, J., A. Bea, J.M. Faus, E. Castién y I. Mendiosa. 1985. *Atlas de vertebrados continentales de Álava, Vizcaya y Guipúzcoa*. Gobierno Vasco, Bilbao.

- Amar, A., M. Grant, G. Buchanan, I. Sim, J. Wilson, J.W. Pearce-Higgins y S. Redpath. 2011. *Exploring the relationships between wader declines and current land-use in the British uplands*. Bird Study, 58(1): 13-26.

- Amat, J.A. y J.A. Masero. 2004a. *Predation risk on incubating adults constrains the choice of thermally favourable nest sites in a plover*. Animal Behaviour, 67: 293-300.

- Amat, J.A. y J.A. Masero. 2004b. *How Kentish plovers, Charadrius alexandrinus, cope with heat stress during incubation*. Behavioral Ecology and Sociobiology, 56(1): 26-33.

- Amat, J.A. 1980. *Biología y ecología de la comunidad de patos del Parque Nacional de Doñana*. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla.

- Amat, J.A. 1993. Status of the Kentish Plover in Spain. Kentish Plover Project. Newsletter, 2: 2-4.

- Amat, J.A., L. García, C. Ramo y N. Varo. 2012. *Zampullín cuellinegro, Podiceps nigricollis*. In: SEO/BirdLife. *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010: 124-125*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife. Madrid.

- Amblar, P., Casado, M.J., Pastor, A., Ramos, P. y Rodríguez, E. 2017. *Guía de escenarios regionalizados de cambio climático sobre España a partir de los resultados del IPCC-AR5*. Agencia Estatal de Meteorología. Madrid.

- Amengual, J.F. y J.S. Aguilar. 1998 *The impact of the black rat Rattus rattus on the reproduction of Cory's Shearwater Calonectris diomedea in the Cabrera National Park, Balearic Islands, Spain*. In: Les Amis des Oiseaux, Medmaravis. *Ecologie des Oiseaux Marins et Gestion Intégrée du Littoral Méditerranée, IV Symposium Méditerranéen des Oiseaux Marins: 94-12*. Arcs Editions, Hammamet, Tunisia.

- Angelov, I., I. Hashim y S. Oppel. 2013. *Persistent electrocution mortality of Egyptian Vultures Neophron percnopterus over 28 years in East Africa*. Bird Conservation International, 23(1): 1-6.

- Anónimo. 1974. *Noticiero de la Avifauna (Notas Breves)*. Ardeola, 20: 315-387.

- Anthony, L.W. y C.A. Ely. 1976. *Breeding biology of Barn Swallows in west-central Kansas*. Bulletin of the Kansas Ornithological Society, 27: 37-43.

- Antolín P. y A. Cabeza. 2001. *Nidales artificiales para cernícalo primilla (Falco naumanni), posible clave para la recuperación de colonia*. Actas del IV Congreso Nacional sobre el Cernícalo Primilla: 405-408. Consejería de Medio Ambiente, Madrid.

- Aragonés, J. 1996. *Incidencia de las actividades humanas en la mortalidad del Chotacabras Pardo*. Quercus, 123: 24-26.
- Araújo, M.B., F. Guilhaumon, D.R. Neto, I. Pozo y R. Calmaestra. 2011. *Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación al Cambio. Climático de la Biodiversidad Española. 2 Fauna de Vertebrados*. Dirección general de medio Natural y Política Forestal. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Madrid.
- Arcea. 1992. *Estudo da situación do Arao Común nidificante en Galicia. Año 1992*. Informe inédito para Servicio de Medio Ambiente Natural. Xunta de Galicia.
- Arcea. 1994. *Censo de Arao Común e outras aves mariñas e rupícolas de interese*. Informe inédito para Servicio de Medio Ambiente Natural. Xunta de Galicia.
- Arcea. 2004. *Avaliación dos efectos do accidente do Prestige sobre as aves mariñas e litorais reproductoras en Galicia*. Dirección Xeral de Conservación da Natureza, Consellería de Medio Ambiente. Xunta de Galicia.
- Arcea. 2021. *Servizo para a realización de censos de aves acuáticas invernantes en Galicia (2020-2022)*. Informe parcial 2021. Censo aves acuáticas invernantes. Dirección Xeral de Patrimonio Natural, Xunta de Galicia.
- Arcos, F., E. Rego y R. Salvadores. 2008. *Plan de recuperación de Emberiza schoeniclus subsp. lusitanica Steinbacher en Galicia*. ARCEA Xestión de Recursos Naturais S.L.-Xunta de Galizia.
- Arcos, F., Mouriño, J. y Salvadores, R. 2003. *Cerceta común, Anas crecca*. In: Martí, R. y J.C. Del Moral (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España: 134-135*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- Arcos, J.M. (compiler) 2011. *International species action plan for the Balearic shearwater, Puffinus mauretanicus*. SEO/BirdLife y BirdLife International.
- Arcos, J.M., G.M. Arroyo, J. Bécares, M. Mateos-Rodríguez, B. Rodríguez, A.R. Muñoz, A. Ruiz, A. De la Cruz, D. Cuenca, A. Onrubia y D. Oro. 2012a. *New estimates at sea suggest a larger global population of the Balearic Shearwater Puffinus mauretanicus*. In: Yésou, P., N. Bacceti y J. Sultana (Eds.). *Ecology and conservation of Mediterranean seabirds and other bird species under the Barcelona Convention: 84-94*. Proceedings of the 13th MEDMARAVIS Pan-Mediterranean Symposium, Alghero (Sardinia).
- Arcos, J.M., I. López, J. Alonso y J. Mayol (compilers). 2017. *Study, monitoring and conservation of the Balearic shearwater in Spain: an update*. Fourth Meeting of the Population and Conservation Status Working Group. Wellington, New Zealand, 7-8 September. ACAP PACSWG4- Inf 25 Rev1.
- Arcos, J.M., J. Bécares, B. Rodríguez y A. Ruiz, A. 2009. *Áreas Importantes para la Conservación de las Aves marinas en España*. LIFE04NAT/ ES/000049 – Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife). Madrid
- Arcos, J.M., J. Bécares, B. Rodríguez y A. Ruiz. 2009. *Áreas Importantes para la Conservación de las Aves marinas en España*. LIFE04NAT/ES/000049-Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife). Madrid.
- Arcos, J.M., J. Bécares, B. Rodríguez y A. Ruiz. 2009. *Áreas Importantes para la Conservación de las Aves marinas en España*. LIFE04NAT/ ES/000049 – Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife). Madrid
- Arcos, J.M., J. Bécares, D. Villero, L. Brotons, B. Rodríguez y A. Ruiz. 2012b. *Assessing the location and stability of foraging hotspots for pelagic seabirds: an approach to identify marine Important Bird Areas (IBAs) in Spain*. Biological Conservation, 156: 30-42.
- Arévalo, J. 1887. *Aves de España*. Aguado. Madrid.
- Arizaga, J., A. Galarza, A. Herrero, J. Hidalgo y A. Aldalur. 2009. *Distribución y tamaño de la población de la Gaviota Patiamarilla Larus michahellis lusitanius en el País Vasco: tres décadas de estudio*. Revista Catalana d'Ornitologia, 25:32-42.

- Arizaga, J., E. Unamuno, O. Clarabuch y A. Azkona. 2013. *The impact of an invasive exotic bush on the stopover ecology of migrant passerines*. Animal Biodiversity and Conservation, 36: 1-11.
- Arizaga, J., J. García, S. Suárez-Seoane. 2016. *Ruiseñor Pechiazul – Luscinia svecica*. In: Salvador, A. y M.B. Morales (Eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- Arnaldos, I., A. Fernández-Caro, A. Sallent y J. Sánchez. 2014. *Seguimiento de la canastera común (Glareola pratincola) en el Mar Menor*. Informe inédito.
- Arratíbel Jáuregui, P. 2003. *Escribano cerillo, Emberiza citrinella*. In: Martí, R. y J.C. Del Moral (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España: 596-597*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- Arrondo, E., A. Cortés-Avizanda y J.A. Donázar. 2015. *Temporally unpredictable supplementary feeding may benefit endangered scavengers*. Ibis, 157: 648-651.
- Arroyo, B. y E. Ferreiro. 1997. *European Union Species Action Plan for Bonelli's Eagle (Hieraaetus fasciatus)*. European Union Action Plans for 8 Priority Birds Species. Comisión Europea.
- Arroyo, B. y J. García. 2004. *Aguilucho cenizo, Circus pygargus*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España: 138-141*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.
- Arroyo, B. y J. García. 2007. *El aguilucho cenizo y el aguilucho pálido en España. Población en 2006 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Arroyo, B., y M. Razin. 2006. *Effect of human activities on bearded vulture behaviour and breeding success in the French Pyrenees*. Biological Conservation, 128(2): 276-284.
- Arroyo, B., B. Molina y J.C. Del Moral (Eds.). 2019. *El aguilucho cenizo y el aguilucho pálido en España. Población reproductora en 2017 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.
- Arroyo, B., B. Molina y J.C. Del Moral. 2019. *El aguilucho cenizo y el aguilucho pálido en España. Población reproductora en 2017 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.
- Arroyo, B., J. García y V. Bretagnolle. 2002. *Conservation of the Montagu's Harrier (Circus pygargus) in agricultural areas*. Animal Conservation, 5: 283-290.
- Arroyo, B., J. Lafitte, E. Sourp, D. Rousseau, L. Albert, V. Heuacker, J.F. Terrasse y M. Razin. 2021. *Population expansion and breeding success of Bearded Vultures Gypaetus barbatus in the French Pyrenees: results from long-term population monitoring*. Ibis, 163(1): 213-230.
- Arroyo, B., J.T. García y V. Bretagnolle. 2002. *Conservation of the Montagu's Harrier (Circus pygargus) in agricultural areas*. Animal Conservation, 5: 283-290.
- Arroyo, B., L. Moreno-Zarate, A. Estrada y J. Jimenez. 2018. *Sostenibilidad de la caza de la tórtola europea en españa*. Encomienda de gestión del MAPAMA al IREC (CSIC).
- Arroyo, B., L. Palomares y J. Pinilla. 1995. *Situación y problemática de los aguiluchos cenizo Circus pygargus y pálido C. cyaneus en la Comunidad de Madrid*. Alytes, 7: 365-372.
- Arroyo, G.M., D. Cuenca, L. Barrios, A. De la Cruz, J. Ramirez, A. Onrubia, M. González y A. Román. 2011. *Seguimiento de la migración de aves marinas en el Estrecho de Gibraltar (SO España): el Programa Migres Marinas*. Boletín GIAM, 34: 43-48.
- Arroyo, G.M., M. Mateos-Rodríguez, A.R. Muñoz, A. De la Cruz, D. Cuenca y A. Onrubia. 2016. *New population estimates of a critically endangered species, the Balearic Shearwater Puffinus mauretanicus, based on coastal migration counts*. Bird Conservation International, 26 (1): 87-99.

- Arroyo, S., L. Fidel y A.J. Ramos. 2002. *Estudio de la canastera Glareola pratincola en los humedales del sur de Alicante 1999-2001*. La Matruca, 12: 24-36.
- Atchoi, E., A. Rodríguez, T. Pipa, C. Silva, A. Martín, y. Acosta, C. Gouveia, G. Carreira, S. Garcia y D. Menezes. 2021. *LuMinAves: cooperative research and mitigation of light pollution impacts in seabirds*. International Journal of Sustainable Lighting, 23(1): 33-41.
- Atienza, J.C. y J.L. Tella. 2004. *Cernícalo primilla, Falco naumanni*. En: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza. *Libro Rojo de las Aves de España:* 161-163. Dirección General para la Biodiversidad-SEO BirdLife, Madrid.
- Atienza, J.C. 2006. *El escribano palustre en España. I Censo nacional (2005).* SEO/BirdLife. Madrid.
- Atienza, J.C., E. Banda y M. Corroto. 2001. *Estado actual de la población de cernícalo primilla (Falco naumanni) en España y de las medidas llevadas a cabo para su conservación*. In: Garcés, J.F. y M. Corroto. *Biología y conservación del cernícalo primilla:* 141-158. Consejería de Medio Ambiente, Comunidad de Madrid y GREFA. Madrid.
- Atienza, J.C., I. Martín Fierro, O. Infante, J. Valls y J. Domínguez. 2011. *Directrices para la evaluación del impacto de los parques eólicos en aves y murciélagos (versión 3.0)*. SEO/BirdLife, Madrid.
- Atienza, J.C., I. Martín Fierro, O. Infante, J. Valls y J. Domínguez. 2014. *Guidelines for Assessing the Impact of Wind Farms on Birds and Bats (version 4.0)*. SEO/BirdLife, Madrid.
- Atienza, J.C., J. Pinilla y J. Justribó. 2001. *Migration and conservation of the Aquatic Warbler Acrocephalus paludicola in Spain*. Ardeola, 48: 197-208.
- Austin, R.E. y Al. 2019. *Patterns of at-sea behaviour at a hybrid zone between two threatened seabirds*. Scientific Reports, 9: 14720.
- Austin, R.E., R.B. Wynn, S.C. Votier, C. Trueman, M. McMinn, A. Rodríguez, L. Suberg, L. Maurice, J. Newton, M. Genovart, C. Péron, D. Grémillet y T. Guilford. 2019. *Patterns of at-sea behaviour at a hybrid zone between two threatened seabirds*. Scientific Reports, 9: 14720.
- Avilés, J.M. y A. Folch. 2004. *Carraca, Coracias garrulus*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza, (Eds.). *Libro Rojo de los Vertebrados de España: 297-298*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- Avilés, J.M. y D. Parejo. 2002. *Diet and prey type selection by rollers (Coracias garrulus) during the breeding season in southwestern Iberian Peninsula*. Alauda, 70: 227-230.
- Avilés, J.M. y D. Parejo. 2004. *Farming practices and Roller Coracias garrulus conservation in south-west Spain*. Bird Conservation International, 14: 173-181.
- Avilés, J.M. 2016. *Carraca europea – Coracias garrulus*. In: Salvador, A. y M.B. Morales (Eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- Avilés, J.M., J.M. Sánchez y D. Parejo. 2001. *Breeding rates of Eurasian kestrels (Falco tinnunculus) in relation to surrounding habitat in southwest Spain*. Journal of Raptor Research, 35: 31-34.
- Aymí, R. y G. Gargallo. 2006. *Family Sylviidae, subfamily Silviinae*. In: Del Hoyo, J., A. Elliot y D.A. Christie (Eds.). *Handbook of the birds of the World. Volume 11: 693-709*. Lynx Editions, Barcelona.
- Aymí, R. y G. Gargallo. 2020. *Dartford Warbler (*Sylvia undata*), version 1.0*. In: Del Hoyo, J., A. Elliott, J. Sargatal, D.A. Christie y E. De Juana (Eds.). *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.
- Aymí, R. y G. Gargallo. 2021. *Dartford Warbler (*Curruca undata*), version 1.1*. In: del Hoyo, J., A. Elliott, J. Sargatal, D.A. Christie y E. De Juana (Eds.). *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.

- Azkona, A., I. Zuberogoitia, J.A. Martinez, J. Etxezarreta, A. Iraeta, I. Castillo, J. Zabala, S. Hidalgo. 2006. *Short-term effects of the prestige oil spill on a colony of European storm--petrels Hydrobates pelagicus*. Acta zoologica Sinica, 52: 1042-1048.

- Azzurro, E., P. Moschella y F. Maynou. 2011. *Tracking signals of change in Mediterranean fish diversity based on local ecological knowledge*. PloS One, 6(9): e24885.

- Baccetti, N., D. Capizzi, F. Corbi, B. Massa, S. Nissardi, G. Spano y P. Sposimo. 2009. *Breeding shearwaters on Italian islands: population size, island selection and co-existence with their main alien predator, the black rat*. Rivista Italiana di Ornitologia, 78(2): 83-100.

- Badia-Boher, J.A., A. Sanz-Aguilar, M. de la Riva, L. Gangoso, T. Van Overveld, M. García-Alfonso, O. Pérez-Luzardo, A. Suarez-Pérez y J.a. Donázar. 2019. *Evaluating European LIFE conservation projects: improvements in survival of an endangered vulture*. Journal of Applied Ecology, 56: 1210-1219.

- Badosa, E., A. López, D. Potrony, A. Bonada y J.A. Gil. 2012. *Mochuelo boreal (Aegoluis funereus)*. In: SEO/BirdLife. *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010: 36-47*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife. Madrid.

- Báez, J.C., D. Macías, S. García-Barcelona, F. Poisson y Al. 2021. *Marine megafauna and charismatic vertebrate species*. In: Báez, J.C., J.T. Vázquez, J.A. Camiñas y M.M. Idrissi (Eds.). Alboran Sea – Ecosystems and Marine Resources. Springer.

- Báez, J.C., S. García-Barcelona, M. Mendoza, J.M. Ortiz de Urbina, R. Real y D. Macias. 2014. *Cory's shearwater by-catch in the Mediterranean Spanish commercial longline fishery: implications for Management*. Biodiversity and Conservation, 23(3): 661-681.

- Baillie, S.R., J.H. Marchant, H.Q.P. Crick, D.G. Noble, D.E. Balmer, C. Barimore, R.H. Coombes, I.S. Downie, S.N. Freeman y A.C. Joys. 2001. *Breeding birds in the wider countryside: their conservation status 2000*. Report.

- Bairlein, F. y W. Winkel. 2001. Birds and climate change. In: Lozan, J.L., I.H. Gra y P. Hupfer (eds.). *Climate of the 21st Century: Changes and Risks: 278-282*. Scientific Facts, GEO, Hamburg.

- Báldi, A. 2006. *Factors influencing occurrence of passerines in the reed archipielago of Lake Velence (Hungary)*. Acta Ornithologica, 41: 1-6.

- Ballesteros, F., J. Canut, L. Robles y J.J. Areces. 2006. *Situación actual de la especie. El urogallo en la península ibérica*. In: Robles, L. F. Ballesteros y J. Canut (eds.). *El urogallo en España, Andorra y Pirineos franceses. Situación actual (2005): 26-38*. SEO/BirdLife, Madrid.

- Ballesteros, G. 2008. *Porrón pardo (Aythya nyroca)*. In: Ballesteros, G., M. Cabrera, J.L. Echevarrías, J.A. Lorenzo, C. Raya, J.A. Torres-Esquivias y C. Viedma. *Tarro canelo, cerceta pardilla, porrón pardo, malvasía cabeciblanca y focha moruna en España. Población en 2007 y método de censo: 46-53*. SEO/BirdLife. Madrid.

- Ballesteros, G. 2012. *Porrón pardo, Aythya nyroca*. In: SEO/BirdLife. *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010: 96-97*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife. Madrid.

- Ballesteros, G., M. Cabrera, J.L. Echevarría, C.J. Lorenzo, C. Raya, J.A. Torres-Esquivias y C. Viedma. 2008. *Tarro canelo, cerceta pardilla, porrón pardo, malvasía cabeciblanca y focha moruna en España*. *Población en 2007 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.

- Ballesteros-Pelegrín, G.A., A. Zamora-López, J.M. Zamora-Marín, J.M. Hernández-Navarro, F. Robledano-Aymerich y A. Fuentes-Marín. 2021. *Atlas de las aves acuáticas del Mar Menor y humedales de su entorno*. Dirección General del Mar Menor, Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.

- Balmori, A. 2019. *Endangered bird mortality by gunshots: still a current problem*. Biodiversity and Conservation, 28(10): 2555-2564.
- Bannerman, D.A. 1983. *The Birds of the Balearics*. Croom Helm Ltd., London.
- Banos-González, I., C. Terrer, J. Martínez-Fernández, M.A. Esteve-Selma y L.m. Carrascal. 2016. *Dynamic modelling of the potential habitat loss of endangered species: the case of the Canarian Houbara Bustard (Chlamydotis undulata fuerteventurae)*. European Journal of Wildlife Research, 62: 263-275.
- Bañuelos, M.J. y M. Quevedo. 2008. *Update of the situation of the Cantabrian capercaillie Tetrao urogallus cantabricus: an ongoing decline*. Grouse News, 25: 5-7.
- Bañuelos, M.J., M. Quevedo y J.R. Obeso. 2006. *Diseño de procedimientos estandarizados de seguimiento de la población de urogallos y elaboración de cartografía de calidad de hábitat para la especie en Asturias*. Informe inédito redactado para el Principado de Asturias.
- Bañuelos, M.J., M. Quevedo y J.R. Obeso. 2008. *Habitat partitioning in endangered Cantabrian Capercaillie Tetrao urogallus cantabricus*. Journal of Ornithology, 149: 245-252.
- Bao, R., C. Bartolomé, A. Barros, C.J. Camphuysen, J.A. De Souza, M. Fortin, M. Heubeck, X. Maside y A. Sandoval. 2013. *Status, genetic diversity and possible breeding origin of wintering Great Northern Divers Gavia immer in Galicia, northwest Spain*. INTERNATIONAL LOON AND DIVER WORKSHOP. Hanko (Finlandia).
- Barbanera, F., O.R.W. Pergams, M. Guerrini, G. Forcina, P. Panayide y F. Dinis. 2010. *Genetic consequences of intensive management in game birds*. Biological Conservation, 143(5): 1259-1268.
- Barbanera, F., O.R.W. Pergams, M. Guerrini, G. Forcina, P. Panayide y F. Dinis. 2010. *Genetic consequences of intensive management in game birds*. Biological Conservation, 143(5): 1259-1268.
- Bárcena, F. 1985. *Localización e inventario de las colonias de Arao común, Uria aalge Pontop., en las costas de Galicia. Determinación de las posibles causas de su desaparición*. Boletín Estación Central de Ecología, 28: 19-28.
- Bárcena, F., J.A. De Souza, E. Fernández de la Cigoña y J. Domínguez. 1987. *Las colonias de aves marinas de la costa Occidental de Galicia. Características, censo y evolución de sus poblaciones*. Ecología, 1: 187-210.
- Barilani, M., A. Bernard-Laurent, N. Mucci, C. Tabarroni, S. Kark, J.A. Perez Garrido y E. Randi. 2007. *Hybridisation with introduced chukars (Alectoris chukar) threatens the gene pool integrity of native rock (A. graeca) and red-legged (A. rufa) partridge populations*. Biological Conservation, 137: 57-69.
- Barilani, M., A. Bernard-Laurent, N. Mucci, C. Tabarroni, S. Kark, J.A. Perez Garrido y E. Randi. 2007. *Hybridisation with introduced chukars (Alectoris chukar) threatens the gene pool integrity of native rock (A. graeca) and red-legged (A. rufa) partridge populations*. Biological Conservation, 137: 57-69.
- Barone, R. y J.A. Lorenzo. 2007. *Chocha perdiz, Scolopax rusticola*. In: Lorenzo, J.A. (Ed.). *Atlas de las aves nidificantes en el archipiélago canario (1997-2003): 238-241*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza – Sociedad Española de Ornitología, Madrid.
- Barone, R. y J.A. Lorenzo. 2012. *Perdiz moruna, Alectoris barbara*. In: SEO/BirdLife. *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010: 112-113*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife. Madrid.
- Barone, R. y K.W. Emmerson. 2007. *Perdiz moruna, Alectoris barbara, Barbary Partridge*. In: Lorenzo, J.A. (Eds.). *Atlas de las aves nidificantes en el archipiélago canario (1997-2003): 191-196*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza - SEO/BirdLife. Madrid.

- Barone, R. 2004. *Camachuelo trompetero. Bucanetes githagineus amantum*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España: 375-378*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife, Madrid.

- Barone, R. 2007. *Camachuelo trompetero. Bucanetes githagienus*. In: Lorenzo, A. (Ed.). Atlas de las aves nidificantes en el archipiélago canario (1997-2003): 456-460. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

- Barrientos, R. 2009. *Patrones ecológicos en poblaciones periféricas de un ave de ecosistemas subdesérticos, el camachuelo trompetero Bucanetes githagineus*. Tesis Doctoral. Universidad Complutense, Madrid.

- Barrientos, R. 2015. *Camachuelo trompetero. Bucanetes githagineus*. In: Salvador, A. y M.B. Morales (Eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.

- Barrientos, R., C. Ponce, C. Palacín, C.A. Martín, B. Martín y J.C. Alonso. 2012. *Wire marking results in a small but significant reduction in avian mortality at power lines: a BACI designed*. PLoS One, 7(3): e32569.

- Barrientos, R., F. Valera, A. Barbosa, C.M. Carrillo y E. Moreno. 2009b. *Plasticity of nest-site selection in the trumpeter finch: a comparison between two different habitats*. Acta Oecologica, 35: 499-506.

- Barrientos, R., L. Kvist, A. Barbosa, F. Valera, F. Khoury, S. Varela y E. Moreno. 2014. *Refugia, colonization and diversification of an arid adapted bird: coincident patterns between genetic data and ecological niche modelling*. Molecular Ecology, 23: 390-407.

- Barrientos, R., L. Kvist, A. Barbosa, F. Valera, G.M. López-Iborra y E. Moreno. 2009a. *Colonization patterns and genetic structure of peripheral populations of the trumpeter finch (Bucanetes githagineus) from Northwest Africa, the Canary Islands and the Iberian Peninsula*. Journal of Biogeography, 36: 210-219.

- Barrios, L. y A. Rodríguez. 2004. *Behavioural and environmental correlates of soaring-bird mortality at on-shore wind turbines*. Journal of Applied Ecology, 41(1): 72-81.

- Barros, A. 2017. *Rissa tridactyla*. In: Calleja, D., D. Rodríguez Vieites y C. Romay (coord.). *XV Anuario das Aves de Galicia 2007*. Sociedade Galega de Ornitoloxía, Santiago de Compostela.

- Barros, A. 2017. *Uria aalge*. In: Calleja, D., D. Rodríguez Vieites y C. Romay (coord.). *XV Anuario das Aves de Galicia 2007*. Sociedade Galega de Ornitoloxía, Santiago de Compostela.

- Barros, A., D. Álvarez y A. Velando. 2014. *Long-term reproductive impairment in a seabird after the Prestige oil spil*. Biology Letters, 10(4): 20131041.

- Barros, A., F. Hansen y M.A. Lustres. 2000. *Uria aalge*. In: Barros, A. y P. Galán (Eds.). V Anuario das Aves de Galicia 1997.

- Bécares, J. y J.M. Arcos. 2012. *Pardela mediterránea, Puffinus yelkouan*. In: SEO/BirdLife. *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010: 126-127*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife. Madrid.

- Bécares, J., B. Rodríguez, J. Torrent, A. Barros, C.D. Romai, A. Ruiz y J.M. Arcos. 2011. *Distribución del paíño europeo Hydrobates pelagicus en aguas peninsulares españolas durante el periodo reproductor*. In: Valeiras, X., G. Muñoz, A. Bermejo, J.M. Arcos y A.M. Paterson (Eds.). *Actas del 6º Congreso del GIAM y el Taller internacional sobre la Ecología de Paíños y Pardelas en el sur de Europa.* Boletín del Grupo Ibérico de Aves Marinas 34.

- Bécares, J., J.M. Arcos y D. Oro. 2016. *Migración y ecología espacial de la gaviota de Audouin en el Mediterráneo occidental y noroeste africano*. Monografía nº 1 del programa Migra. SEO/BirdLife. Madrid.

- Bécares, J., M. Gil-Velasco, E. Morales y N. Aguilar. 2015. *Canarias con la Mar. Conservación de cetáceos y Aves ma-*

rinas en Canarias (Memoria Técnica). Informe de GIC-ULL a la Fundación Biodiversidad-MAGRAMA.

- Bécares, J., P. Feliu y J.M. Arcos. 2011. *Puffinus yelkouan*. In: Herrando, S., L. Brotons, J. Estrada, S. Guallar y M. Anton (Eds.). *Atlas delsocells de Catalunya a l'hivern 2006-2009 (Catalan Winter Bird Atlas 2006-2009)*. Institut Català d'Ornitologia / Lynx Edicions. Barcelona.

- Bech, N., J. Boissier, S. Drovetski y C. Novoa. 2009. *Population genetic structure of rock ptarmigan in the 'sky islands' of French Pyrenees: implications for conservation*. Animal Conservation, 12: 138-146.

- Bech, N., S. Beltran, J. Boissier, J.F. Allienne, J. Resseguier y C. Novoa. 2012. *Bird mortality related to collisions with ski–lift cables: do we estimate just the tip of the iceberg?*. Animal Biodiversity and Conservation, 35(1): 95-98.

- Bednorz, J. y M. Grant. 1997. *Numenius Arquata*. In: Hagemeijer W.j.m. y M.j. Blair (Eds.). *The EBCC Atlas of European Breeding Birds:* 300-301. T y AD Poyser. London.

- Belda, E.J. y A. Sánchez. 2001. *Seabird mortality on longline fisheries in the Western Mediterranean - Factors affecting bycatch and proposed mitigation measures*. Biological Conservation, 98: 357-363.

- Belenguer, R., G.M. López-Iborra, J. Dies y J. Castany. 2016. *Dramatic decline of the bearded reedling, Panurus biarmicus, in Spanish Mediterranean wetlands*. Animal Biodiversity and Conservation, 39(1): 17-27.

- Belleau, E. 2012. *Suivi sanitaire des galliformes de montagne dans les Alpes françaises. Résultats des travaux effectués entre 2008 et 2012*. Actes du Colloque Alcotra, Turin, 2012. 9 p.

- Benítez, J.R., A. Cortés-Avizanda, E. Ávila y R. García. 2009. *Effects of the creation of a vulture restaurant for the conservation of an Egyptian vulture Neophron percnopterus population en Andalucía (Southern Spain)*. In: Donázar, J.A., A. Margalida y D. Campión. *Vultures, feeding stations and sanitary legislation: a conflict and its consequences from the perspective of conservation biology*. Munibe supplement 29: 276-283. San Sebastián: Sociedad de Ciencias Aranzadi.

- Benítez-López, A. y C. Palacín. 2020. Black-bellied sandgrouse Pterocles orientalis. In: Keller, V., S. Herrando, P. Vorísek, M. Franch, M. Kipson, P. Milanesi, D. Martí, M. Anton, A. Klvanová, M.V. Kalyakin, H-G. Bauer y R. Foppen (eds.). *European Breeding Bird Atlas 2. Distribution, Abundance and Change*. Lynx Editions, Barcelona, Spain.

- Benítez-López, A., F. Casas, F. Mougeot, J.T. García, C.A. Martín, L. Tatin, A. Wolff, J. Viñuela. 2015. *Individual traits and extrinsic factors influence survival of the threatened pin-tailed sandgrouse (Pterocles alchata) in Europe*. Biological Conservation, 187: 192-200.

- Benítez-López, A., J. Viñuela, F. Mougeot y J.T. García. 2017. *A multi-scale approach for identifying conservation needs of two threatened sympatric steppe birds*. Biodiversity and Conservation, 26: 63-83.

- Benítez-López, A., J. Viñuela, F. Suárez, I. Hervás y J.T. García. 2014. *Niche-habitat mechanisms and biotic interactions explain the coexistence and abundance of congeneric sandgrouse species*. Oecologia, 176. 193-206.

- Berger-Geiger, B., C.G. Galizia y B. Arroyo. 2019. *Montagu´s harrier breeding parameters in relation to weather, colony size and nest protection schemes: a long-term study in Extremadura, Spain*. Journal for Ornithology, 160: 429-441

- Bergier P., M. Thevenot y A. Qnimba. 2017. *Oiseaux du Sahara Atlantique Marocain*. SEOF Editions – Paris.

- Bergier, P., Franchimont, J., y Thevenot, M. 2003. *Évolution récente de la population d›érismature à tête blanche Oxyura leucocephala au Maroc*. Alauda (Dijon), 71(3), 339-346.

- Bermejo, A., J. López Escudero y C. Pérez Losada. 2009. *Rissa tridactyla*. In: Mariño, J.M.M. (coord.). *Anuario Histórico das Aves de Galicia*. Sociedade Galega de Ornitoloxía, Santiago de Compostela.

- Bernis, F. 1948. *Las aves de las Islas Sisargas en Junio*. Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural, XLVI (9-10): 647-814.
- Bernis, F. 1956. *Algunas capturas de Anatidae en Valencia y Delta del Ebro*. Ardeola, 3: 19-29.
- Bernis, F. 1966. *Aves Migradoras Ibéricas. Vol. 1*. Fascículos 1º - 4º. Publicación Especial de la Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- Bernis, F. 1988. *Los vencejos. Su biología, su presencia en las mesetas españolas como aves urbanas. Universidad Complutense de Madrid*. Madrid.
- Bernis. F. 1948. Las aves de las Islas Sisargas en junio. Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural, XLVI (9-10): 647-814.
- Bertolero, A. y A. Martínez-Vilalta. 1999. *La perdiu de mar Glareola pratincola al Delta de l'Ebre: seguiment de la població i biología reproductora*. Butlletí del Parc Natural del Delta de l'Ebre, 10: 14-19.
- Bertolero, A. y E. Soto-Largo. 2003. *Avetoro común, Botaurus stellaris*. In: Martí, R. y J.C. Del Moral, (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España: 104-105*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SEO/BirdLife. Madrid.
- Bertolero, A. y E. Soto-Largo. 2004. *Avetoro común, Botaurus stellaris*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España: 65-69*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.
- Bertolero, A. 2000. *Conservación de Especies Prioritarias en Humedales Mediterráneos: el avetoro (Botaurus stellaris)*. Proyecto LIFE-Naturaleza B4-3200/96/502. Memoria de las actividades realizadas durante 1999 en el Delta del Ebro. Informe inédito para el Departament de Medi Ambient, Generalitat de Catalunya.
- Bertolero, A., M. Genovart, A. Martínez-Abraín, B. Molina, J. Mouriño, D. Oro y G. Tavecchia. 2008. *Gaviota cabecinegra, picofina, de Audouin, tridáctila y gavión atlántico en España. Población en 2007 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.
- Bicknell, A.W., D. Oro, K.C. Camphuysen y S.C. Votier. 2013. *Potential consequences of discard reform for seabird communities*. Journal of Applied Ecology, 50: 649-658.
- Bigas, D., F. Vidal y V. Fouces. 2001. *Censos ocells nidificants 2001. Limícoles. Parc Natural del delta de l'Ebre*. Informe Inédito. Departament de Medi Ambient.
- BirdLife International 2017. *European birds of conservation concern: populations, trends and national responsibilities*. BirdLife International. Cambridge, UK.
- BirdLife International. 2004. *Birds in europe: population stimates, trends and conservation status*. Cambridge, UK.
- BirdLife International. 2015. *Aythya nyroca*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015.
- BirdLife International. 2015. *European Red List of Birds*. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- BirdLife International. 2015. *European Red List of Birds*. *Yellowhammer*. Supplementary Material.
- BirdLife International. 2015. *Leiopicus medius*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2015*. Publications of the European Union. Luxembourg.
- BirdLife International. 2015. *Netta rufina*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015.
- BirdLife International. 2015. *Oxyura leucocephala*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e. T22679814A59946951.

- BirdLife International. 2015. *Platalea leucorodia*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e. T22697555A60164459.
- BirdLife International. 2015. *Plegadis falcinellus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015.
- BirdLife International. 2015. *Podiceps nigricollis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015
- BirdLife International. 2015. *Spatula clypeata*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015.
- BirdLife International. 2015. *Sylvia undata*. *The IUCN Red List of Threatened Species*: e.T22716984A60252214.
- BirdLife International. 2015. *Tadorna tadorna*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015
- BirdLife International. 2015. *Tetrax tetrax*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T22691896A60011308.
- BirdLife International. 2015. *The Killing. The Scientific Review of Illegal Killing in the Mediterranean*.
- BirdLife International. 2015. *Tringa totanus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015
- BirdLife International. 2016. *Alcedo atthis*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2016:* e.T22683027A89575948.
- BirdLife International. 2016. *Chlamydotis undulata*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2016: e. T22728245A90341807.
- BirdLife International. 2016. *Netta rufina*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016.
- BirdLife International. 2017. *European birds of conservation concern: populations, trends and national responsibilities*. Cambridge, UK.
- BirdLife International. 2017. *Fringilla teydea (amended version of 2016 assessment)*. The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T103822567A111091603.
- BirdLife International. 2017. *Mareca penelope (amended version of 2016 assessment)*. The IUCN Red List of Threatened Species 2017.
- BirdLife International. 2017. *Oxyura leucocephala*. The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e. T22679814A119403602..
- BirdLife International. 2017. *Sylvia undata (amended version of 2016 assessment)*. *The IUCN Red List of Threatened Species*: e.T22716984A117822768.
- BirdLife International. 2018. *Alca torda*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2018: e.T22694852A131932615. .
- BirdLife International. 2018. *Fratercula arctica*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2018: e. T22694927A132581443.
- BirdLife International. 2018. *Podiceps nigricollis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018
- BirdLife International. 2018. *Puffinus yelkouan*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2018: e. T22698230A132637221.
- BirdLife International. 2018. *Tetrax tetrax*. (Last assessed: 07 August 2018; Scope of assessment: Global). The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e. T22691896A129913710.
- BirdLife International. 2019. *Aythya nyroca*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2019.
- BirdLife International. 2019. *Platalea leucorodia (amended version of 2016 assessment)*. The IUCN Red List of Threatened Species 2019: e.T22697555A155460986

- BirdLife International. 2019. *Spatula clypeata*. The IUCN Red List of Threatened Species 2019.
- BirdLife International. 2019. *Streptopelia turtur*. The IUCN Red List of Threatened Species 2019: e. T22690419A154373407.
- BirdLife International. 2019. *Tadorna tadorna*. The IUCN Red List of Threatened Species 2019
- BirdLife International. 2020. *Alectoris rufa*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2020: e.T22678711A183481909. .
- BirdLife International. 2020. *Anas crecca*. The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T22680321A181692388
- BirdLife International. 2020. *Species factsheet: Coturnix coturnix*.
- BirdLife International. 2020. *Species factsheet: Falco eleonorae*.
- BirdLife International. 2021 *Species factsheet: Hydrobates pelagicus*.
- BirdLife International. 2021. *European Red List of Birds*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- BirdLife International. 2021. *IUCN Red List for birds*.
- BirdLife International. 2021. *Species factsheet: Anas acuta*.
- BirdLife International. 2021. *Species Factsheet*: *Apus apus*. .
- BirdLife International. 2021. *Species factsheet: Aythya ferina*.
- BirdLife International. 2021. *Species factsheet: Aythya fuligula*.
- BirdLife International. 2021. Species factsheet: *Leiopicus medius*.
- BirdLife International. 2021. *Species factsheet: Mareca penelope*.
- BirdLife International. 2021. Species factsheet: *Marmaronetta angustirostris*.
- BirdLife International. 2021. *Species factsheet: Milvus milvus*. BirdLife International. .
- Birdlife International. 2021. Species factsheet: *Oxyura leucocephala*.
- BirdLife International. 2021. *Species factsheet: Plegadis falcinellus*.
- BirdLife International. 2021. Species factsheet: *Sylvia undata*. IUCN Red List for birds.
- Blanco, G. y J. Viñuela 2003. *Milano negro, Milvus migrans*. In: Martí, R. y J.C. Del Moral (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España: 160-161*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- Blanco, G. y J. Viñuela 2004. *Milano negro, Milvus migrans*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España: 116-120*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.
- Blanco, G. y L.M. Bautista. 2020. *Avian scavengers as bioindicators of antibiotic resistance due to livestock farming intensification*. International Journal of Environmental Research and Public Health, 17(10): 3620.
- Blanco, G. 2014. *Can livestock carrion availability influence diet of wintering red kites? Implications of sanitary policies in ecosystem services and conservation*. Population Ecology, 56(4): 593-604.
- Blanco, G., A. Cortés-Avizanda, O. Frías, E. Arrondo y J.A. Donázar. 2019. *Livestock farming practices modulate vulture diet-disease interactions*. Global Ecology and Conservation, 17: e00518.

- Blanco, G., F. Sergio, J.A. Sanchéz-Zapata, J.M. Perez-García, F. Botella, F. Martinez, I. Zuberogoitia, O. Frías, F. Roviralta, J.E. Martínez y F. Hiraldo. 2012. *Safety in numbers? Supplanting data quality with fanciful models in wildlife monitoring and conservation*. Biodiversity y Conservation, 21: 3269-3276.

- Blanco, G., J. Cardells y M.M. Garijo-Toledo. 2017. *Supplementary feeding and endoparasites in threatened avian scavengers: Coprologic evidence from red kites in their wintering stronghold*. Environmental Research, 155: 22-30.

- Blanco, G., J.A. Cuevas, O. Frías, J.L. González del Barrio. 2019. *A shot in the dark: Sport hunting of declining corvids promotes the inadvertent shooting of threatened red-billed choughs*. Journal for Nature Conservation, 52: 125739.

- Blanco, G., Ó. Frías, J.A. Cuevas, J.L. González y F. Martínez. 2014. *Commonness of not-so-common birds: The need for baseline knowledge of actual population size for the validation of population size predictions*. Bird Study, 61(3): 351-360.

- Blanco, J.C. y J.L. González (Eds.). 1992. *Libro Rojo de los Vertebrados de España*. Colección Técnica. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.

- Blanco, J.C. y J.L. González (Eds.). 1992. *Libro Rojo de los Vertebrados de España*. Colección Técnica. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.

- Blanco, M. (Coord.) 2004. *Anuario Ornitológico de la provincia de Salamanca, 1924-2003*. SEO-Salamanca. Salamanca

- Blanco-Aguiar, J.A., E. Virgós y R. Villafuerte. 2004. *Perdiz roja, Alectoris rufa*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España: 182-185*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.

- Blanco-Aguiar, J.A., P. González-Jara, M.E. Ferrero, I. Sánchez-Barbudo, E. Virgós, R. Villafuerte y J.A. Dávila. 2008. *Assessment of game restocking contributions to anthropogenic hybridization: the case of the Iberian red-legged partridge*. Animal Conservation, 11: 535-545.

- Blankespoor, B., S. Dasgupta y B. Laplante. 2014. *Sea-level rise and coastal wetlands*. Ambio, 43(8): 996-1005.

- Bolton, M. 2021. *GPS tracking reveals highly consistent use of restricted foraging areas by European Storm-petrels Hydrobates pelagicus breeding at the largest UK colony: Implications for conservation management*. Bird Conservation International, 31(1): 35-52.

- Bonnin, J. 2005. *Recompte i parametres reproductors de la població Balear del Falcó marí Falco Eleonorae a l'any 2004*. Anuari ornitològic de les Balears, 19: 1-9.

- Bonnin, J. 2008. *El halcón de Eleonora en Baleares*. En: Del Moral, J.C. (Ed.). *El halcón de Eleonora en España. Población en 2004-2007 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.

- Borg, J.J. y J. Sultana. 2002. *Status and distribution of the breeding Procellariiformes in Malta*. Il-Merill, 30: 10-15.

- Borralho, R., A. Rito, F. Rego, H. Simões y P. Vaz Pinto. 1998. *Summer distribution of Red-legged Partridges Alectoris rufa in relation to water availability on Mediterranean farmland*. Ibis, 140(4): 620-625.

- Bort, J.L. y J. Bort (Coord.) 2007. *Anuario Ornitológico de Castellón 2004, Vol. 2*.

- Bosch, M., D. Oro, F.J. Cantos y M. Zabala. 2000. *Short-term efects of culling on the ecology and population dynamics of the yellow-legged gull*. Journal of Applied Ecology, 37: 369-385

- Bota, G., Morales, M.B., S. Mañosa y J. Camprodon. 2005. *Ecology and conservation of steppeland birds*. Barcelona, Spain. Lynx Edicions.

- Botha, A.J., J. Andevski, C.G.R. Bowden, M. Gudka, R.J. Safford, J. Tavares y N.P. Williams. 2017. *Multi-species Action Plan to Conserve African-Eurasian Vultures*. CMS

Raptors MOU Technical Publication No. 5. CMS Technical Series No. 35. Coordinating Unit of the CMS Raptors MOU, Abu Dhabi, United Arab Emirates.

- Bowler, D.B., H. Heldbjerg, A.D. Fox, M. De Jong y K. Böhning-Gaese. 2019. *Long-term declines of European insectivorous bird populations and potential causes*. Conservation Biology, 33(5): 1120-1130.
- Bradbury, R.B., J.D. Wilsonmoorcroft, A.J. Morris y A.J. Perkins. 2003. *Habitat and weather are weak correlates of nestling condition and growth rates of four UK farmland passerines*. Ibis, 145: 295-306.
- Brambilla, M., D. Rubolini y F. Guidali. 2004. Rock climbing and Raven Corvus corax occurrence depress breeding success of cliff-nesting peregrines Falco peregrinus. Ardeola, 51: 425-430.
- Brenot, J.F. y C. Novoa. 2001. *Programme de Recherches sur le lagopède alpin (Lagopus mutus) dans les Pyrénées. Synthése des travaux 1998-2000*. Rapport inedit. Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage.
- Bretagnolle, V., L. Denonfoux y A. Villers. 2018. *Are farming and birds irreconcilable? A 21-year study of bustard nesting ecology in intensive agroecosystems.* Biological Conservation, 228: 27–35.
- Bried, J. y K. Bourgeois. 2005. *Which future for Bulwer's Petrel in the Azores?*. Airo, 15: 51-55.
- Bried, J., D. Pontier y P. Jouventin. 2003. *Mate fidelity in monogamous birds: a re-examination of the Procellariiformes*. Animal Behaviour, 65(1): 235-246.
- Briedis, M. y O. Keišs. 2016. *Extracting historical population trends using archival ringing data—an example: the globally threatened Aquatic Warbler*. Journal of Ornithology, 157: 419-425.
- Brochet, A., W. Van Den Bossche, V. Jones, H. Arnardottir, D. Damoc, M. Demko y S. Butchart. 2019. *Illegal killing and taking of birds in Europe outside the Mediterranean: Assessing the scope and scale of a complex issue*. Bird Conservation International, 29(1): 10-40.
- Brown, C.R. y M.B. Brown. 1999. *Natural selection on tail and bill morphology in Barn Swallows Hirundo rustica during severe weather*. Ibis, 141: 652-659.
- Brown, D. 2015. *International single species Action plan for the Conservation of the Eurasian Curlew Numenius arquata arquata, N. a. orientalis and N. a. suschkini*. AEWA Technical Series No 58. Bonn.
- Brown, M.B. y C.R. Brown. 2020. *Barn Swallow (Hirundo rustica), version 1.0*. In: Rodewald, P.G. (Ed.). *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.
- Browne, S.J. y N.J. Aebischer. 2003. *Habitat use, foraging ecology and diet of Turtle Doves Streptopelia turtur in Britain*. Ibis, 145: 572-582.
- Browne, S.J. y N.J. Aebischer. 2004. *Temporal changes in the breeding ecology of European Turtle Doves Streptopelia turtur in Britain, and implications for conservation*. Ibis, 146: 125-137.
- Bruderer, B. 1975. *Zur Schwalbenkatastrophe im Herbst 1974*. Tierwelt, 4: 3-20.
- Buck, A., J. Carrillo-Hidalgo, P.R. Camarero y R. Mateo. 2020. Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in common kestrel eggs from the Canary Islands: Spatiotemporal variations and effects on eggshell and reproduction. Chemosphere, 261: 127722.
- Buechley, E.R., S. Oppel, R. Efrat, W.L. Phipps, I. Carbonell, E. Alanís Álvarez, ... y P.P. Marra. 2021. *Differential survival throughout the full annual cycle of a migratory bird presents a life-history trade-off*. Journal of Animal Ecology, 90(5): 1228-1238.
- Buenestado, F.J., P. Ferreras, J.A. Blanco-Aguiar, F.S. Tortosa y R. Villafuerte. 2009. *Survival and causes of mortality among wild Red-legged Partridges Alectoris rufa in*

southern Spain: implications for conservation. Ibis. 151(4): 720-730.

- Bugoni, L., P.L. Mancini, D.S. Monteiro, L. Nascimento y T.S. Neves. 2008. *Seabird bycatch in the Brazilian pelagic longline fishery and a review of capture rates in the southwestern Atlantic Ocean*. Endangered Species Research, 5: 137-147.

- Buij, R., G. Nikolaus, R. Whytock, D.J. Ingram y D. Ogada. 2015. *Trade of threatened vultures and other raptors for fetish and bushmeat in West and Central Africa*. Oryx, 50(4): 606-616. doi 10.1017/S0030605315000514.

- Burgess, N.D. y G.J.M. Hirons. 1992. *Creation and management of artificial nesting sites for wetland birds*. J. Environ. Manag., 34: 285-295.

- Bustamante, J. 1997. Predictive models for lesser kestrel *Falco naumanni* distribution, abundance and extinction in southern Spain. *Biological Conservation*, 80: 153-160.

- Bustamante, J., B. Molina y J.C. Del Moral (Eds.). 2020. *El cernícalo primilla en España, población reproductora en 2016-18 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.

- Cabello de Alba, F. 2002. *Disminución del éxito reproductor de la Golondrina Común Hirundo rustica tras un tratamiento aéreo masivo con Bacillus thuringiensis*. Ardeola, 49: 91-95.

- Cabodevilla, X., B. Arroyo, A.D. Wright, A.J. Salguero y F. Mougeot. 2021. *Vineyard modernization drives changes in bird and mammal occurrence in vineyard plots in dry farmland*. Agriculture, Ecosystems y Environment, 315: 107448.

- Cabral, M.J. (Coord.), J. Almeida, P.R. Almeida, T. Dellinger, N. Ferran de Almeida, M.E. Oliveira, J.M. Palmeirim, A.I. Queiroz, L. Rogado y M. Santos-Reis. 2005. *Livro vermelho dos vertebrados de Portugal. Peixes dulciaquícolas e migradores, Anfíbios, Répteis, Aves e Mamíferos*. Instituto da Conservação da Naturaza. Lisboa.

- Cabrera, M. y J.A. Lorenzo. 2012. *Tarro canelo, Tadorna ferruginea*. In: SEO/BirdLife. *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010: 74-75*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife. Madrid.

- Cabrera-García, M.E., P.P. Olea y P. Mateo-Tomás. 2020. *Livestock prevalence in the Egyptian vulture diet during European sanitary restrictions on carcass disposal*. Food Webs, 25: e00169.

- Cabrera-Pérez, M.Á., R. Gallo-Barneto, I. Esteve, C. Patiño-Martínez y L.F. López-Jurado. (2012). *The management and control of the California kingsnake in Gran Canaria (Canary Islands): project LIFE+ Lampropeltis*. Aliens: The Invasive Species Bulletin, 32: 20-28.

- Cadahía, L., P. López, V. Urios y J.J. Negro. 2010. *Satellite telemetryreveals individual variation in juvenile Bonelli's Eagle dispersal areas*. Eur. J. Wildl. Res., 56: 923-930.

- CAGPDS. 2019. *Seguimiento de Aves Terrestres Amenazadas de Andalucía. Reproducción de 2019*. Informe Regional. Junta de Andalucía.

- CAGPDS. 2021. *Programa de Emergencias, Control Epidemiológico y Seguimiento de Fauna Silvestre. Reproducción de aves acuáticas en Andalucía 2019*. Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible. Junta de Andalucía.

- CAGPDS. 2021. *Datos del Programa de emergencias, control epidemiológico y seguimiento de fauna amenazada, Red de Información Ambiental de Andalucía (REDIAM)*. Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible. 2004-2021. Junta de Andalucía.

- Cai, T., A. Cibois, P. Alström, R.G. Moyle, J.D. Kennedy, S. Shao, R. Zhang, M. Irestedt, P.G.P. Ericson, M. Gelang, Y. Que, F. Lei, J. Fjeldså. 2019. *Near-complete phylogeny and taxonomic revision of the world's babbler (Aves: Passeriformes)*. Molecular Phylogenetics and Evolution, 130: 346-356. .

- Calado, J.G., V.H. Paiva, J.A. Ramos, A. Velando y I. Munilla. 2020. *Anthropogenic food resources, sardine decline and environmental conditions have triggered a dietary shift of an opportunistic seabird over the last 30 years on the northwest coast of Spain*. Regional Environmental Change, 20(1): 10.

- Calderón, M, 2020. *La situación de la carraca en Extremadura aconseja su catalogación como en peligro*. *Quercus,* 411: 50.

- Callaghan, D.A. (compiler). 1997. *European Species Action Plan Ferruginous Duck (Aythya nyroca).* European Union Action for 8 Priority Birds Species. European Commission.

- Calvo, B. 1994a. *Medidas para conservar el hábitat de reproducción de la canastera*. Quercus, 106: 10-14.

- Calvo, B. 1994b. *Effects of agricultural land use on the breeding of Collared pratincole (Glareola pratincola) in south-west Spain*. Biological Conservation, 70: 77-83.

- Calvo, J.F. y Al. 2017. *Catálogo de las aves de la Región de Murcia*. Anales de Biología, 39: 7-33.

- Calvo, J.F., A.J. Hernández-Navarro, F. Robledano, M.A. Esteve, G. Ballesteros, A. Fuentes, F.A. García-Castellanos, C. González-Revelles, A. Guardiola, V. Hernández, R. Howard, J.E. Martínez, A. Zamora y J.M. Zamora. 2017. *Catálogo de las aves de la Región de Murcia (España)*. Anales de Biología, 39: 7-33.

- Calvo, J.F., J.L. Castanedogarcía, J.M. Ibañez, J. Mas, I.D. Rebollo y F. Robledano. 1987. *El tarro blanco, Tardona tadorna (L.), en el sureste español*. Anales de Biología, 11: 3-30.

- Camacho, C. 2013a. *Tropical phenology in temperate regions: extended breeding season in a long-distance migrant*. *The Condor*, *115*(4): 830-837.

- Camacho, C. 2013b. *Behavioural thermoregulation in man-made habitats: surface choice and mortality risk in Red-necked Nightjars*. Bird Study, 60(1): 124-130.

- Camacho, C., P. Sáez-Gómez, J. Potti y J.m. Fedriani. 2017. *Nightjars, rabbits, and foxes interact on unpaved roads: Spatial use of a secondary prey in a shared-predator system*. Ecosphere, 8(1): e01611.

- Camacho, C., S. Palacios, P., Sáez, S. Sánchez y J. Potti. 2014. *Human-induced changes in landscape configuration influence individual movement routines: lessons from a versatile, highly mobile species*. PLoS One, 9(8): e104974.

- Camphuysen, C.J., R. Bao, M. Fortin, C.S. Roselaar y M. Heubeck. 2010. *Post-mortem examination of Great Northern Divers Gavia immer killed in the Prestige oil spill, Galicia, Spain 2002/03*. Seabird, 23: 53-65.

- Campion, D. y A. Senosiain. 2004. *Pico dorsiblanco,Dendrocopos leucotos*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España: 307-309*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.

- Campion, D. y M.M. Elósegui. 2021. *Manual para la gestión del hábitat del Pico dorsiblanco*. Proyecto Interreg POCTEFA EFA079/15 HABIOS "Preservar y gestionar los hábitats de la avifauna bioindicadora de los Pirineos". Gestión Ambiental de Navarra.

- Campión, D. 2009. *Monitorización de la perdiz nival (Lagopus mutus) en Navarra. 2009*. proyecto Gallipyr. GAN-Gobierno de Navarra.

- Campión, D. 2010. *Monitorización de la perdiz nival (Lagopus mutus) en Navarra. 2010*. proyecto Gallipyr. GAN-Gobierno de Navarra.

- Campión, D. 2011. *Monitorización de la perdiz nival (Lagopus mutus) en Navarra. 2011*. proyecto Gallipyr. GAN-Gobierno de Navarra.

- Campión, D. 2019. Ficha *Leiopicus medius*. *Listado Navarro de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y Catálogo de Especies de Fauna Amenazadas de Navarra*.

- Campión, D.y A. Senosiain. 2003. *Pico dorsiblanco,Dendrocopos leucotos*. In: Martí, R. y J.C. Del Moral (Eds.). *Atlas de las aves reproductoras de España: 360-361*. Dirección General parala Biodiversidad-SEO/BirdLife, Madrid.

- Campión, D., I. Pardo, M.M. Elósegui y D. Vilanua. 2020. *GPS telemetry and home range of the White-backed Woodpecker Dendrocopos leucotos: results of the first experience*. Acta Ornitologica, 55 (1): 77-87.

- Campión. D. 1998. *Influencia de la estructura forestal sobre la densidad y la distribución del pico dorsiblanco (Dendrocopos leucotos) y el hábitat del urogallo (Tetrao urogallo)*. Gobierno de Navarra.Informe inédito.

- Campos, A.R. y J.P. Granadeiro. 1999. *Breeding biology of the White-faced Storm-petrel on Selvagem Grande Island, north-east Atlantic*. Waterbirds, 22(2): 199-206.

- Campos, F., A. Fernandez, F. Gutiérrez-Corchero, F. Martin-Santos y P. Santos. 2000. *Diet of the Eurasian kingfisher (Alcedo atthis) in northern Spain*. Folia Zoologica, 49(2): 115-121.

- Campos, F., T. Santamaría, F. Gutiérrez-Corchero, M.A. Hernández y P. Mas. 2011. *Breeding Success of Southern Grey Shrikes Lanius meridionalis in Agricultural Areas: The Influence of Nest Site Characteristics*. Acta Ornithologica, 46(1): 29-36.

- Camprodon, J., D. Campión, R. Martínez-Vidal, A. Onrubia, H. Robles, J.L. Romero y A. Senosiain. 2007. *Estatus, selección de hábitat y conservación de los pícidos ibéricos*. In: Camprodón, J. y E. Plana (eds.). *Conservación de la biodiversidad, fauna vertebrada y gestión forestal: 391-434*. Universitat de Barcelona. Barcelona.

- Camprodon, J., R. Jato, D. Guixé, E. Badosa y D. Potrony. 2020. *Manual para la gestión del hábitat del mochuelo boreal*. Interreg POCTEFA Habios. Edita Gobierno de Aragón y Centre de Ciència i Tecnologia Forestal de Catalunya.

- Campsolinas, A. 2018. *Probable cas de nidificació de graula Corvus frugilegus a l'Alt Empordà*. Birding Empordà.

Cano, C., D. De la Bodega, P. Ayerza y E. Mínguez. 2016. *El veneno en España. Evolución del envenenamiento de fauna silvestre (1992-2013)*. WWF España y SEO/BirdLife. Madrid.

- Cano-Alonso, L.S. y J.L. Tellería. 2018. *Trend of Black Stork Ciconia nigra Population in Spain*. In: Cano-Alonso, L.S. y K.S.G. Sundar. (Eds.). *VII International Conference on Black Stork Ciconia nigra: Programme and abstracts: 13*. IUCN-SSC Stork, Ibis and Spoonbill Specialist Group Special Publication 1. Seville, Spain and Mysuru, India.

- Cano-Alonso, L.S. y M. Strazds. 2020. *Ciconia nigra, Black Stork*. In: Keller, V., S. Herrando, P. Voříšek, M. Franch, M. Kipson, P. Milanesi, D. Martí, M. Anton, A. Klvaňová, M.V. Kalyakin, H.-G. Bauer y R.P.B. Foppen. 2020. *European Breeding Bird Atlas 2: Distribution, Abundance and Change*. European Bird Census Council y Lynx Edicions. Barcelona.

- Cano-Alonso, L.S., C. Franco, C. Pacheco, S. Reis, G. Rosa y M. Fernández-García. 2006. *The breeding population of black stork Ciconia nigra in the Iberian Peninsula*. Biota, 7(1-2): 15-23.

- Cantos, F.J. 1997. *Cerceta carretona, Anas querquedula.* In: Purroy, F.J. (Coord.). *Atlas de las Aves de España (1975-1995)*. Lynx Edicions. Barcelona.

- Canut, J., C. Rosell y D. Villero. 2004. *Perdiu serra. Perdix perdix*. In: Estrada, J., V. Pedrocchi, L. Brotons, y S. Herrando (Eds.). *Atles dels ocells nidificants de Catalunya 1999-2002: 110-111*. ICO - Lynx Editions, Barcelona.

- Canut, J., D. García y J. Marco. 1987. *Distribución y residencia de la perdiz nival Lagopus mutus en el Pirineo ibérico*. Acta Biologica Montana, 7: 51-56.

- Canut, J., D. García, X. Parellada y L. Lorente. 2003. El lagópodo alpino, *Lagopus mutus*. In: Martí, R. y J.C. Del Moral (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España: 208-209*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

- Canut, J., D. García, X. Parellada y L. Lorente. 2004. *Lagópodo alpino, Lagopus mutus*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds.). *Libro rojo de las aves de España: 173-175*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.

- Canut, J., D. García-Ferré y I. Afonso. 2011. *Manual de conservación y manejo del hábitat del urogallo pirenaico*. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino. Serie manuales de gestión de especies amenazadas. Madrid.

- Canut, J., R. Martínez-Vidal, X. Parellada, D. Garcia-Ferré y J. Piqué. 2004. *Gall fer*. In: Estrada, J., V. Pedrocchi, L. Brotons y S. Herrando (eds.). *Atles dels ocells nidificants de Catalunya 1999-2002*. ICO/Lyns Edicions, Barcelona.

- Cañizares, J.A., D. Cañizares, R. Torralba, F. Pereiras, J. Marchamalo y S.O. Pinedo. 2018. *Observaciones de aves raras en España*. 2016. Ardeola, 65(1): 119.

- Cañizares, J.A., J. Picazo y D. Cañizares. 2014. *Datos sobre la presencia del avetoro común (Botaurus stellaris) en la provincia de Albacete (Castilla-La Mancha)*. Sabuco, 10: 111-122.

- Carbonell, F., M. Pomarol, G. Mas y A. Petit. 2013. *Recuperació del xoriguer petit (Falco naumanni) a l'Alt Empordà*. Annals de l'Institut d'Estudis Empordanesos, 44: 273-295.

- Carbonell, R. 2012. *Torcecuello euroasiático, Jynx torquilla*. In: SEO/BirdLife 2012. *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010: 350-351*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife. Madrid.

- Carboneras, C. y G. M. Kirwan. 2020. *Tufted Duck (Aythya fuligula), version 1.0*. In: Del Hoyo, J., A. Elliott, J. Sargatal, D.A. Christie y E. De Juana (eds.). *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.

- Carboneras, C. y G.M. Kirwan. 2018. *Ruddy Shelduck (Tadorna ferruginea)*. In: Del Hoyo, J., A. Elliott, J. Sargatal, D.A. Christie y E. De Juana (eds.). *Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Edicions, Barcelona.

- Carboneras, C. y G.M. Kirwan. 2020. *Common Shelduck (Tadorna tadorna), version 1.0*. In: Del Hoyo, J., A. Elliott, J. Sargatal, D.A. Christie y E. De Juana (Eds.). *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.

- Carboneras, C. y G.M. Kirwan. 2020. *Ferruginous Duck (Aythya nyroca), version 1.0*. In: Del Hoyo, J., A. Elliott, J. Sargatal, D.A. Christie y E. De Juana (Eds.). *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.

- Carboneras, C. y J.A. Lorenzo. 2003. *Parcela Cenicienta, Calonectris diomedea*. En: Martí, R. y J.C. Del Moral. 2003. *Atlas de las Aves Reproductoras de España: 84-85*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza - Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

- Carboneras, C. 1988. *The auks in the western Mediterranean*. Ringing y Migration, 9(1): 18-26.

- Carboneras, C. 2004. *Pardela cenicienta, Calonectris diomedea diomedea*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza. 2004. *Libro Rojo de las Aves de España: 39-43*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife, Madrid.

- Carboneras, C. 2020. *Common Gull-billed Tern Gelochelidon nilotica*. In: Keller V., S. Herrando, P. Voříšek, M. Franch, M. Kipson, P. Milanesi, D. Martí, M. Anton, A. Klvanová, M.V. Kalyakin, H.-G. Bauer y R.P.B. Foppen. *European Breeding Bird Atlas: distribution, abundance and change*. European Bird Census Council y Lynx Edicions, Barcelona.

- Carboneras, C., D.A. Christie y G.M. Kirwan. 2020. *Eurasian Wigeon (Mareca penelope), version 1.0*. In: Del Hoyo, J., A. Elliott, J. Sargatal, D.A. Christie y E. De Juana (eds.). *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.

- Cárcamo, S. 2006. *Evolución de las poblaciones de pito negro (Dryocopus martius) y pico dorsiblanco (Dendrocopos leucotos lilfordi) en los montes de Quinto Real (Navarra) y su relación con la gestión forestal*. Pirineos, 161: 133-150.

- Cárcamo, S. 2016. *Distribution du Pic de Lilford Dendrocopos leucotos lilfordià l 'oues t des Pyrénées espagnoles*. Le Casseur d'os, 16: 96-104.

- Cárcamo, S., G. Gorospe, D. Campion, A. Senosiainy O. Schwendtner. 2020. *El pico dorsiblanco; una reliquia pirenaica de la era glacial*.Quercus, 407:12-19.
- Cárcamo, S., M.M. Elósegui, A. Senosiainy J. Arizaga. 2019. *Nidotópica y parámetros reproductivos en el pico dorsiblanco Dendrocopos leucotos lilfordi Sharpe y Dresser, 1871 en Navarra*. Munibe, 67: 31-44.
- Cardiel, I.E. 2005. *El milano real (Milvus milvus) en España. II Censo Nacional (2004)*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Cardoso, P., P.S. Barton, K. Birkhofer, F. Chichorro, C. Deacon, T. Fartmann, C.S. Fukushima, R. Gaigher, J.C. Habel, C.A. Hallmann, M.J. Hill, A. Hochkirch, M.L. Kwak, S. Mammola, J. Ari Noriega, A.B. Orfinger, F. Pedraza, J.S. Pryke, F.O. Roque, J. Settele, J.P. Simaika, N.E. Stork, F. Suhling, C. Vorster y M.J. Samways. 2020. *Scientists' warning to humanity on insect extinctions*. Biological Conservation, 242: 108426.
- Cardoso, P., P.S. Barton, K. Birkhofer, F. Chichorro, C. Deacon, T. Fartmann, C.S. Fukushima, R. Gaigher, J.C. Habel, C.A. Hallmann, M.J. Hill, A. Hochkirch, M.L. Kwak, S. Mammola, J. Ari Noriega, A.B. Orfinger, F. Pedraza, J.S. Pryke, F.O. Roque, J. Settele, J.P. Simaika, N.E. Stork, F. Suhling, C. Vorster y M.J. Samways. 2020. *Scientists' warning to humanity on insect extinctions*. Biological Conservation, 242: 108426.
- Cardoso, P., P.S. Barton, K. Birkhofer, F. Chichorro, C. Deacon, T. Fartmann et al. 2020. *Scientists' warning to humanity on insect extinctions. Biological Conservation*, 242: 108426..
- Carlson, A. 1998. *Territory quality and feather grow in the White-backed Woodpecker Dendrocopos leucotos*. J. Avian Biol., 29: 205-207.
- Caro, J. M. Delibes-Mateos, J. Viñuela, J.F. López-Lucero y B. Arroyo. 2015. *Improving decision-making for sustainable hunting: regulatory mechanisms of hunting pressure in red-legged partridge*. Sustainability Science, 10(3): 0.1007/s11625-015-0302-z
- Caro, J., M. Delibes-Mateos, J. Vicente y B. Arroyo. 2014. *A quantitative assessment of the release of farm-reared red-legged partridges (Alectoris rufa) for shooting in central Spain*. Eur. J. Wildl. Res., 60(6): 919-926.
- Carrascal, L.M. y A. Moreno. 2016. *Adecuación de los pinares de Gran Canaria para la reproducción del pinzón azul Fringilla polatzeki*. Technical Report LIFE+PINZÓN (LIFE 14 NAT/ES000077).
- Carrascal, L.M. y C.L. Alonso. 2005. *Censo de aves estepáricas en las islas orientales del archipiélago canario*. Programa de seguimiento y planificación de especies amenazadas de canarias "centinela". CSIC-Gobierno de Canarias. Informe no publicado.
- Carrascal, L.M. y D. Palomino. 2005. *Preferencias de hábitat, densidad y diversidad de las comunidades de aves en Tenerife (Islas Canarias)*. Animal Biodiversity and Conservation, 28(2): 101-119.
- Carrascal, L.M. y D. Palomino. 2008. *Las aves comunes reproductoras en España. Población en 2004-2006*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Carrascal, L.M. y J. Seoane. 2008. *Método de censo y estima de población del pinzón azul de Gran Canaria*. Informe técnico inédito. Consejería de Medio Ambiente. Gobierno de Canarias.
- Carrascal, L.M. y M. Cabrera. 2021. *La ganga ortega en Canarias*. In: Mougeot, F., M, Fernández-Tizón, R. Tarjuelo, A. Benítez-López y J. Jiménez (Eds.). 2021. *La ganga ibérica y la ganga ortega en España, población reproductora en 2019 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.
- Carrascal, L.M. 1987. *Relación entre avifauna y estructura de la vegetación en las repoblaciones de coníferas de Tenerife (Islas Canarias)*. Ardeola, 34(2): 193-224.
- Carrascal, L.M. 2012. *Tendencias poblacionales recientes y distribución de cuatro especies de aves esteparias en las Islas Canarias orientales*. Contrato para la realización de

actividades de apoyo tecnológico: Red Eléctrica de España, Madrid. Doi: 10.13140/2.1.4510.8162

- Carrascal, L.M. 2016. *Cuantificación del impacto que los tendidos eléctricos propiedad de Red Eléctrica de España (eje 66 kV) en las Islas Orientales Canarias tienen sobre la mortandad de aves*. Unpublished report. CSICGREFA-REE.
- Carrascal, L.M., A. Delgado, V. Suárez y A.C. Moreno. 2021. *Population size, abundance – habitat relationships and result of a translocation program in the Gran Canaria Blue Chaffinch (Fringilla polatzeki)*. Bird Conservation International. (in prep.).
- Carrascal, L.M., D. Palomino, J. Seoane y C.L. Alonso. 2008. *Habitat use and population density of the houbara bustard Chlamydotis undulata in Fuerteventura (Canary Islands)*. African Journal of Ecology, 46(3): 291-302.
- Carrascal, L.M., J. Seoane, D. Palomino y C.L. Alonso. 2006. *El corredor sahariano en España. I Censo Nacional (2005-2006)*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Carrascal, L.M., J. Seoane, D. Palomino y C.L. Alonso. 2006. *Preferencias de hábitat, estima y tendencias poblacionales de la Avutarda Hubara (Chlamydotis undulata) en Lanzarote y La Graciosa (Islas Canarias)*. Ardeola, 53(2): 251-269.
- Carrascal, L.M., J. Seoane, D. Palomino y C.L. Alonso. 2007. *El corredor sahariano en España. I Censo Nacional (2005-2006)*. Monografía nº 14. SEO/BirdLife. Madrid.
- Carrascal, L.M., V. Suárez, A.C. Moreno y A. Delgado. 2019. *Tamaño de población y tendencia temporal del Pinzón azul de Gran Canaria (Fringilla polatzeki) en los pinares de la Reserva Natural Integral de Inagua-Ojeda-Pajonales (2015-2019)*. Technical Report LIFE+PINZÓN (LIFE 14 NAT/ES000077).
- Carrasco, L., P. Vera, E.J. Belda y J.S. Monrós. 2018. *Combining remote sensing and field mapping methods to study the vegetation dynamics within a coastal wetland and determine the habitat effects of a threatened bird species (Emberiza schoeniclus witherbyi)*. Journal of Coastal Research, 34: 42-49.

- Carrasco, L., P. Vera, E.J. Belda y J.S. Monrós. 2018. *Combining remote sensing and field mapping methods to study the vegetation dynamics within a coastal wetland and determine the habitat effects of a threatened bird species (Emberiza schoeniclus witherbyi)*. Journal of Coastal Research, 34: 42-49.

- Carrete, M., G.R. Bortolotti, J.A. Sánchez-Zapata, A. Delgado, A. Cortés-Avizanda, J.M. Grande y J.A. Donázar. 2013. *Stressful conditions in African wintering areas in the endangered Egyptian vulture*. Animal Conservation, 16(3): 353-358.
- Carrete, M., J.A. Sánchez-Zapata, J.R. Benítez, M. Lobón y J.A. Donázar. 2009. *Large scale risk-assessment of windfarms on population viability of a globally endangered long-lived raptor*. Biological conservation, 142(12): 2954-2961.
- Carrillo, C.M. 2007. *Ecología, morfología y fisiología de una especie de ave subdesértica: Bucanetes githagineus*. Tesis doctoral. Universidad de Almería.
- Carrillo, J. y G. Delgado. 1991. *Threats to and conservationist aspects of birds of prey in the Canary Islands*. Birds of Prey Bulletin, 4: 25-32.
- Carrillo, J. y G. Delgado. 1996. *Patrones de distribución y abundancia relativa de Falco tinnunculus dacotiae (Hartert, 1913) en las Islas Canarias*. In: Muntaner, J. y J. Mayol (Eds.). *Biología y conservación de las rapaces mediterráneas, 1994: 471-476*. Monografías, nº 4. SEO, Madrid.
- Carrillo, J. 2007. *Cernícalo vulgar, Falco tinnunculus*. In: Lorenzo, J.A. (ed.). *Atlas de las aves nidificantes del Archipiélago Canario (1997-2003):* 173-178. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.
- Carrillo, J., E. González-Dávila y X. Ruiz. 2017. *Breeding diet of Eurasian Kestrels Falco tinnunculus on the oceanic island of Tenerife*. Ardea, 105: 99-111.

- Carrillo, J., M. Nogales y M. Padrón. 1988. *Nesting of Falco tinnunculus in natural sites in Canary pines on El Hierro Island*. Journal of Raptor Research, 22(3): 85-88.
- Carrillo-Hidalgo, J. 2005. *Factores determinantes del éxito reproductivo del cernícalo vulgar Falco tinninculus en la isla de Tenerife*. Universidad de La Laguna, Servicio de Publicaciones.
- Carrillo-Hidalgo, J., E. González-Dávila, M. Molina-Borja y S. Fernández-Lugo. 2020. *Lizard provisioning and breeding success of kestrels inhabiting an island xeric environment*. Journal of Arid Environments, 181: 104224.
- Carter, I. 2001. *The red kite*. Arlequin Press. Chelmsford.
- Carvalho, F. y A. Mira. 2011. *Comparing annual vertebrate road kills over two time periods, 9 years apart: a case study in mediterranean farmland*. European Journal of Wildlife Research, 57: 157-174.
- Casado, E. y M. Ferrer. 2005. *Analysis of reservoir selection by wintering ospreys (Pandion haliaetus haliaetus) in Andalusia, Spain: a potential tool for reintroduction*. Journal of Raptor Research, 39: 168-173.
- Casado, E. 1999. *Viabilidad de la reintroducción del Águila Pescadora (Pandion haliaetus) en costas, estuarios y pantanos de Andalucía*. Estación Biológica de Doñana-CSIC. Informe inédito para Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.
- Casado, S y C. Montes. 1995. *Guía de los lagos y humedales de España*. J.M. Reyero Editor. Madrid.
- Casas, F. 2008. *Gestión agraria y cinegética: efectos sobre la perdiz roja y aves esteparias protegidas*. Tesis doctoral. Universidad Castilla-La Mancha. Toledo.
- Casas, F., A. Benítez-López, R. Tarjuelo, I. Barja, J. Viñuela, J.T. García, M.B. Morales y F. Mougeot. 2016. *Changes in behaviour and faecal glucocorticoid levels in response to increased human activities during weekends in the pin-tailed sandgrouse*. Naturwissenschaften, 103: 91.
- Casas, F., B. Arroyo, J. Viñuela, J.L. Guzmán y F. Mougeot. 2016. *Are farm-reared red-legged partridge releases increasing hunting pressure on wild breeding partridges in central Spain?* European Journal of Wildlife Research, 62(1): 79-84.
- Casas, F., E. Gurarie, W.F. Fagan, K. Mainali, R. Santiago, I. Hervás, C. Palacín, E. Moreno y J. Viñuela. 2020. *Are trellis vineyards avoided? Examining how vineyard types affect the distribution of great bustards*. Agric. Ecosyst. Environ., 289: 106734.
- Casaux, E. *Vencejo común, Apus apus*. 2003. In: Martí, R. y J.C. Del Moral (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España: 334-335*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- Castany, J. y G. López-Iborra. 2004. *Carricerín real, Acrocephalus melanopogon*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España: 334-337*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.
- Castany, J. y G. López-Iborra. 2006. *El carricerín real en España. I Censo Nacional (2005)*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Castany, J. 2004. *El carricerín real (Acrocephalus melanopogon) en el P.N. del Prat de Cabanes-Torreblanca*. Tesis Doctoral. Servei de Publicacions de la Universitat de València. València.
- Castaño López, J.P. 2010. *Las rapaces diurnas y su conservación en Castilla-La Mancha*. Gráficas Marte, Fuenlabrada. Madrid.
- Castro, H. y J. Manrique. 2001. *Canastera común, Glareola pratincola*. In: CMA-Junta de Andalucía: *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- CEH. 2017. *Evaluación del Impacto del Cambio Climático en los Recursos Hídricos y Sequías en España (2015-2017)*. Informe técnico para el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Centro de Estudios Hidrográficos. CEDEX. Julio de 2017.

- CEIDA (Centro de Extensión Universitaria e Divulgación Ambiental de Galicia). 2019. *Bases para la declaración de una ZEPA en el Golfo Ártabro: 75*.
- Ceresa, F., E.J. Belda y J.S. Monrós. 2016. *Similar dispersal patterns between two closely related birds with contrasting migration strategies*. Population Ecology, 58: 421-427
- Ceresa, F., E.J. Belda, L. Kvist, H. Rguibi-Idrissi y J.S. Monrós. 2015. *Does fragmentation of wetlands affect gene flow in sympatric Acrocephalus warblers with different migration strategies?*. Journal of Avian Biology, 46: 577-588.
- Cereza Castells, J. 2005. *Estudio de la dinámica poblacional de la codorniz (Coturnix c. coturnix) en cotos de Burgos, León, Palencia, Soria, Teruel, Badajoz, Sevilla, Cádiz, Ceuta, Cuenca y Valencia durante la media veda 2003*. Universidad de Lleida.
- Certain, G., L.L. Jørgensen, I. Christel, B. Planque y V. Bretagnolle. 2015. *Mapping the vulnerability of animal community to pressure in marine systems: disentangling pressure types and integrating their impact from the individual to the community level*. ICES J. Mar. Sci., 72: 1470-1482
- Champagnon, J., C. Pigniczki y J. Kralj. 2019. *An overview of Eurasian Spoonbill trends*. in: In: Champagnon J., J. Kralj, L.S. Cano Alonso y K.S.G. Sundar (Ed.). *Proceedings of the IX Workshop of the AEWA Eurasian Spoonbill International Expert Group: 9-12*. IUCN-SSC Stork, Ibis and Spoonbill Specialist Group Special Publication 2. Arles, France.
- Chan, C.J. 2013. *Interactions between invasive mammals and their effects on Red-billed Tropicbird (Phaethon aethereus) nesting productivity*. Doctoral dissertation, Department of Life Sciences, Silwood Park, Imperial College London.
- Cherkaoui, I., M. Dakki, S. Lahrouz y S. Hanane. 2013. *Dix années de suivi des anatidés nicheurs sur le lac de Sidi Boughaba (nord-ouest marocain): situation, tendances d'évolution et perspectives de recherche*. Revue d'écologie (Terre Vie), 68: 167-180.
- Chevallier, C., A. Hernández-Matias, J. Real, N. Vincent-Martin, A. Ravayrol y A. Besnard. 2015. *Retrofitting of power lines effectively reduces mortality by electrocution in large birds: an example with the endangered Bonelli's Eagle*. Journal of Applied Ecology, 52: 1465-1473.
- Cifuentes, V.J. 2020. *Informe del estado de los acuíferos del entorno de Doñana. Año Hidrológico 2018-2019*. Confederación Hidrográfica del Guadalquivir. Sevilla.
- Ciudad, C. y H. Robles. 2013- *Inventario y caracterización ecológica de la población de pico mediano en la ZEPA de Izki (Álava)*. Informe inédito para Fundación Hazi y Diputación Foral de Álava.
- Ciudad, C., H. Robles y E. Matthysen. 2009. *Postfledging habitat selection of juvenile middle spotted woodpeckers: a multi-scale approach*. Ecography, 32: 676-682.
- Ciudad, C., J.M. Fernández-García y H. Robles. 2020. *Recomendaciones para la compatibilización entre actividades forestales y conservación del pico mediano*. Informe técnico del proyecto POCTEFA Habios.
- Clarabuch, O. (Ed.). 2011. *Anuari d'Ornitologia de Catalunya, 2009*. Institut Català d'Ornitologia, Barcelona.
- CMA (Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía). 2010. *Seguimiento de Aves Acuáticas. Invernada 2009/2010. Programa de emergencias, control epidemiológico y seguimiento de fauna silvestre de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. Informe inédito.
- CMAOT. 2014. *Aves acuáticas de Andalucía y Marruecos*. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Andalucía. Sevilla.
- CMAOT. 2015. *Programa de Emergencias, Control Epidemiológico y Seguimiento de Fauna Silvestre. Reproducción de aves acuáticas en Andalucía 2014*. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Andalucía.

- CMAOT-Junta de Andalucía. 2013. Noticiario Ornitológico. Águila pescadora. *Pandion haliaetus*. Ardeola, 60 (2): 518.
- CMAOT-Junta de Andalucía. 2015. *Noticiario Ornitológico. Águila pescadora. Pandion haliaetus*. Ardeola, 62 (2): 521-522.
- COA. 2012. *Censo invernal de aves acuáticas – Asturies. 2001-2011*. Coordinadora Ornitolóxica d'Asturies.
- Codina-García, M., T. Militao, J. Moreno y J. González-Solís. 2013. *Plastic debris in Mediterranean seabirds*. Marine Pollution Bulletin, 77: 220-226.
- Codina-García, M., T. Militao, J. Moreno y J. González-Solís. 2013. *Plastic debris in Mediterranean seabirds*. Marine Pollution Bulletin, 77(1-2): 220-226.
- Coll, M., C. Piroddi, C. Albouy, F.B.R. Lasram, W.W.L. Cheung, V. Christensen, V.S. Karpouzi, F. Guilhaumon, D. Mouillot, M. Paleczny, M.L. Palomares, J. Steenbeek, P. Trujillo, R. Watson y D. Pauly. 2011. *The Mediterranean Sea under siege: spatial overlap between marine biodiversity, cumulative threats and marine reserves*. Global Ecology and Biogeography, 21: 465-480.
- Collar, N., E.F.J. Garcia y E. De Juana. 2020. *Little Bustard (Tetrax tetrax)*. In: Del Hoyo, J., A. Elliott, J. Sargatal, D.A. Christie y E. De Juana (Eds.). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.
- Collar, N., E.F.J. Garcia y E. De Juana. 2020. *Little Bustard (Tetrax tetrax)*. In: Del Hoyo, J., A. Elliott, J. Sargatal, D.A. Christie y E. De Juana (Eds.). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.
- Collar, N.J. 1983. *A History of the Houbara in the Canaries*. Bustard Studies, 1: 9-30.
- Collins, D.R. y M. Kohler. 1996. *Tarro canelo, Tadorna ferruginea. Observaciones homologadas de aves raras en España y Portugal*. Informe de 1994. Ardeola, 43(1): 107.
- Collins, D.R. 1984. *A Study of the Canarian Houbara Bustard (Chlamydotis undulata fuertaventurae): With Special Reference to Its Behaviour and Ecology*. Doctoral dissertation.
- Colmenarejo, M., E. Sánchez, R. Borja, L. Travieso, S. Cirujano, J.L. Echevarrías, A. Rubio y M. González. 2007. *Evaluation of the quality of the water in El Hondo natural park located in the east of Spain*. Journal of Environmental Science and Health, 42: 969-981.
- Colomer, M.A., P. Oliva-Vidal, J. Jiménez, J.M. Martínez y A. Margalida. 2020 *Prioritizing removal actions for the reintroduction of endangered species: insights from bearded vulture simulation modeling*. Animal Conservation, 23: 396-406.
- Confederación Hidrográfica del Ebro. 2020. *Esquema de Temas Importantes de la Demarcación Hidrográfica del Ebro. Tercer ciclo de planificación*. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.
- Confederación Hidrográfica del Guadalquivir. 2020. *Esquema de Temas Importantes de la Demarcación Hidrográfica del Guadalquivir. Tercer ciclo de planificación*. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.
- Confederación Hidrográfica del Guadalquivir. 2020. *Informe del estado de los acuíferos del entorno de Doñana. Año hidrológico 2018-2019*. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.
- Confederación Hidrográfica del Júcar. 2020. *Esquema de Temas Importantes de la Demarcación Hidrográfica del Júcar. Tercer ciclo de planificación*. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.
- Confederación Hidrográfica del Miño-Sil. 2016. *Plan hidrológico del ciclo 2015-2021. Parte española de la Demarcación Hidrográfica del Miño-Sil*. Confederación Hidrográfica del Miño-Sil. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.
- Consejería de Medio Ambiente y Servicios Urbanos de la Ciudad Ceuta. 2020. *Decreto del Consejero de Medio Am-*

biente y Servicios Urbanos de la Ciudad de Ceuta, de fecha 5 de octubre de 2020, por el que se aprueba el Plan Anual de Aprovechamiento Cinegético para la zona de caza controlada para la temporada 2020-2021. Boletín Oficial Ciudad de Ceuta, 6033: 946-947.

- Cooper, J., N. Baccetti, E.J. Belda, J.J. Borg, D. Oro, C. Papaconstantinou y A. Sanchez. 2003. *Seabird mortality from longline fishing in the Mediterranean Sea and Macaronesian waters: a review and a way forward*. Scientia Marina, 67: 57-64.

- Copete, J.L. y D.A. Christie. 2021. *Reed Bunting (Emberiza schoeniclus)*. In: Del Hoyo, J., A. Elliott, J. Sargatal, D.A. Christie y E. De Juana (Eds.). *Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Edicions, Barcelona.

- Copete, J.L. 2020. *Yellowhammer (Emberiza citrinella), version 1.0*. In: Del Hoyo, J., A. Elliott, J. Sargatal, D.A. Christie y E. De Juana (Eds.). *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.

- Coppes, J., Ehrlacher, J., Thiel, D., Suchant, R. y Braunisch, V. (2017). *Outdoor recreation causes effective habitat reduction in capercaillie Tetrao urogallus: a major threat for geographically restricted populations*. Journal of Avian Biology, 48: 1583-1594.

- Corbacho, C. 2003. *Cuchara europeo, Anas clypeata*. In: Martí, R. y J.C. Del Moral (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España: 142-143*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.

- Corbacho, C. 2003. *Porrón europeo, Aythya ferina*. In: Martí, R. y J.C. Del Moral (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España: 148-149*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.

- Corbacho, C. 2004. *Cuchara europeo, Anas clypeata*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.

- Corbacho, C. 2008. *Porrón moñudo, Aythya fuligula*. In: Junta de Extremadura. *Catálogo de especies amenazadas de Extremadura. Fauna II. Clase Aves: 180*. Consejería de Industria, Energía y Medio Ambiente. Mérida.

- Corbacho, C., J.M. Sánchez Guzmán y M.A. Villegas. 2009. *Pagazas, charranes y fumareles en España. Población reproductora en 2007 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.

- Corbelle, E. y R. Crecente. 2008. *Estudio da evolución da superficie agrícola na comarca da Terra Chá a partir de fotografía aérea histórica e mapas de usos, 1956-2004*. Recursos Rurais, 1 (4): 57-65.

- Coronado, R., F. Del Portillo y R. Sáez-Royuela. 1974. *Guía de las anátidas en España*. ICONA, Madrid.

- Cortés, J.A. y J.V. González Escudero. 2003. *Torcecuello Euroasiático, Jynx torquilla*. In: Martí, R. y J.C. Del Moral (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España: 350-351*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.

- Cortés, V. y J. González-Solís. 2018. *Seabird bycatch mitigation trials in artisanal demersal longliners of the Western Mediterranean*. PloS ONE, 13(5): e0196731.

- Cortés, V., J.M. Arcos y J. González-Solís. 2017. *Seabirds and demersal longliners in the northwestern Mediterranean: factors driving their interactions and bycatch rates*. Marine Ecology Progress Series, 565: 1-16.

- Cortés, V., S. García-Barcelona y J. González-Solís. 2018. *Sex- and age-biased mortality of three shearwater species in longline fisheries of the Mediterranean*. Marine Ecology Progress Series, 588: 229-241.

- Cortés-Avizanda, A., B. Martín-López, O. Ceballos y H.M. Pereira. 2018. *Stakeholders perceptions of the endangered Egyptian vulture: Insights for conservation*. Biological Conservation, 218: 173-180.

- Cortés-Avizanda, A., G. Blanco, T.L. Devault, A. Markandya, M.Z. Virani y J.A. Donázar. 2016. *Supplementary feeding and endangered avian scavengers: benefits, caveats and controversies*. Frontiers in Ecology and the Environment, 14: 191-199.
- Cortés-Avizanda, A., M. Carrete y J.A. Donázar. 2010. *Managing supplementary feeding for avian scavengers: guidelines for optimal design using ecological criteria*. Biological Conservation, 143: 1707-1715.
- Cortés-Avizanda, A., M.A. Colomer, A. Margalida, O. Ceballos y J.A. Donázar. 2015. *Modeling the consequences of the demise and potential recovery of a keystone-species: wild rabbits and avian scavengers in Mediterranean landscapes.* Scientific reports, 5(1): 1-12.
- Cortes-Avizanda, A., P. Almaraz, M. Carrete, J.A. Sanchez-Zapata, A. Delgado, F. Hiraldo y J.A. Donazar. 2011. *Spatial heterogeneity in resource distribution promotes facultative sociality in two trans-Saharan migratory birds*. PloS ONE, 6(6): e21016.
- Costa, R.A., A.T. Pereira, E. Costa, A.C. Henriques, J. Miodonski, M. Ferreira, J.V. Vingada y C. Eira. 2019. *Razorbill Alca torda mortality in the Portuguese west coast*. *European Journal of Wildlife Research* 65(1): 3.
- Costantini, D. y G. Dell'Omo. 2020. *The Kestrel: Ecology, Behaviour and Conservation of an Open-land Predator*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Costillo, E., J.G. Navedo, J.M. Sánchez y C. Corbacho. 2009. *Importancia de Extremadura para la Espátula (Platalea leucorodia) ¿Son estos humedales artificiales de interior una nueva oportunidad para la conservación de las poblaciones ibéricas?*. Taller Internacional 2009: Seguimiento de la Espátula en la ruta migratoria sur.
- Cotton, P.A. 2003. *Avian migration phenology and global climate change*. Proceedings of the National Academy of Sciences USA, 100: 12219-12222.
- Coudrain, V., R. Arlettaz y M. Schaub. 2010. *Food or nesting place? Identifying factors limiting Wryneck populations*. Journal of Ornithology, 151: 867-880.
- Cramp, S. y K.E.L. Simmons (eds.). 1977. *The Birds of the Western Palearctic. Vol. I: Ostrich to Duck*s. Oxford University Press. Oxford.
- Cramp, S. y K.E.L. Simmons (Eds.). 1979. *The Birds of the Western Palearctic, vol. II.* Oxford University Press. Oxford.
- Cramp, S. y K.E.L. Simmons. 1983. *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. The Birds of the Western Palearctic. Vol III*. Waders to Gulls. Oxford University Press, Oxford.
- Cramp, S. 1997. *Birds of the Western Palearctic*. Oxford University Press.
- Crespo, J., I. Solís y E. Barba. 2020. *Illegal Bird Hunting in Eastern Spain: A Declining Trend, But Still Worrying*. Ardeola, 68(1): 181-192.
- Crespo-Luengo, G., R.E. Hernández-Lambrano, I. Barbero-Bermejo y J.A. Sánchez-Agudo. 2020. *Analysis of spatio-temporal patterns of red kite Milvus milvus electrocution*. Ardeola, 67(2): 247-268.
- Crick, H.Q.P. 2004. *The impact of climate change on birds*. Ibis, 146(Suppl. 1): 48-56.
- Cruz-Flores, M., R. Ramos, M. Sardà-Serra, S. López-Souto, T. Militão y J. González-Solís. 2019. *Migración y ecología espacial de la población española de petrel de Bulwer. Monografía n.º* 4 del programa Migra. SEO/BirdLife (Ed.). Madrid. DOI:10.31170/0070
- Cruz-Flores, M., R. Ramos, M. Sardà-Serra, S. López-Souto, T. Militão y J. González-Solís. 2019. *Migración y ecología espacial de la población española de petrel de Bulwer. Monografía nº 4 del programa Migra*. SEO/BirdLife (Ed.). Madrid.
- Cruz-Flores, M., T. Militão, R. Ramos y J. Gonzalez-Solis. 2018. *Using marine isoscapes to infer movements of ocea-*

nic migrants: The case of Bulwer's petrel, Bulweria bulwerii, in the Atlantic Ocean. PLoS ONE, 13: e0198667.

- Cuenca, D., G. Muñoz Arroyo, A. De la Cruz, J. Ramírez, M. González, A. Onrrubia y A. Román. 2008. *¿Dónde van los frailecillos que entran al Mediterráneo?*. VI Congreso del Grupo Ibérico de Aves Marinas. GIAM 2008. Algeciras, Cádiz. 18-20 abril de 2008.

- Cullen, S.A., J.R. Jehl y G.L. Nuechterlein. 2020. *Eared Grebe (Podiceps nigricollis), version 1.0*. In: Billerman, S.M. (Ed.). *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.

- Cuthbert, R., R.E. Green, S. Ranade, S. Saravanan, D.J. Pain, V. Prakash y A.A. Cunningham. 2006. *Rapid population declines of Egyptian vulture (Neophron percnopterus) and red-headed vulture (Sarcogyps calvus) in India*. Animal Conservation, 9(3): 349-354.

- Dalmau, J. y R. Colas, R. 1996. *Nidification du Pluvier guignard Charadrius morinellus dans les Pyrénées françaises en 1996*. Ornithos, 3: 196.

- Dalmau, J., R. Marine, R. Martinez-Vidal, J. Canut y D. Garcia-Ferre. 2001. *El mussol de Tengmalm a la Cerdanya, el Pallars Sobirà i el Principat d'Andorra: noves localitats de cant i reproducció (1990- 1998)*. Anuari d'Ornitologia de Catalunya, 1998: 306-314.

- Dalmau-Ausàs, J. y R. Mariné. 2004. *Mussol pirinenc, Aegolius funereus*. In: Estrada, J., V. Pedrocchi, L. Brotons y S. HERRANDO (eds.). *Atles dels ocells nidificants de Catalunya 1999- 2002: 296-297*. Lynx Edicions. Barcelona.

- Davis, Jr., W.E. y J.C. Kricher. 2020. *Glossy Ibis (Plegadis falcinellus), version 1.0*. In: Billerman, M.S. (Ed.). Birds of the World (S. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.

- De Borbón, M.N. y C. Barros. 1999. *Algunas observaciones sobre el comportamiento de las gangas ibérica y ortega durante la época de reproducción*. In: HERRANZ, J. y F. SUÁREZ (Eds.). *La Ganga Ibérica (Pterocles alchata) y la Ganga Ortega (Pterocles orientalis) en España: Distribución, abundancia, biología y conservación: 233-238*. Ministerio de Medio Ambiente. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid.

- De Borbón, M.N., C. Barros, R. Guadalfajara, E. De Juana y J. Herránz. 1999. *Parámetros reproductivos de la Ganga Ibérica (Pterocles alchata) y la Ganga Ortega (Pterocles orientalis)*. In: Herranz, J. y F. Suárez (Eds.). *La Ganga Ibérica (Pterocles alchata) y la Ganga Ortega (Pterocles orientalis) en España: Distribución, abundancia, biología y conservación: 239-260*. Ministerio de Medio Ambiente. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid.

- De By, R.A. 1990. *Migration of Aquatic Warbler in Western Europe*. Dutch Birding, 12: 165-181.

- De Frutos, A., P.P. Olea, P. Mateo-Tomás y F.J. Purroy. 2010. *The role of fallow in habitat use by the lesser kestrel during the post-fledging period: inferring potential conservation implications from the abolition of obligatory set-aside*. European Journal of Wildlife Research, 56: 503-511.

- De Goeij, P., O. Overdijk, T. Lok y T. Piersma. 2015. *La fortuna cambiante de las espátulas en la Vía de Vuelo del Atlántico Este*. In: Hortas, F. y J. Ruiz (Eds.). *La migración intercontinental de la espátula Platalea leucorodia*. Grupo de Desarrollo Pesquero Cádiz-Estrecho y Sociedad Gaditana de Historia Natural. Cádiz. España.

- De Juana y Comité de Rarezas de la Sociedad Española de Ornitología. 1985. *Noticiario ornitológico. Observaciones homologadas de aves raras en España. Informe de 1984*. Ardeola, 32(1): 137-143.

- De Juana y Comité de Rarezas de la Sociedad Española de Ornitología. 2002. *Tarro canelo Tadorna ferruginea. Observaciones de aves raras en España*. Ardeola, 49(1): 141-171.

- De Juana, D. y F. Suarez. 2003. *Terrera común, Calandrella brachydactyla*. In: Martí, R. y J.C. Del Moral (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España: 368-369*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.

- De Juana, D. y F. Suarez. 2004. *Terrera común, Calandrella brachydactyla*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds.). 2004. *Libro Rojo de las Aves de España: 312-315*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.
- De Juana, E y C. Martínez. 1996. *Distribution and conservation status of the little bustard Tetrax tetrax in the Iberian Peninsula.* Ardeola, 43: 157-167.
- De Juana, E. y A.M. García. 2005. *Fluctuaciones relacionadas con la precipitación en la riqueza y abundancia de aves de medios esteparios mediterráneos*. Ardeola, 52 (1): 53-66.
- De Juana, E. y E.F.J. García. 2015. *The birds of the Iberian Peninsula*. Christopher Helm. Bloomsbury Natural History. London.
- De Juana, E. y G.M. Kirwan. 2020. *Western Capercaillie (Tetrao urogallus), version 1.0*. In: Del Hoyo, J., A. Elliott, J. Sargatal, D.A. Christie y E. De Juana. (Eds.) *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.
- De Juana, E. y J.M. Varela. 2000. *Guía de las aves de España. Península, Baleares y Canarias*. Lynx Edicions, Barcelona.
- De Juana, E. 1988. *Noticiario ornitológico*. Ardeola, 35: 297-316.
- De Juana, E. 1989. *Noticiario ornitológico*. Ardeola, 36: 231-264.
- De Juana, E. 2006. *Aves raras de España. Un catálogo de las especies de presentación ocasional*. Lynx Edicions. Barcelona.
- De Juana, E. 2009. *Preocupante situación del sisón común (Tetrax tetrax) en Extremadura (España).* Ardeola, 56: 119-125.
- De la Bodega, D., C. Cano y E. Mínguez. 2020. *El veneno en España. Evolución del envenenamiento de fauna silvestre (1992-2017)*. SEO/BirdLife y WWF. Madrid.
- De la Cruz, A., F. Ramos, G. Navarro, A Cózar, J. Bécares y G. Muñoz Arroyo. 2021. *Drivers for spatial modelling of a critically endangered seabird on a dynamic ocean area: Balearic shearwaters are non-vegetarian*. Aquatic Conservation: marine and freshwater ecosystems, 31(7): 1700-1714.
- De la Peña Leiva, R. y O. Llama Palacios. 1997. *Mortalidad de aves en un tramo de línea de ferrocarril*. SEO/BirdLife.
- De la Puente, J. 1997. *Ánade Rabudo. Anas acuta. Noticiario Ornitológico*. Ardeola, 44: 247.
- De la Puente, J., J. Pinilla y J.A. Lorenzo. 1999. *Noticiario ornitológico*. Ardeola, 46: 149-162.
- De la Puente, J., R. Moreno-Opo y J.C. Del Moral. 2007. *El buitre negro en España. Censo Nacional (2006)*. SEO/BirdLife. Madrid.
- De las Heras-Martín, E. y D. Miguélez. 2021. *Argumentación científica para la propuesta de inclusión del carricerín cejudo (Acrocephalus paludicola) en el Catálogo Español de Especies Amenazadas en la categoría de Vulnerable*. Fundación Global Nature. Fuentes de Nava, Palencia.
- De le Court, C. y M. Lorenzo. 2012. *Espátula común, Platalea leucorodia*. In: SEO/BirdLife. *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010: 156-157*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife. Madrid.
- De le Court, C. (Coord.). 2009. *Manuales de conservación de la naturaleza, número 5. La espátula en Andalucía, bases para su conservación*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- De le Court, C. 2001. *The life-history strategy of the spoonbill: how to live in an unpredictable environment*. PhD. Thesis. University of Antwerp. Antwerp.
- De le Court, C. 2015. *La recuperación de la espátula en España. Manejo y conservación de la especie desde una perspectiva histórica*. En: Hortas, F. y J. Ruiz (Eds.). *La migración intercontinental de la espátula Platalea leucorodia:*

202-221. Grupo de Desarrollo Pesquero Cádiz-Estrecho y Sociedad Gaditana de Historia Natural. Cádiz. España.

- De le Court, C., E. Migens y J.C. Rubio. 2000. *La conservación de la espátula en las marismas de Odiel*. Quercus, 174: 22-27.
- De le Court, C., M. Máñez, L. García, H. Garrido y F. Ibáñez. 2003. *Espátula común, Platalea leucorodia*. In: Martí, R. y J.C. Del Moral (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España: 126-127*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- De le Court, C., M. Máñez, L. García, H. Garrido y F. Ibáñez. 2004. *Espátula común, Platalea leucorodia*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España: 76-79*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.
- De Leeuw, J.J. 1999. *Food intake rates and habitat segregation of Tufted Duck Aythya fuligula and Scaup Aythya marila exploiting Zebra Mussels Dreissena polymorpha*. Ardea, 87: 15-31
- De León, A., E. Mínguez, P. Harvey, E. Meek, J.E. Crane y R.W. Furness. 2006. *Factors affecting breeding distribution of Storm-petrels Hydrobates pelagicus in Orkney and Shetland*. Bird Study, 53:64-72.
- De León, L., B. Rodríguez, A. Martín, M. Nogales, J. Alonso y C. Izquierdo. 2007. *Status, distribution, and diet of Eleonora's falcon (Falco eleonorae) in the Canary Islands*. Journal of Raptor Research, 41: 331-336.
- De Lope, F. 1981. *Biología comparada de la Golondrina Común (Hirundo rustica) y de la Golondrina Daúrica (Hirundo daurica) en Extremadura*. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid. Madrid.
- De Lope, F. 2003. *Golondrina comun, Hirundo rustica*. In: Martí, R. y J.C. Del Moral (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España: 384-385*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- De Nascimento, L., S. Nogué, C. Criado, C. Ravazzi, R.J. Whittaker, K.J. Willis y J.M. Fernández-Palacios. 2016. *Reconstructing Holocene vegetation on the island of Gran Canaria before and after human colonization*. The Holocene, 26(1): 113-125.
- De Pablo, F. 2015. *La gestión de una especie amenazada: historia del milano real en la isla de Menorca en los últimos 22 años*. In: Valls, J.O. y A. Alamany (Eds.): *Llibre verd de protecció d'espècies a les Balears: 263-274*. Monografies de la Societat d'Història Natural de les Balears 20. Palma de Mallorca.
- De Souza, J.A. y M. Lorenzo. 2003. *Aves acuáticas invernantes en Galicia. Análisis de los censos de enero 1987-1999*. Dirección Xeral de Conservación da Natureza, CMADS, Xunta de Galicia. Santiago de Compostela.
- De Souza, J.A., A. Barros, A., Sandoval y R. Bao. 2010. *A review of the status of Great Northern Diver Gavia immer in Galicia, northwest Spain*. Seabird, 23: 76-90.
- De Souza, J.A., A. Sandoval, Á. Barros y R. Bao. 2012. *Colimbo grande, Gavia immer*. In: SEO/BirdLife. *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010: 118-119*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife. Madrid.
- Debrot, A.O., M. Ruijter, W. Endarwin, P. Van Hooft y K. Wulf. 2014. *Predation threats to the Red-billed Tropicbird breeding colony of Saba: focus on cats* (No. C011/14). IMARES.
- Defos Du Rau, P., K. Bourgeois, M. Thevenet, L. Ruffino, S. Dromzee, R. Ouni, A. Abiadh, R. Esteve, J.P. Durand, L. Anselme, G. Faggio, J.M. Yahya, H. Rguibi, M. Renda, B. Miladi, H. Hamrouni, S. Alilech, A. Nefla, W. Jaouadi, S. Agrebi y S. Renou. 2015. *Reassessment of the size of the Scopoli's Shearwater population at its main breeding site resulted in a tenfold increase: implications for the species conservation*. Journal of Ornithology, 156(4): 877-892.
- Del Amo, L. y V. Ena. 1986. *Alimentación de la graja (Corvus frugilegus) durante el periodo reproductor en la provincia de León*. Misc. Zool., 10: 299-303.

- Del Amo, L. 1986. *Aspectos ecoetológicos de la Graja (Corvus frugilegus L.) en la provincia de León*. Tesis de Licenciatura. Universidad de León. León.
- Del Campo, F. 2007. *Golondrina común, Hirundo rustica*. In: Lorenzo, J.A. (Ed.). *Atlas de las aves nidificantes en el archipiélago canario (1997-2003): 341-343*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- Del Campo, J.F. y J.F. García Gaona. 1983. *Censo de urogallos en la Cordillera Cantábrica.* Naturalia Hispanica, 25: 1-32.
- Del Hoyo, J. A. Elliott y J. Sargatal (Eds.). 1992. *Handbook of the Birds of the World. Vol. 1. Ostrich to Ducks*. Lynx Edicions. Barcelona.
- Del Hoyo, J., A. Elliot y J. Sargatal. (Eds.). 1999. *Handbook of the birds of the World, Vol. 5. Barn-owls to Humminbirds*. Lynx Edicions. Barcelona.
- Del Hoyo, J., A. Elliot y J. Sargatal. 1994. *Handbook of the birds of the world*. Lynx Editions., Barcelona.
- Del Hoyo, J., A. Elliott y J. Sargatal (Eds.). 1996. *Handbook of the Birds of the World. Vol. 3*. Hoatzin to Auks. Lynx Edicions. Barcelona.
- Del Moral, J. C., A. Somoza, A.R. Muñoz y B. Molina (Eds.) 2017. *La cotorra de Kramer en España, población reproductora en 2015 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Del Moral, J.C. y B. Molina (Ed.). 2009. *El halcón peregrino en España. Población reproductora en 2008 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.
- Del Moral, J.C. y B. Molina (Eds.) 2018. *El águila perdicera en España, población reproductora en 2018 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Del Moral, J.C. y B. Molina (Eds.). 2018. *El alimoche común en España, población reproductora en 2018 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.
- Del Moral, J.C. y B. Molina (Eds.). 2018. *El buitre leonado en España, población reproductora en 2018 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.
- Del Moral, J.C. y N. Oliveira (Eds.). 2019. *El cormorán moñudo en la península ibérica. Población reproductora en 2017 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.
- Del Moral, J.C. (Ed.) 2006. *El águila perdicera en España, población en 2005 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Del Moral, J.C. (Ed.) 2009. *El alimoche común en España. Población reproductora en 2008 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.
- Del Moral, J.C. (Ed.) 2018. *La cigüeña negra en España, población reproductora en 2017 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.
- Del Moral, J.C. (Ed.). 2008. *El halcón de Eleonora en España. Población en 2004-2007 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.
- Del Moral, J.C. (Ed.). 2009. *El águila real en España. Población reproductora en 2008 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.
- Del Moral, J.C. (Ed.). 2009. *El alimoche común en España*. Población reproductora en 2008 y método de censo. SEO/BirdLife. Madrid
- Del Moral, J.C. (Ed.). 2009. *El buitre leonado en España. Población reproductora en 2008 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Del Moral, J.C. (Ed.). 2009. *El halcón peregrino en España. Población reproductora en 2008 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.
- Del Moral, J.C. (Ed.). 2018. *El buitre negro en España, población reproductora en 2017 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.

- Del Moral, J.C. (Ed.). 2018. *La cigüeña negra en España, población reproductora en 2017 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.
- Del Moral, J.C., A. Somoza, A.R. Muñoz y B. Molina (Eds.). 2017. *La cotorra de Kramer en España, población reproductora en 2015 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.
- Del Moral, J.C., B. Molina, J. De la Puente y J. Pérez-Tris (Eds.). 2002. *Atlas de aves invernantes de Madrid 1999-2001*. SEO-Monticola. Madrid.
- Delgado, A., P. Calabuig, V. Suárez, D. Trujillo y M.M. Suárez-Rancel. 2016. *Preliminary assessment of the release of captive-bred Gran Canaria Blue Chaffinches Fringilla teydea polatzeki as a reinforcement population*. Bird Study, 63: 554-558.
- Delgado, A., V. Suárez y L.M. Carrascal. 2019. *Tamaño de población y tendencia temporal de la población del Pinzón Azul de Gran Canaria (Fringilla polatzeki) en los pinares de La Cumbre (2010-2019)*. Technical Report, LIFE+PINZÓN (LIFE 14 NAT/ES000077).
- Delgado, A., V. Suárez, D. Trujillo y D. González. 2020. *Informe sobre el seguimiento de la población del pinzón azul de Gran Canaria. Tareas desarrolladas y resultados obtenidos*. Technical Report LIFE+PINZÓN (LIFE 14 NAT/ES000077). Informe inédito.
- Derhé, M. A. (Ed.). 2011. *Population assessment for the Cory's Shearwater Calonectris diomedea*. BirdLife International for the European Commission. Cambridge.
- Derhé, M.A. 2012. *Developing a Population Assessment for Scopoli's and Cory's Shearwaters Calonectris diomedea/Calonectris borealis*. In: Yésou, P., N. Baccetti y J. Sultana (Ed.). *Ecology and Conservation of Mediterranean Seabirds and other bird species under the Barcelona Convention – Proceedings of the 13th Medmaravis Pan- Mediterranean Symposium. Alghero (Sardinia) 14-17 Oct. 2011: 29-38*. Medmaravis, Alghero.
- Derhé, M.A. 2012. *Population assessment for the Yelkouan Shearwater Puffinus yelkouan*. In: BirdLife International (Ed.). *Methodology for Bird Species Recovery Planning in the European Union*. Final Report to the European Commission. BirdLife International for the European Commission, Cambridge, UK.
- Descalzo, E. y R. Mateo. 2018. *La contaminación por munición de plomo en Europa: el plumbismo aviar y las implicaciones en la seguridad de la carne de caza*. Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos (IREC), Ciudad Real, España.
- Dias, S., F. Moreira, P. Beja, M. Carvalho, F. Gordinho, F. Rego, L. Reino, V. Oliveira y F. Rego. 2013. *Landscape effects on large scale abundance patterns of turtle doves Streptopelia turtur in Portugal*. European Journal of Wildlife Research, 59(4): 531-541.
- Díaz, G., O. Trujillo y E. Hernández. 1986. Situación del águila pescadora (*Pandion haliaetus*) en Canarias. *Boletín de la Estación Central de Ecología* 15(29): 67-72
- Díaz, M., B. Asensio y J.L. Tellería. 1996. *Aves ibéricas vol. I. No paseriformes*. J.M. Reyero Editor. Madrid.
- Díaz-Fernández, S., B. Arroyo, F. Casas, M. Martinez-Haro y J. Viñuela. 2013. *Effect of game management on wild red-legged partridge abundance*. PLoS One, 8: e66671
- Díaz-Fernández, S., J. Viñuela y B. Arroyo. 2012. *Harvest of Red-legged Partridge in central Spain*. Journal of Wildlife Management, 76(7): 1354-1363.
- Dickinson, E.C. y L. Christidis (Eds.). 2014. *The Howard y Moore Complete Checklist of the Birds of the World. Volume 2: Passerines* (4º ed.). Eastbourne, UK: Aves Press.
- Dies J.I. y B.F. Dies. 2012. *Cuchara común, Anas clypeata*. In: SEO/BirdLife. *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010: 278-279*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife. Madrid.

- Dies, B., J.I. Dies, C. Oltra, F. García y F.J. Català. 1999. *Las aves de l'Albufera de Valencia*. Vaersa. Valencia.
- Dies, J.I. y B. Dies (Eds.). 1992. *Anuario Ornitológico de la Comunidad Valenciana 1991*. Estació Ornitológica L'Albufera. Valencia.
- Dies, J.I. y B. Dies. 2012. *Aguja colinegra, Limosa limosa*. In: SEO/BirdLife. *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010: 262-263*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife. Madrid.
- Dies, J.I. y B. Dies. 2017. *Patterns of resource utilization during chick rearing season by gulls and terns breeding in a Mediterranean lagoon*. Nemus: revista de l'Ateneu de Natura, 7: 31-38.
- Dies, J.I. y R. Gutiérrez. 2003. *Pato colorado, Netta rufina*. In: Martí, R. y J.C. Del Moral (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España: 146-147*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- Dies, J.I. y R. Gutiérrez. 2004. *Pato colorado, Netta rufina*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.
- Dies, J.I. 1996. *Una reserva en l'Albufera de València para las aves marinas: balance de las estaciones 1993-1995*. GIAM Bol., 22: 3-5.
- Dies, J.I. 2000. *Habitat management for gulls and terns at l'Albufera de València (West Mediterranean). Preliminary results*. In: Yésou, P. y J. Sultana (Eds.). *Monitoring and Conservation of Birds, Mammals and Sea Turtles of the Mediterranean and Black Seas:* 250-261. Malta.
- Dimalexis, A., S. Xirouchakis, D. Portolou, P. Latsoudis, G. Karris, J. Fric, P. Georgiakakis, C. Barboutis, S. Bourdakis, M. Ivovic, T. Kominos y E. Kakalis. 2008. *The status of Eleonora's Falcon (Falco eleonorae) in Greece*. Journal of Ornithology, 149(1): 23-30.
- Diop, N., L. Zango, A. Beard, C.T. Ba, P.I. Ndiaye, L. Henry, E. Clingham, S. Oppel y J. González-Solís. 2018. *Foraging ecology of tropicbirds breeding in two contrasting marine environments in the tropical Atlantic*. Marine Ecology Progress Series, 607: 221-236.
- Dirección Xeral de Patrimonio Natural. Xunta de Galicia, 2021. *Aves acuáticas invernantes en Galicia. Censos de Enero. 1987-2021*. Dirección General de Patrimonio Natural. Consejería de Medio Ambiente, Territorio y Vivienda. Xunta de Galicia.
- Docampo, F. y A. Velando. 1995. *Comentarios sobre el origen y cambios de la población nidificante de Gaviota Tridáctila (Rissa tridactyla) en la Península Ibérica*. In: Munilla, I. y J. Mouriño (Eds.). *Actas do II Congreso Galego de Ornitoloxía: 139-151*. Universidade de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela.
- Docampo, F. y J.M. Aller. 1994. *Fracaso reproductor de la Gaviota tridáctila Rissa tridactyla en Galicia en 1993*. Boletin *GIAM*, 18: 10-11.
- Dolz, J.C., J.I. Dies y J. Belliure. 1989. *Las colonias de Canastera (Glareola pratincola, Linn. 1766) en la Comunidad Valenciana*. Medinatural, 1: 69-80.
- Domínguez, J. y M. Vidal. 2003. *Influencia del investigador en el éxito reproductor del chorlitejo patinegro Charadrius alexandrinus*. Ardeola, 50(1): 15-19.
- Domínguez, J. y M. Vidal. 2009. *Zarapito real*. In: Palomino, D. y B. Molina (Eds.). *Aves acuáticas reproductoras. Población en 2007 y método de censo:* 130-141. SEO/BirdLife. Madrid.
- Domínguez, J. y M. Vidal. 2013. *Zarapito real - Numenius arquata (Linnaeus, 1758)*. In: Salvador, A. y M.B. Morales (Eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*, Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid.
- Domínguez, J., F. Bárcena, J.A. Souza y A. Villarino. 1987. *Breeding waders in Galicia, north-west Spain*. WSG Bulletin, 50: 28-29.

- Domínguez, L. 1999. *Ecología de la Grajilla* (*Corvus monedula Linnaeus 1758) en la provincia de Madrid*. Tesis doctoral. Univ. Complutense de Madrid. Madrid.
- Donald, P.F. 2004. *The Skylark*. T y AD Poyser, London.
- Donald, P.F., F.J. Sanderson, I.J. Burfield y F.P. Van Bommel. 2006. *Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990-2000*. Agriculture, Ecosystems y Environment, 116(3-4): 189-196.
- Donald, P.F., F.J. Sanderson, I.J. Burfield y F.P.J. Van Bommel. 2006. *Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990–2000*. Agriculture, Ecosystems y Environment, 116 (3-4): 189-196.
- Donázar, J.A. 2004. *Alimoche común, Neophron percnopterus*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds.). *Libro rojo de las aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.
- Donázar, J.A., A, Cortés-Avizanda, O. Ceballos, E. Arrondo, J.M. Grande y D. Serrano. 2020. *Epizootics and sanitary regulations drive long-term changes in fledgling body condition of a threatened vulture*. Ecological Indicators, 113: 106188.
- Donázar, J.A., A. Cortés-Avizanda y M. Carrete. 2010. *Dietary shifts in two vultures after the demise of supplementary feeding stations: consequences of the EU sanitary legislation*. European Journal of Wildlife Research, 56(4): 613-621.
- Donázar, J.A., C.J. Palacios, L. Gangoso, O. Ceballos, M.J. González, y F. Hiraldo. 2002. *Conservation status and limiting factors of the endangered population of Egyptian Vulture (Neophron percnopterus) in the Canary Islands*. Biological Conservation, 107: 89-98.
- Donázar, J.A., J.J. Negro, C.J. Palacios, J.A. Godoy, O. Ceballos, F. Hiraldo y N. Capote. 2002. *Description of a new subspecies of the Egyptian Vulture (Accipitridae: Neophron percnopterus) from the Canary Islands*. Journal of Raptor Research, 36: 17-23.
- Donázar, J.A., J.J. Negro, F. Hiraldo. 1993. *Foraging habitat selection, land-use changes and population decline in the lesser kestrel Falco naumanni*. Journal of Applied Ecology, 30: 515-522.
- Donázar, J.A., O. Ceballos y A, Cortés-Avizanda. 2018. *Tourism in protected areas: Disentangling road and traffic effects on intra-guild scavenging processes*. Science of Total Environment, 630: 600-608.
- Dorta, P. 2005. *El Clima*. In: Rodríguez (coord.). *Patrimonio Natural de la isla de Fuerteventura*. Cabildo de Fuerteventura-Gobierno de Canarias-Centro de la Cultura Popular Canaria.
- Doswald, N., S.G. Willis, Y.C. Collingham, D.J. Pain, R.E. Green y B. Huntley. 2009. *Potential impacts of climatic change on the breeding and non-breeding ranges and migration distance of European* Sylvia *warblers*. Journal of Biogeography, 36: 1194-1208.
- Dubowy, P.J., C. Carboneras y G.M. Kirwan. 2020. *Northern Shoveler (Spatula clypeata), version 1.0*. In: Billerman, S.M. (Ed.). *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.
- Dudley, N. y S. Alexander. 2017. *Agriculture and biodiversity: a review*. Biodiversity, 18(2-3): 45-49.
- Dunn, J.C. y A.J. Morris. 2012. *Which features of UK farmland are important in retaining territories of the rapidly declining Turtle Dove Streptopelia turtur?*. Bird Study, 59: 394-402.
- Dunn, J.C., A.J. Morris y P.V. Grice. 2015. *Testing bespoke management of foraging habitat for European turtle doves Streptopelia turtur*. Journal of Nature Conservation, 25: 23-34.
- Dunn, J.C., S.J. Goodman, T.G. Benton y K.C. Hamer. 2013. *Avian blood parasite infection during the non-breeding season: An overlooked issue in declining populations?*. BMC Ecology, 13: 30.

- Dunn, P.o. y A.p. Møller. 2019. *Effects of climate change on birds*. Oxford University Press. Oxford.
- Durán, N. y I. Asensio. 2015. *Noticiario Ornitológico. Águila pescadora. Pandion haliaetus*. *Ardeola,* 62(2): 521-522.
- Durmus, A. y H. Nergiz. 2013. *The Effects of Habitat Loss Due to Reed Fires on Waterfowls at Van Lake Basin*. Journal of Animal and Veterinary Advances, 12 (1): 58-61.
- Eason, P., B. Rabia y O. Attum. 2016. *Hunting of migratory birds in North Sinai, Egypt*. Bird Conservation International, 26: 39-51.
- EBCC. 2021. *Pan European Common Bird Monitoring Scheme. Species Trends*. Fecha de Consulta: 15 de mayo de 2021.
- EFE, M.A., E.S. Tavares, A.J. Baker y S.L. Bonatto. 2009. *Multigene phylogeny and DNA barcoding indicate that the Sandwich tern complex (Thalasseus sandvicensis, Laridae, Sternini) comprises two species*. Molecular Phylogenetics and Evolution, 52(1): 263-267.
- EFE. 2019. *"SEO/BirdLife cree "histórica" la sentencia contra el asadero de pardelas en Alegranza"* (20 de mayo de 2019). Agencia EFE.
- Eken, G. y G. Magnin. 2000. *A preliminary biodiversity atlas of the Konya Basin, Central Turkey*. Türkiye Dogal Hayati-Koruma Dernegi. Estambul.
- EKOS, Estudios Ambientales, S.L. 2002. *Propuesta de plan de gestión del carricerín cejudo (Acrocephalus paludicola) en la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Informe inédito.
- Elliott, J.E., C.A. Morrissey, C.J. Henny, E.R. Inzunza y P. Shaw. 2007. *Satellite telemetry and prey sampling reveal contaminant sources to Pacific Northwest Ospreys*. Ecological Applications, 17(4): 1223-1233.
- Elliott, J.E., L.K. Wilson, C.J. Henny, S.F. Trudeau y F.A. Leighton. 2001. *Assessment of biological effects of chlorinated hydrocarbons in Osprey chicks*. Environmental Toxicology and Chemistry, 20: 866-879.
- Elliott, J.E., M.M. Machmer, L.K. Wilson y C.J. Henny. 2000. *Contaminants in Ospreys from the Pacific Northwest; II. Organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyls, and mercury, 1991-1997*. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 38: 93-106.
- Elorriaga, J., I. Zuberogoitia, I. Castillo, A. Azkona, S. Hidalgo, L. Astorkia, ... y A. Iraeta. 2009. *First documented case of long-distance dispersal in the Egyptian Vulture (Neophron percnopterus)*. Journal of Raptor Research, 43(2): 142-145.
- Emmerson, K. y J.A. Lorenzo. 2003. *Corredor Sahariano, Cursorius cursor*. In: Martí, R. y J.C. Del Moral (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España: 246-247*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- Emmerson, K. y J.A. Lorenzo. 2004. *Corredor Sahariano, Cursorius cursor*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España: 223-225*. Dirección General de Conservación de la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.
- Emmerson, K. y J.A. Lorenzo. 2007. *Corredor Sahariano, Cursorius cursor*. In: Lorenzo, J.A. (Ed.). *Atlas de las aves nidificantes del archipiélago canario (1997-2003): 226-229*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- Emmerson, K.W. 1985. *Estudio de la biología y ecología de la Paloma Turqué (Columba bollii) y la Paloma Rabiche (Columba junoniae) con vistas a su conservación. Vol. II.* Ornistudio, S.L. Informe inédito para ICONA, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- Emmerson, K.W., R. Barone, J.A. Lorenzo, A. Martín, J.J. Naranjo, M. Nogales, V. Quilis y N. Trujillo. 1989. *Censo de la población de Hubara Canaria (Chlamydotis undulata fuerteventurae) en la isla de Fuerteventura (diciembre de 1988)*. Ornistudio S.L. Informe inédito.

- Emmerson, M. y Al. 2016. *Chapter Two - How Agricultural Intensification Affects Biodiversity and Ecosystem Services.* Advances in Ecological Research, 55: 43-97.
- Ena, V. 1979. *Autoecología de la Graja (Corvus frugilegus L.) en la provincia de León*. Tesis Doctoral. Universidad de Oviedo. Oviedo.
- Equipa-Atlas. 2008. *Atlas das Aves Nidificantes em Portugal (1999-2005)*. ICNB, SPEA, Parque Natural de Madeira e Secretaria Regional do Ambiente e do Mar. Assírio y Alvim. Lisboa.
- Equipo de Seguimiento de Procesos Naturales (E.B.D.-C.S.I.C.) - Unidad de Seguimiento del Area de Conservación (P.N.D.-O.A.PP.NN.). 1998-2000. *Informes anuales sobre aves acuáticas en las Marismas del Guadalquivir. Años biológicos 1995/96 a 1998/1999*. Informe inédito.
- Equipo de Seguimiento de Procesos Naturales-ICTS-RBD-EBD-CSIC. 2016. *Programa de emergencias, control epidemiológico y seguimiento de fauna silvestre de Andalucía. Seguimiento de Aves Acuáticas. Reproducción 2016*. Espacio Natural de Doñana. Noviembre 2016. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio.
- Eraud, C., J.M. Boutin, M. Riviere, J. Brun, C. Barbraud y H. Lormee. 2009. *Survival of Turtle Doves Streptopelia turtur in relation to western Africa environmental conditions*. Ibis, 151: 186-190.
- Erskine, A.J. 1992. *Atlas of Breeding Birds of the Maritime Provinces*. Nova Scotia Museum, Halifax, NS, Canada.
- Escandell, V. y E. Escudero. 2019. *Sacre. Tendencia de las aves en primavera*. Programas de seguimiento de Avifauna y grupos de trabajo, 6-9. SEO/BirdLife.
- Escandell, V. y E. Escudero. 2021. *Resultados del programa de seguimiento de aves comunes en primavera*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Escandell, V. 2008. *Programa SACRE. Resultados obtenidos hasta 2006*. In: Del Moral, J.C., V. Escandell, B. Molina, A. Bermejo y D. Palomino (Eds.). *Programas de seguimiento de SEO/BirdLife en 2006: 8-9*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Escandell, V. 2009. *Programa SACRE. Tendencias de las poblaciones de aves en 1998-2007*. In: Del Moral, J. C., A. Bermejo, B. Molina, V. Escandell y D. Palomino (Eds.). *Programas de seguimiento de SEO/BirdLife en 2007: 8-9*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Escandell, V. 2013. *Programa SACRE*. In: SEO/BirdLife (Ed.). *SEO/BirdLife bird monitoring programmes in 2012: 4-9*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Escandell, V. 2018. *Sacre. Tendencia de las aves en primavera*. Programas de seguimiento de Avifauna y grupos de trabajo, 6-11. SEO/BirdLife.
- Escandell, V. 2019. *Programa Sacre*. In: SEO/BirdLife. *Programas de seguimiento y grupos de trabajo de SEO/BirdLife 2018*: 4-10. SEO/BirdLife. Madrid.
- Escoruela, J., E. Garreta, R. Ramos, J. González-Solís y S. Lacorte. 2018. *Occurrence of Per-and Polyfluoroalkyl substances in Calonectris shearwaters breeding along the Mediterranean and Atlantic colonies*. Marine pollution bulletin, 131: 335-340.
- Espín, S., P. Sánchez-Virosta, J.M. Zamora-Marín, M. León-Ortega, P. Jiménez, M. Zumbado, O.P. Luzardo, T. Eeva y A.J. García-Fernández. 2020. *Toxic elements in blood of red-necked nightjars (Caprimulgus ruficollis) inhabiting differently polluted environments*. Environmental Pollution, 262: 114334.
- Espinosa, A., J.A. Serrano y A. Montori. 2012. *Incidencia de los atropellos sobre la fauna vertebrada en el Valle de El Paular. LIC "Cuenca del río Lozoya y Sierra Norte"*. Munibe, 60: 209-236.
- Estrada, J., V. Pedrocchi, L. Brotons y S. Herrando (Eds.). 2004. *Atles dels ocells nidificants de Catalunya 1999-2002*. Institut Català d'Ornitologia (ICO)/Lynx Edicions, Barcelona.

- Estrela-Segrelles, C., G. Gómez-Martinez y M.A. Pérez-Martín. 2021. *Risk assessment of climate change impacts on Mediterranean coastal wetlands. Application in Júcar River Basin District (Spain)*. Science of the Total Environment, 790: 148032.
- European Commission. 2018. *Lagopus muta pyrenaica.* Article 12 web tool on population status and trends of birds under Article 12 of the Birds Directive.
- European Environmental Agency. 2020. *State of nature in the EU. Results from reporting under the nature directives 2013-2018*. EEA Report. No 10/2020.
- Evans, D.M. y K.R. Day. 2002. Hunting disturbance on a large shallow lake: the effectiveness of waterfowl refuges. Ibis, 144(1): 2-8.
- Evans, K.L. y R.A. Robinson. 2004. *Barn Swallows and agriculture*. British Birds, 97: 218-230.
- Evans, K.L., J.D. Wilson y R.B. Bradbury. 2007. *Effects of crop type and aerial invertebrate abundance on foraging Barn Swallows Hirundo rustica*. Agriculture, Ecosystems y Environment, 122: 267-273.
- Evens, R., N. Beenaerts, T. Neyens, N. Witters, K. Smeets y T. Artois. 2018. *Proximity of breeding and foraging areas affects foraging effort of a crepuscular, insectivorous bird*. Scientific Reports, 8(1): 1-11.
- Expósito, F.J., A. González, J.C. Pérez, J.P. Díaz, y D. Taima. 2015. *High-Resolution Future Projections of Temperature and Precipitation in the Canary Islands.* Journal of Climate, *28:* 7846-7856.
- Fargallo, J.A. 1999. *Efecto del Cernícalo Vulgar Falco tinnunculus sobre la abundancia del Topillo Campesino Microtus arvalis: un caso de manejo de poblaciones naturales*. Obra Social y Cultural de la Caja de Ahorros y Monte de Piedad de Segovia, Segovia.
- Fargallo, J.A., G. Blanco, J. Potti y J. Viñuela. 2001. *Nestbox provisioning in a rural population of Eurasian Kestrels: breeding performance, nest predation and parasitism*. Bird Study, 48: 236-244.
- Fargallo, J.A., J. Martínez-Padilla, J. Viñuela, G. Blanco, I. Torre, P. Vergara y L. De Neve. 2009. *Kestrel-prey dynamic in a Mediterranean region: the effect of generalist predation and climatic factors*. PLoS ONE, 4(2): e4311.
- Fargallo, J.A., J. Navarro-Lopez, P. Palma-Granados y R.M. Nieto. 2020. *Foraging strategy of a carnivorous-insectivorous raptor species based on prey size, capturability and nutritional components*. Scientific Reports, 10(1): 7583.
- Fernández de la Cigoña, E. 1994. *Esta fauna nosa*. Asociación Galega para a Cultura e a Ecoloxía (AGCE). Colección Natureza Galega Vol. IX.
- Fernández García, J.M. 1998. *Relación entre mortalidad en tendidos eléctricos y abundancia de aves en una localidad de León*. *Ardeola*, 45(1): 63-67.
- Fernández Vizcaíno, E., I.G. Fernández de Mera, F. Mougeot, R. Mateo y M.E. Ortiz Santaliestra. 2020. *Multi-level analysis of exposure to triazole fungicides through treated seed ingestion in the red-legged partridge*. Environmental Research, 189: 109928.
- Fernández, Á. y F. Lozano. 2009. *Censo y caracterización del hábitat del pico mediano (Dendrocopos medius) en el Parque Nacional Picos de Europa*. Locustella, 6: 89-101.
- Fernández, C. y P. Azkona. 1997. *Análisis de los factores demográficos y documentación básica para los planes de recuperación de la Perdiz Nival y Perdiz Pardilla en Navarra*. Informe inédito para Departamento de Medio Ambiente. Gobierno de Navarra.
- Fernández, C., P. Azkona y L. Llorente. 1994. *Corología y caracterización del hábitat del pico dorsiblanco (Dendrocopos leucotos) en el pirineo occidental español*. Ardeola, 42:135-140.
- Fernández-Calvo, I.C. 2019. *100 medidas para la conservación de la biodiversidad en entornos urbanos*. SEO/BirdLife, Madrid.

- Fernández-Calvo, I.C. 2020. *Los autillos urbanos, vecinos de Santander.* Aves y Naturaleza, 33: 6-7.
- Fernández-García, J.M. y H. Robles. 2020. *Citizen science to assess the fine-grain distribution and habitat use of the middle spotted woodpecker Dendrocoptes medius*. Acta Ornithologica, 55: 261-268.
- Fernández-García, J.M., A. Gracianteparaluceta y A. Planillo. 2012. *Abundancia, distribución y tendencia de las poblaciones de aves acuáticas invernantes en la comunidad autónoma del País Vasco: 1969-2010*. Hazi Fundazioa y Sociedad Pública Ihobe: Gobierno Vasco. Departamento de Medio Ambiente y Política Territorial.
- Fernández-Núñez, M., 2014. *Tendencias en la calidad del hábitat palustre en el parque natural el Hondo y su efecto en la población de bigotudo (Panurus biarmicus)*. Tesis de Máster, Universidad de Alicante.
- Fernández-Olalla, M., Martínez-Abrain A., Canut, J., García-Ferré, D., Afonso, I. y González, L.M. (2012). *Assessing different management scenarios to reverse the declining trend of a relict capercaillie population: A modelling approach within an adaptive management framework*. Biological Conservation, 148(1): 79-87.
- Ferrer, J., A. Matínez-Vilalta y J. Muntaner. 1986. *Història natural dels Països Catalans. Vol. 12, Ocells*. Fundació Enciclopèdia Catalana. Barcelona.
- Ferrer, M. y F. Oliveros. 2005. *El Águila Pescadora nidifica en el Parque Natural Los Alcornocales*. *Quercus,* 234: 66-67.
- Ferrer, M. y G.F.E. Janss. 1999. *Aves y líneas eléctricas. Colisión, electrocución y nidificación*. Servicios Informativos Ambientales / Quercus. Madrid.
- Ferrer, M., I. Newton, R. Muriel, G. Báguena, J. Bustamante, M. Martini y V. Morandini. 2014. *Using manipulation of density-dependent fecundity to recover an endangered species: The bearded vulture Gypaetus barbatus as an example*. Journal of Applied Ecology, 51(5): 1255-1263.
- Ferrer, X. 1982. *Invernada de anátidas en el delta del Ebro*. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona.
- Ferrer, X., A. Martínez Vilalta y J. Muntaner (Eds.). 1986. *Historia Natural dels Països Catalans. Vol 12: Ocells*. Enciclopèdia Catalana. Barcelona.
- Ferrero, J.J. y V.M. Pizarro. 2003. *La Cigüeña Negra en Extremadur*a. Junta de Extremadura. Mérida.
- Ferrero, J.J. 1995. *La población ibérica de Aguilucho Cenizo Circus pygargus*. Alytes, 7: 539-560.
- Ferrero, M.E., J.A. Blanco-Aguiar, S.C. Lougheed, I. Sánchez-Barbudo, P.J.G. De Nova, R. Villafuerte y J.A. Dávila. 2011. *Phylogeography and genetic structure of the red-legged partridge (Alectoris rufa): more evidence for refugia within the Iberian glacial refugium*. Mol. Ecol., 20(12): 2628-2642.
- FGN. 2003. *Reunión de expertos en manejo de vegetación helofítica. Su aplicación en la conservación del carricerín cejudo*. Fundación Global Nature. Palencia.
- Figuerola, J. y J.A. Amat. 2003. *Chorlitejo Patinegro, Charadrius alexandrinus*. In: Martí, R. y J.C. Del Moral (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España: 76-77*. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología.
- Figuerola, J., J. Martí y F. Cerdà. 1999. *Situació del corriol camanegre als Aiguamolls de l'Emporda al 1998*. Informe inédito para Departament de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya.
- Figuerola, J., J.A. Amat y J.A. Díaz. 2004. *Chorlitejo patinegro, Charadrius alexandrinus*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España: 228-230*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.
- Figuerola, J., M. Máñez, F. Ibáñez, L. García y H. Garrido. 2003. *Morito común, Plegadis falcinellus*. In: Martí, R. y J.C. Del Moral (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de*

España: 124-125. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.

- Figuerola, J., M. Máñez, F. Ibáñez, L. García y H. Garrido. 2004. *Morito común, Plegadis falcinellus*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.

- Finlayson, J.C. y J.E. Cortes. 1986. *The birds of the Strait of Gibraltar*. Alectoris 6 (special issue).

- Fisher, I., J. Ashpole, D. Scallan, T. Proud y C. Carboneras. (compilers). 2018. *International Single Species Action Plan for the conservation of the European Turtle-dove Streptopelia turtur (2018 to 2028)*. European Commission 2018, 81-83.

- Flade, M. y L. Lachmann. 2008. *Species Action Plan for the Aquatic Warbler Acrocephalus paludicola*. BirdLife International / European Commission, Cambridge / Brussels.

- Folch Albareda, A. y J.M. Avilés. 2003. *Carraca europea, Coracias garrulus*. In: Martí, R. y J.C. Del Moral (Eds.). *Atlas de las aves reproductoras de España: 346-347*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

- Fombellida, I., A. García y M. Rollán. 2009. *Cantabria es el principal bastión del pico mediano*. Quercus, 275: 14-20.

- Fouque, C., M. Guilleman y V. Schricke. 2009. *Trends in the numbers of Coot Fulica atra and wildfowl Anatidae wintering in France, and their relationship with hunting activity at wetland sites*. Wildfowl, 2: 42-59.

- Fox, A.D., A. Caizergues, M.V. Banik, K. Devos, M. Dvorak, M. Ellermaa, B. Folliot, A.J. Green, C. Grüneberg, M. Guillemain, A. Håland, M. Hornman, V. Keller, A.I. Koshelev, V.A. Kostiushyn, A. Kozulin, Ł. Ławicki, L. Luiguijõe, C. Müller, P. Musil, Z. Musilová, L. Nilsson, A. Mischenko, H. Pöysä, M. Ščiban, J. Sjeničić, A. Stīpniece, S. Švažas y J. Wahl. 2016. *Recent changes in the abundance of Common Pochard Aythya ferina breeding in Europe*. Wildfowl, 66: 22-40.

- Fox, T. 2005. *Northern pintail Anas acuta*. In: Kear, J. (Ed.). *Ducks, geese, and swans: 595-599*. Oxford University Press, Oxford and New York.

- Fraga, R.M. y J.A. Amat. 1996. *Breeding biology of a Kentish plover (Charadrius alexandrinus) population in an inland saline lake*. Ardeola, 43: 69-85.

- Fraissiner, M., I. Henderson y D. Mastronardi. 1997. *Jackdaw, Corvus monedula*. In: Hagemeijer, E.J.M. y M.J. Blair (Eds.). *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance: 680-681*. T y A D Poyser, London.

- Franchimont, J., A. Chahlaoui, H. Samih y S. Sayad. 1994. *Analyse de l'evolution des effectifs des oiseaux d'eau hivernants dans le Maroc Central au cours de la decennie 1983-1993*. Porphyrio, 6(1): 7-94.

- Franco Ruiz, A. y M. Rodríguez de los Santos (Coord.) 2001. *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.

- Franks, S.E., D.J.T. Douglas, S. Gillings y J.W. Pearce-Higgins. 2017. *Environmental correlates of breeding abundance and population change of Eurasian Curlew Numenius arquata in Britain*. Bird Study, 64 (3): 393-409.

- Fraser, K.C., B.J.M. Stutchbury, C. Silverio, P.M. Kramer, J. Barrow, D. Newstead, N. Mickle, B.F. Cousens, J.C. Lee y D.M. Morrison. 2012. *Continent-wide tracking to determine migratory connectivity and tropical habitat associations of a declining aerial insectivore*. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 279(1749): 4901-4906.

- Fuchs, J. y J.-M. Pons. 2015. *A new classification of the Pied Woodpeckers assemblage (Dendropicini, Picidae) based on a comprehensive multi-locus phylogeny*. Molecular Phylogenetics and Evolution, 88: 28-37.

- Fundación Global Nature. 2021. *Aguja colinegra, Limosa limosa. Noticiario Ornitológico*. Ardeola, 68 (1): 290.

- Furness, R.W., H.M. Wade y E.A. Masden. 2013. *Assessing vulnerability of marine bird populations to offshore wind farms*. Journal of environmental management, 119: 56-66.
- Furtado, R., D. Menezes, C.J. Santos y P. Catry. 2016. *White-faced storm-petrels Pelagodroma marina predated by gulls as biological monitors of plastic pollution in the pelagic subtropical Northeast Atlantic*. Marine Pollution Bulletin, 112(1-2): 117-122.
- Gabriel Hernando, M., J. Fernández-Gil, I. Roa, J. Juan, F. Ortega, F. De la Calzada y E. Revilla. 2021. *Warming threatens habitat suitability and breeding occupancy of rear-edge alpine bird specialists*. Ecography, 44: 1-14.
- Gael, G., J.A. Gil, E. Marty, M. Mossoll-Torres, C. Martínez y J. Pérez. 2014. *El lagópodo alpino en el Pirineo central: estudio preliminar de su hábitat y distribución*. En: *Posters XXII Congreso Español de Ornitología, del 6 al 9 de diciembre de 2014*. SEO/BirdLife y Caixa Forum.
- Gainzarain, J.A., A.F. Rodríguez y R. Arambarri. 2003. *Halcón peregrino, Falco peregrinus*. In: Martí, R. y J.C. Del Moral (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España: 204-205*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- Galarza, A. 2015. *¿Está disminuyendo la población de gaviota patiamarilla cantábrica Larus michahellis lusitanius Naumann, 1840? Censo 2013/2014 de Bizkaia (País Vasco)*. Munibe, 63: 135-143.
- Galbraith, H., D.W. Desrochers, S. Brown y J.M. Reed. 2014. *Predicting Vulnerabilities of North American Shorebirds to Climate Change*. PLoS ONE, 9(9): e108899.
- Gallego, A.R.M., M.D. Lucas, E. Casado y M. Ferrer. 2011. *Raptor mortality in wind farms of southern Spain: mitigation measures on a major migration bottleneck area*. Conference on Wind Energy and Wildlife impacts, Trondheim, Noruega.
- Galligan, T.H., T. Amano, V.M. Prakash, M. Kulkarni, R. Shringarpure, N. Prakash, ... y R.J. Cuthbert. 2014. *Have population declines in Egyptian Vulture and Red-headed Vulture in India slowed since the 2006 ban on veterinary diclofenac?* Bird Conservation International, 24(3): 272-281.
- Gallo, R. y J.A. Mateo. 2020. *Culebra real de California, Lampropeltis californiae*. In: López, P., J. Martín, y F. Martínez-Freiría (Eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Madrid: Museo Nacional de Ciencias Naturales.
- Gálvez, M. y J. M. Guerra. 2020. *Proyecto de conservación del alcaudón chico*. Asociación Trenca, Lleida (informe inédito para el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico).
- Gamón, M., E. Sáez, J. Gil y R. Boluda. 2003. *Direct and indirect exogenous contamination by pesticides of rice-farming soils in a Mediterranean wetland*. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 44: 141-151.
- Gangoso, L., D.S. Viana, A.M. Dokter, J. Shamoun-Baranes, J. Figuerola, S.A. Barbosa y W. Bouten. 2020. *Cascading effects of climate variability on the breeding success of an edge population of an apex predator*. Journal of Animal Ecology, 89(11): 2631-2643.
- Gangoso, L., P. López-López, J.M. Grande, U. Mellone, R. Limiñana, V. Urios y M. Ferrer. 2013. *Ecological specialization to fluctuating resources prevents long-distance migratory raptors from becoming sedentary on islands*. PloS one, 8(4): e61615.
- García de la Fuente L., D. Guzmán Otano, A. Mora Cabello de Alba, S. Nobre y C. Brau-Nogué. 2017. *Informe de iniciativas existentes para promover la siega a través de los P.D.R. y los instrumentos de la nueva P.A.C. en la U.E.* Informe inédito, Proyecto Interreg SUDOE "SOS PRADERAS".
- García de la Morena E.L., G. Bota, A. Ponjoan y M.B. Morales. 2006. *El sisón común en España. I Censo Nacional (2005)*. SEO/BirdLife. Madrid.
- García de la Morena, E.L. 2016. *Ecología y movimientos migratorios del sisón común "Tetrax tetrax" fuera del periodo reproductor*. Departamento de Ecología, Universidad Autónoma de Madrid. Tesis doctoral.

- García de la Morena, E.L., E. De Juana, C. Martínez, M. B. Morales y F. Suárez. 2004. *Sisón común, Tetrax tetrax.* In: Madroño, A., C. González y J. C. Atienza (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España: 202-207*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.

- García de la Morena, E.L., G. Bota, A. Ponjoan y M. B. Morales. 2006. *El sisón común en España. I Censo Nacional (2005).* SEO/BirdLife. Madrid.

- García de la Morena, E.L., G. Bota, A. Ponjoan y M.B. Morales. 2006. *El sisón común en España. I Censo Nacional (2005).* SEO/BirdLife. Madrid.

- García de la Morena, E.L., G. Bota, J. Traba, S. Mañosa y M.B. Morales. 2020. *Bases científicas para la elaboración de la Estrategia Nacional de Conservación del sisón común (Tetrax tetrax)*. Fundación Biodiversidad, Ministerio para la Transición Ecológica. Madrid.

- García de la Morena, E.L., G. Bota, S. Mañosa y M.B. Morales. 2018. *El sisón común en España. II Censo Nacional (2016).* SEO/BirdLife. Madrid.

- García de la Morena, E.L., M.B .Morales y V. Bretagnolle. 2001. *Primera aproximación a la migración e invernada del Sisón Común en España*. Proyecto Life para la conservación del Sisón y de su fauna asociada en Francia. 4º Seminario Internacional LPO, Castuera. Huesca.

- García de la Morena, E.L., M.B. Morales, G. Bota, J.P. Silva, A. Ponjoan, F. Suárez, S. Mañosa y E. De Juana. 2015. *Migration Patterns of Iberian Little Bustards Tetrax tetrax*. Ardeola, 62(1): 95-112.

- García del Rey, E. y J.A. Rodríguez Lorenzo. 2010. *Breeding status of the Ruddy Shelduck Tadorna ferruginea at Fuerteventura, Canary Islands: natural colonisation of two habitat types on an oceanic island*. Ostrich, 81(2): 93-96.

- García del Rey, E., R. Otto, y J.M. Fernández-Palacios. 2010. *Medium-term response of breeding Blue Chaffinch Fringilla teydea teydea to experimental thinning in a Pinus canariensis plantation (Tenerife, Canary Islands*). Ornis Fennica, 87: 180-188.

- García Fernández, J. 2003. *Graja Corvus frugilegus*. In: Martí, R. y J.C. Del Moral (Eds.). *Atlas de las aves reproductoras de España: 550-551*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza– SEO/BirdLife. Madrid.

- García Fernández, J. 2004. *Graja Corvus frugilegus*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza. *Libro Rojo de las Aves de España: 362-363*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.

- García Fernández, J. 2012. *La graja en España. Población reproductora en 2011 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.

- García Fernández, J. 2012. *La graja en España*. *Población reproductora en 2011 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.

- García Fernández, J., L.A. Ramos y X. Vázquez. 2008. *Atlas de las aves reproductoras de León*. Diputación de León. León.

- García, D. 2009. *Predation on the endemic Balearic Shearwater Puffinus mauretanicus by Peregrine Falcon Falco peregrinus*. Alauda, 73(3): 230-231.

- García, D. 2016. *Localización de nuevos territorios de escribano palustre (Emberiza schoeniclus witherbyi) y determinación de las áreas importantes para su conservación en el ámbito de s'Albufera de Mallorca. 2016*. Servei de Protecciò d'Espècies. Conselleria de Medi Ambient, Agricultura i Pesca. Govern de les Illes Balears. Informe inédito.

- García, D., M. Quevedo, J.R. Obeso y A. Abajo. 2005. *Fragmentation patterns and protection of montane forest in the Cantabrian range (NW Spain)*. Forest Ecology and Management, 208: 29-43.

- García, E., A. Vigil y D. Pascual. 2014. *Especies extinguidas como nidificantes. Numenius arquata*. In: García, E., P. Gar-

cía-Rovés, A. Vigil, L.M. Alonso, M.A. Fernández, G. Silva, D. Pascual y D. Álvarez (Eds.). *Atlas de las Aves Nidificantes de Asturies (1990-2010): 554*. COA/INDUROT. Oviedo.

- García, J. y B. Arroyo. 2003. *Aguilucho cenizo, Circus pygargus*. In: Martí, R. y J.C. Del Moral (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España: 178-179*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.

- García, J.T. y B. Arroyo. 2003b. *Aguilucho pálido Circus cyaneus*. In: Martí, R. y J.C. Del Moral (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España:* 176-177. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.

- García, J.T., M.B. Morales, J. Martínez, L. Iglesias, E.G. De la Morena, F. Suarez y J. Viñuela. 2006. *Foraging activity and use of space by lesser kestrel Falco naumanni in relation to agrarian management in central Spain*. Bird Conservation International, 16: 83-95.

- García, L., C. Viada, R. Moreno-Opo, C. Carboneras, A. Alcalde y F. González. 2003. *Impacto de la marea negra del "Prestige" sobre las aves marinas*. SEO/BirdLife, Madrid.

- García, L., F. Ibáñez, H. Garrido, J.L. Arroyo, M. Máñez y J. Calderón. 2000. *Prontuario de las Aves de Doñana. Anuario Ornitológico de Doñana, nº 0, diciembre 2000*. Estación Biológica de Doñana y Ayuntamiento de Almonte, Almonte (Huelva).

- García, L., J. Calderón y J. Castroviejo. 1986. *Informe sobre la reproducción de las aves del Parque Nacional de Doñana en 1985*. Informe inédito. Estación Biológica de Doñana-CSIC. Sevilla.

- García-Alfonso, M., T. Van Overveld, L. Gangoso, D. Serrano y J.A. Donázar. 2021. *Disentangling drivers of power line use by vultures: Potential to reduce electrocutions*. Science of The Total Environment, 793: 148534.

- García-Alfonso, M., T. Van Overveld, L. Gangoso, D. Serrano y J.A. Donázar. 2020. *Vultures and Livestock: The Where, When, and Why of Visits to Farms*. Animals, 2020: 10, 2127.

- García-Antón, A., V. Garza y J. Traba. 2019. *Factors affecting Dupont´s Lark distribution and range regression in Spain*. PLoS One, 14(2): e0211549.

- García-Antón, A., V. Garza y J. Traba. 2021. *Connectivity in Spanish metapopulation of Dupont's lark may be maintained by dispersal over medium-distance range and stepping stone*s. PeerJ, 000-000.

- García-Barcelona, S., D. Macías, J.M. Ortiz de Urbina, A. Estrada, R. Real y J.C. Báez. 2010a. *Modelling abundance and distribution of seabird by-catch in the Spanish Mediterranean longline fishery*. Ardeola, 57: 65-78.

- García-Barcelona, S., J.M. Ortiz de Urbina, J.M. De la Serna, E. A Lot y D. Macías. 2010b. *Seabird bycatch in Spanish Mediterranean large pelagic longline fisheries, 2000-2008*. Aquatic Living Resources, 23: 363-371.

- Garcia-Del-Rey, E. y J.A. Rodriguez-Lorenzo. 2011. *Avian mortality due to power lines in the Canary Islands with special reference to the steppe-land birds*. Journal of Natural History, 45(35-36): 2159-2169.

- García-Del-Rey, E. y J.A. Rodriguez-Lorenzo. 2011. *Avian mortality due to power lines in the Canary Islands with special reference to the steppe-land birds*. Journal of Natural History, 45: 2159-2169.

- García-Del-Rey, E. y W. Cresswell. 2005. *Density estimates, microhabitat selection and foraging behaviour of the endemic Blue Chaffinch Fringilla teydea teydea on Tenerife (Canary Islands)*. Ardeola, 52(2): 305-317.

- García-Fernández, A.J., D. Romero, E. Martínez-López, I. Navas, M. Pulido y P. María-Mojica. 2005. *Environmental lead exposure in the European Kestrel (Falco tinnunculus) from southern Spain: The influence of leaded gasoline regulations*. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 74(2): 314-319.

- García-Fernández, A.J., M. Motas-Guzmán, I. Navas, P. María-Mojica, A. Luna y J.A. Sánchez-García. 1997. *Environmental exposure and distribution of lead in four species of raptors in southeastern Spain*. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 33 (81): 76-82.
- García-González, R., A. Aldezabal, N.A. Laskurain, A. Margalida y C. Novoa. 2016. *Influence of Snowmelt Timing on the Diet Quality of Pyrenean Rock Ptarmigan (Lagopus muta pyrenaica): Implications for Reproductive Success*. PLoS ONE, 11(2): e0148632.
- García-Heras M.-S., A. Cortés-Avizanda y J.A. Donázar. 2013. *Who Are We Feeding? Asymmetric Individual Use of Surplus Food Resources in an Insular Population of the Endangered Egyptian Vulture Neophron percnopterus*. PLoS ONE 8(11): e80523.
- García-Peiró, I. 2013. *Movements, sex-ratios, recovery rates and longevity of the Bearded Reedling Panurus biarmicus in Iberia*. Ringing y Migration, 28: 50-52.
- Garmendia, A., S. Cárcamo y O. Schwendtner. 2006. *Forest management considerations for conservation of Black Woodpecker Dryocopus martius and White-backed Woodpecker Dendrocopos leucotos populations in Quinto Real (Spanish Western Pyrenees)*. Biodiversity and Conservation, 15: 1399-1415.
- Garrido, H. y C. Urdiales. 2001. *Avetoro común, Botaurus stellaris*. In: CMA-Junta de Andalucía. *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía: 87*. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. Sevilla.
- Garrido, H., J.L. Arroyo, L. García, F. Ibáñez, M. Máñez y M. Vázquez. 2004. *Anuario Ornitológico de Doñana, Nº1 (Septiembre 1999-agosto 2001)*. Estación Biológica de Doñana y Ayuntamiento de Almonte, Almonte (Huelva).
- Garrido, J.R., B. Molina y J.C. Del Moral (Eds.). 2012. *Las garzas en España, población reproductora e invernante en 2010-2011 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.
- Garza, V., F. Suárez, J. Herranz, J. Traba, E.L. García de la Morena, M.B. Morales, R. González y M. Castañeda. 2005. *Home range, territoriality and habitat selection by the Dupont's lark Chersophilus duponti during the breeding and postbreeding periods*. Ardeola, 52: 133-146.
- Gaudard, C. (compiler) (2018). *Single International Species Action Plan for the Yelkouan Shearwater Puffinus yelkouan*. Project LIFE 14 PRE/UK/000002. Coordinated Efforts for International Species Recovery EuroSAP. LPO/ BirdLife France.
- GEA. 2003. *Seguimiento de cantaderos de urogallo en varios puntos de su zona de distribución, 2002 y posteriores*. Informe inédito redactado para el Principado de Asturias.
- Gedeon, K., C. Grüneberg, A. Mitschke, C. Sudfeldt, W. Eickhorst, S. Fischer, M. Flade, S. Frick, I. Geiersberger, B. Koop, Bernd, M. Kramer, T. Krüger, N. Roth, T. Ryslavy, S. Stübing, S. R. Sudmann, R. Steffens, F. Vökler, K. Witt. 2014. *Atlas Deutscher Brutvogelarten – Atlas of German Breeding Birds*. Herausgegeben von der Stiftung Vogelmonitoring und dem Dachverband Deutscher Avifaunisten. Münster.
- Geiger, F. y Al. 2010. *Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland*. Basic and Applied Ecology, 11: 97-105.
- Geiser, S., R. Arlettaz y M. Schaub. 2008. *Impact of weather variation on feeding behaviour, nestling growth and brood survival in Wrynecks Jynx torquilla*. Journal Ornithol., 149: 597-606.
- Geissen, V., V. Silva, E. Huerta Lwanga, N. Beriot, K. Oostindie, Z. Bin, E. Pyne, S. Busink, P. Zomer, H. Mol y C.J. Ritsema. 2021. *Cocktails of pesticide residues in conventional and organic farming systems in Europe e Legacy of the past and turning point for the future*. Environmental Pollution 278: 116827.
- Gelling, G. J. y A. Kuiten. 2003. *Observaciones de aves raras en España*. 2001. Ardeola, 50(1): 135.

- GENA. 2000. *Control y seguimiento de los ecosistemas del Refugio Nacional de Caza de las Islas Chafarinas*. Informe inédito para Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente.
- GENCAT. 2021. *Avetoro común, bito comú (Botaurus stellaris)*.
- Generalitat de Catalunya. 2010. *Pla especial de protecció del medi natural i del paisatge dels Aiguamolls de l'Alt Empordà*. Generalitat de Catalunya, Barcelona.
- Generalitat Valenciana 2017. *Seguimiento de las poblaciones de aves esteparias amenazadas en la Comunitat Valenciana. Año 2017*. Servicio de vida Silvestre. Direcció General de Medi Natural I d' Avaluació Ambiental.
- Generalitat Valenciana, 2020. *Censos de aves acuáticas nidificantes en las zonas húmedas de la Comunidad Valenciana. Año 2020*. Generalitat Valenciana.
- Generalitat Valenciana. 2018. *Informe-Resumen de capturas de aves acuáticas cinegéticas declaradas en zonas húmedas de la comunidad valenciana*. Generalitat Valenciana.
- Genovart, M., D. García, M. Louzao y J.M. Arcos. 2020. *Primera diagnosis de conservación de la pardela balear Puffinus mauretanicus en Ibiza*. ACAP, informe inédito.
- Genovart, M., D. Oro, J. Juste y G. Bertorelle. 2007. *What genetics tell us about the conservation of the critically endangered Balearic Shearwater?* Biological Conservation, 137: 283-293.
- Genovart, M., D. Oro, J. Juste y H. Contreras. 2012. *Genetic and Phenotypic Differentiation between the Critically Endangered Balearic Shearwater and Neighboring Colonies of Its Sibling Species*. Journal of Heredity, 103: 330-341.
- Genovart, M., J. Bécares, J.M. Igual, A. Martínez-Abraín, R. Escandell, A. Sánchez, B. Rodríguez, J.M. Arcos y D. Oro. 2018. *Differential adult survival at close seabird colonies: the importance of spatial foraging segregation and bycatch risk during the breeding season*. Global change biology, 24(3): 1279-1290.
- Genovart, M., J. Juste y D. Oro. 2005. *Two sibling species sympatrically breeding: a new conservation concern for the critically endangered Balearic shearwater*. Conservation Genetics, 6: 601-606.
- Genovart, M., J. Juste, H. Contreras-Díaz y D. Oro. 2012. *Genetic and phenotypic differentiation between the critically endangered Balearic shearwater and neighbouring colonies of its sibling species*. Journal of Heredity, 103: 330-341.
- Genovart, M., J.M. Arcos, D. Álvarez, M. McMinn, R. Meier, R. Wynn, T. Guilford y D. Oro. 2016. *Demography of the critically endangered Balearic shearwater: the impact of fisheries and time to extinction*. Journal of Applied Ecology, 53 (4): 1158-1168.
- Gia-León. 2007. *Estudio de la biología y ecología de la graja, cigüeña, milano real y, en su caso, otras especies ornitológicas que puedan verse afectadas, y la incidencia que puede tener la puesta en funcionamiento del centro de tratamiento de residuos, CTR, como consecuencia del futuro sellado de los vertederos existentes en la provincia de León*. GERSUL. Informe inédito.
- Gil Sánchez, J.M. 2018. *Capítulo 6: Conservación*. In: Peral, T. Águila de Bonelli. Madrid.
- Gil Velasco, M., J. Bécares y C. Morey. 2021. *Puesta en marcha de un plan de monitorización de aves marinas en Canarias para la evaluación del estado de conservación de sus poblaciones. Lote 2: Estudio de distribución y abundancia de pardela chica (Puffinus baroli) y paíño de Madeira (Hydrobates castro) en Canarias*. INFORME 3. Trabajos realizados en el período invernal 2020-2021. Gobierno de Canarias. Informe Inédito
- Gil Velasco, M., J. Bécares y G. Tejera. 2020. *Puesta en marcha de un plan de monitorización de aves marinas en Canarias para la evaluación del estado de conservación de sus poblaciones. Lote 2: Estudio de distribución y abun-*

dancia de pardela chica (Puffinus baroli) y paíño de Madeira (Hydrobates castro) en Canarias. INFORME 2. Trabajos realizados en el período invernal 2019-2020. Gobierno de Canarias. Informe Inédito.

- Gil, J.A. 2011. *El urogallo pirenaico en Aragón*. Fundación para la Conservación del Quebrantahuesos (FCQ). Zaragoza.

- Gil, J.A. 2012. *Lagopodo alpino* (*Lagopus muta*). In: SEO/BirdLife. *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010: 36-47*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife. Madrid.

- Gil, J.A. 2019. *Lagópodo alpino - Lagopus muta*. In: López, P., J. Martín y F. Casas (Eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.

- Gil, J.A., J.C. Ascaso, G. Chéliz y O. Díez. 2012. *Distribución y población de mochuelo boreal (Aegolius funereus) en el Pirineo central (Aragón-España) en 2012*. In: SEO/BirdLife. *Libro de Resúmenes del XXI Congreso Español y V Ibérico de Ornitología: 87*. Comunicación Poster. 6-9 de diciembre de 2012. Vitoria.

- Gil, J.A., M.Á. Gómez-Serrano y P. López-López. 2020. *Population decline of the capercaillie Tetrao urogallus aquitanicus in the Central Pyrenees*. Ardeola, 67: 285-306.

- Gilbert, G., G.A. Tyler, C.J. Dunn y K.W. Smith. 2005. *Nesting habitat selection by bitterns Botaurus stellaris in Britain and the implications for wetland management*. Biological Conservation, 124: 547-553.

- Gilbert, G., G.A. Tyler, C.J. Dunn, N. Ratcliffe y K.W. Smith. 2007. *The influence of habitat management on the breeding success of the Great Bittern Botaurus stellaris in Britain*. Ibis, 149: 53-66.

- Gil-Delgado, J.A., D. Guijarro, R.U. Gosalvez, G.M. Lopez-Iborra, A. Ponz y A. Velasco. 2017. *Presence of plastic particles in waterbirds faeces collected in Spanish lakes*. Environ. Pollut., 220(Pt A): 732-736.

- Gill F., D. Donsker y P. Rasmussen (Eds). 2021. *IOC World Bird List (v 11.1)*. doi: 10.14344/IOC.ML.11.1.

- Gill, F., D. Donsker, P. Rasmussen (Eds.). 2021. *Sylviid babblers, parrotbills, white-eyes*. IOC World Bird List Version 11.1. International Ornithologists' Union.

- Gill, J.A., R.H.W. Langston, J.A. Alves, P.W. Atkinson, P. Bocher, N. Cidraes Vieira, N.J. Crockford, G. Gélinaud, N. Groen, T.G. Gunnarsson, B. Hayhow, J.C.E.W. Hooijmeijer, R. Kentie, D. Kleijn, P.M. Lourenço, J.A. Masero, F. Meunier, P.M. Potts, M. Roodbergen, H. Schekkerman, J. Schroeder, E. Wymenga y T. Piersma. 2007. *Contrasting trends in two Black-tailed Godwit populations: a review of causes and recommendations*. Wader Study Group Bull., 114: 43-50.

- Gil-Velasco, M., J. Bécares y G. Tejera. 2019. *Estudio de las colonias de cría de rabijunco etéreo (Phaethon aethereus) en Canarias*. Memoria Final. Dirección General de Protección de la Naturaleza. Consejería de Política Territorial, sostenibilidad y Seguridad. Gobierno de Canarias.

- Gil-Velasco, M., Rouco, M., Ferrer, J., García-Tarrasón, M., García-Vargas, F. J., Gutiérrez, A., Hevia, R., Illa, M., López, F., López-Velasco, D., Ollé, À., Rodríguez, G., Sagardía, J. y J. A. Salazar. 2018. *Observaciones de aves raras en España. 2016*. Ardeola, 65(1): 97-139.

- Gil-Velasco, M., Rouco, M., García-Tarrasón, M., García-Vargas, F. J., Hevia, R., Illa, M., López, F., López-Velasco, D., Ollé, À., Rodríguez, G., Rodríguez, M. y J. Sagardía. 2019. *Observaciones de aves raras en España. 2017*. Ardeola, 66(1): 169-204.

- Giralt, D. 2015. *Decline of the Lesser Grey Shrike (Lanius minor) at the western limit of the distribution area: causes, mechanisms and conservation proposals.* Tesis doctoral. Departament Biologia Animal. Universidad de Barcelona.

- Giralt, D., J.L. Rivas y J.C. Albero (Eds.). 2010. *El alcaudón chico en España. Población reproductora en 2010 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.

- Gobierno de Navarra. 2019. *Programa de seguimiento de la avutarda en Navarra*. Departamento de Desarrollo Rural, Medio Ambiente y Administración Local.
- Godino, A., A. Pinilla, A. García, J.M. Guzmán S. Díaz y A. Guerrero. 2020. *En ayuda de los milanos reales que crían en el sur de España*. Quercus, 412: 44-45.
- Gómez, J., C. Ramo, M. Stevens, G. Liñán-Cembrano, M.A. Rendón, J.T. Troscianko y J.A. Amat. 2018. *Latitudinal variation in biophysical characteristics of avian eggshells to cope with differential effects of solar radiation*. Ecology and evolution, 8(16): 8019-8029.
- Gómez-Catasús, J. 2021b. *Habitat quality, wind farms and avian population trends in the Iberian shrub-steppe. Using a threatened passerine as a model species: the Dupont's lark Chersophilus duponti*. PhD dissertation. Universidad Autónoma de Madrid.
- Gómez-Catasús, J., A. Barrero, M. Reverter, D. Bustillo-De la Rosa, C. Pérez-Granados y J. Traba. 2021a. *Landscape features associated to wind farm increase mammalian predator abundance and ground-nest predation*. Biodiversity and Conservation, 30.
- Gómez-Catasús, J., C. Pérez-Granados, A. Barrero, G. Bota, D. Giralt, G.M. López-Iborra, D. Serrano y J. Traba. 2018. *European population trends and current conservation status of an endangered steppe-bird species: the Dupont's lark Chersophilus duponti*. PeerJ, 6: e5627.
- Gómez-Catasús, J., L.M. Carrascal, V. Moraleda, J. Colsa, F. Garcés y C. Schuster. 2020. *Factors Affecting Differential Underestimates of Bird Collision Fatalities at Electric Lines: A Case Study in the Canary Islands*. Ardeola, 68(1): 71-94.
- Gómez-Díaz, E., J. González-Solís, M.A. Peinado y R.D.M. Page. 2006. *Phylogeography of Calonectris shearwaters using molecular and morphometric data*. Molecular Phylogenetics and Evolution, 41: 322-332.
- Gomez-López, J.A. 2020. *Censos de aves acuáticas nidificantes en las zonas húmedas de la Comunidad Valenciana. Año 2020*. Generalitat Valenciana.
- Gómez-Serrano M.Á., J.A. Gil y P. López-López. 2020. *Argumentación científica para la propuesta de cambio de categoría del Urogallo pirenaico (Tetrao urogallus aquitanicus) en el Catálogo Español de Especies Amenazadas de "Vulnerable" a "En Peligro de Extinción" y de su consideración "En Situación Crítica"*. Informe inédito.
- Gómez-Serrano, M. Á. y P. López-López. 2014. *Nest site selection by Kentish plover suggests a trade-off between nest-crypsis and predator detection strategies*. PloS One, 9(9): e107121.
- Gómez-Serrano, M. Á. y P. López-López. 2017. *Deceiving predators: linking distraction behavior with nest survival in a ground-nesting bird*. Behavioral Ecology, 28: 260-269.
- Gómez-Serrano, M.Á. 2021. *Four-legged foes: dogs disturb nesting plovers more than people do on tourist beaches*. Ibis, 163(2): 338-352.
- González del Portillo, D., B. Arroyo, G. García Simón, M.B. Morales. 2021. *Can current farmland landscapes feed declining steppe birds? Evaluating arthropod abundance for the endangered little bustard (Tetrax tetrax) in cereal farmland during the chick-rearing period: variations between habitats and localities*. Ecology and Evolution, 11: 3219-3238.
- González Escudero, J.V. y J.A. Cortés. 2004. *Torcecuello euroasiático, Jynx torquilla*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España: 299-301*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.
- González J.V., R. Gómez y B. Muñoz. 2002. *El Torcecuello, determinación de la edad y el sexo, reproducción y fenología en el Noroeste Peninsular Ibérico*. Sociedad Asturiana de Historia Natural. Gijón.
- González Sánchez, F. y L. De Vega del Val. 2020. *Trends in the waterbird population in the Ramsar Site of Santoña's Marshes (N Spain)*.

- González Sánchez, F. (coord.). 2020. *Censos de aves acuáticas invernantes en Cantabria. Resultados y tendencias 1997-2020*. SEO/BirdLife y Dirección General de Biodiversidad, Medio Ambiente y Cambio Climático del Gobierno de Cantabria. Informe inédito. (DOI: 10.13140/RG.2.2.19206.40004).
- González, C. (Comp.). 1995. *Action Plan for the White-Tailed Laurel Pigeon (Columba junoniae)*. SEO/BirdLife International, Tenerife.
- González, C. (Comp.). 1999. *Species Action Plan for the Cream-Coloured Courser Cursorius cursor in Europe*. BirdLife International on behalf of the European Commission.
- González, C., J. Manrique, M. Ortega, A. Paterson y J.P. Enciso. 2003. *Observaciones de aves raras en España. 2001*. Ardeola, 50(1): 135.
- González, F. 2020. *Censo de aves acuáticas invernantes en Cantabria 2020: resultados y tendencias*. SEO/BirdLife y Dirección General de Biodiversidad, Medio Ambiente y Cambio Climático del Gobierno de Cantabria.
- González, G., J.M. Santiago y L. Fernández. 1992. *El Águila Pescadora (Pandion haliaetus) en España*. Colección Técnica. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- González, J.L. y M. Merino (Eds.). 1990. *El cernícalo primilla (Falco naumanni) en la península ibérica. Situación, problemática y aspectos biológicos*. Serie Técnica. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- González, L.M. 1990. *Situación de las poblaciones de águila imperial y buitre negro en España*. Quercus, 58: 16-22.
- González, L.M., J.L. González, J. Garzón y B. Heredia. 1986. *Estatus y evolución de la población de buitre negro (Aegypius monachus) en la península ibérica (1972-1986)*. In: *Resúmenes de la V Conferencia Internacional sobre Rapaces Mediterráneas*. Évora.
- González, M.A, S. García Tejero, E. Wengert y B. Fuertes. 2016. *Severe decline in Cantabrian Capercaillie Tetrao urogallus cantabricus habitat use after construction of a wind farm*. Bird Conservation International, 26(2): 256-261.
- González, M.A. y V. Ena. 2011. *Cantabrian Capercaillie signs disappeared after a wind farm construction*. Chioglossa, 3: 65-74.
- González, M.A. 2018. *Female Cantabrian capercaillie dead by collision with wind turbine*. Grouse News, 55: 15-17.
- González, M.A., S. García-Tejero, E. Wengert y B. Fuertes. 2016. *Severe decline in Cantabrian Capercaillie Tetrao urogallus cantabricus habitat use after construction of a wind farm*. Bird Conservation International, 26(2): 256-261.
- González, R y D. Pérez-Aranda. 2011. *Las aves acuáticas en España, 1980-2009*. SEO/BirdLife, Madrid.
- González-Prieto, S., A. Villarino y M.M. Freán. 1993. *Mortalidad de vertebrados por atropello en una carretera nacional del NO de España*. Ecología, 7: 375-389.
- González-Quirós, P. 2015. *Las poblaciones reproductora e invernante de becada (Scolopax rusticola) en la Cordillera Cantábrica: Uso del espacio y tendencias poblacionales*. Tesis Doctoral. Universidad de Oviedo.
- González-Quirós, P., S. Solano, P. Silva, J.L. Benito, F. Ballesteros, y J. Argüelles. 2000. *Estimación de la población de urogallo en el sector central y oriental asturiano. Año 2000*. Informe inédito redactado para el Principado de Asturias.
- González-Solís, J., J.P. Croxall, D. Oro y X. Ruiz. 2007. *Trans-equatorial migration and mixing in the wintering areas of a pelagic seabird*. Frontiers in Ecology and the Environment, 5: 297-301.
- Gordo, O. y J.J. Sanz. 2005. Phenology and climate change: a long-term study in a Mediterranean locality. Oecologia, 146: 484-495.

- Gordo, O. y J.J. Sanz. 2006. *Climate change and bird phenology: a long-term study inthe Iberian Peninsula*. Global Change Biology, 12: 1993-2004.
- Gorman, G. 2004. *Woodpeckers in Europe. A study of the European Picidae*. Bruce Colleman Books. Chalfont St Peter.
- Gorospe, G. 1997. *Gipuzkoako Urtekari Ornitologikoa - Anuario Ornitológico de Gipuzkoa 1996*. Itsas Enara - Ornitologi Elkartea. Donostia.
- Granadeiro, J.P., M.P. Dias, R. Rebelo, C.D. Santos y P. Catry. 2006. *Numbers and Population Trends of Cory's Shearwater Calonectris diomedea at Selvagem Grande, Northeast Atlantic*. Waterbirds, 29: 56-60.
- Granados, M. 1987. *Transformaciones históricas de los ecosistemas del Parque Nacional de Doñana*. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla. Sevilla.
- Grande, J.M., D. Serrano, G. Tavecchia, M. Carrete, O, Ceballos, R. Díaz-Delgado, J.L. Tella y J.A. Donázar. 2009. *Survival in a long-lived territorial migrant: effects of life-history traits and ecological conditions in wintering and breeding areas*. Oikos, 118: 580-590.
- Grande, J.M., M. Carrete, y J.A. Donázar. 2010. *El alimoche (Neophron percnopterus) en el Valle del Ebro: principales resultados del seguimiento a largo plazo*. Rocín (Anuario Ornitológico de Aragón, 2004-2007)6: 33-56.
- Grangé, J.L. y F. Vuilleumier. 2020. *Le pic á dos blanc Dendrocopos leucotos: deux scénarios pour expliquer l'histoire de son peuplement dans le sud de l'Europe et analyse des rapports taxonomiques entre les sous-espèces lilfordi et leucotos*. Nos oiseaux, 56: 195-222.
- Grangé, J.L. 2015. *Le pic de lilfordi Dendrocopos leucotos lilfordi*. In: Issa, N. y Y. Muller (Coord.). *Atlas des oiseaux de France métropolitaine. Nification y presence hivernale: 820-823*. Delachaux et Niestlé, Paris.
- Green, A. y C.J. Palacios. 2003. *Tarro canelo, Tadorna ferruginea*. In: Martí, R. y J.C. Del Moral (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España: 610-611*. Dirección General de Conservación de las Naturaleza – Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- Green, A. y C.J. Palacios. 2004. *Tarro canelo, Tadorna ferruginea*. In: Madroño, A. C. González y J.C. Atienza (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España: 84-86*. Dirección General para la Biodiversidad y SEO/BirdLife. Madrid.
- Green, A.J. y B. Hughes (Compilers). 1996. *Action plan for the white-headed duck (Oxyura leucocephala) in Europe*. European Commission.
- Green, A.J. (Compiler). 1996b. *International action plan for the Marbled Teal Marmaronetta angustirostris*. In: Heredia, B., L. Rose y M. Painter (Eds.). *Globally threatened birds in Europe. Action plans: 99-117*. Council of Europe Publishing. Estrasburgo.
- Green, A.J. 1993. *The status and conservation of the Marbled Teal Marmaronetta angustirostris*. IWRB Special Publication No. 23. Slimbridge.
- Green, A.J. 1998. *Clutch size, brood size and brood emergence in the Marbled Teal Marmaronetta angustirostris in the Marismas del Guadalquivir, southwest Spain*. Ibis, 140: 670-675.
- Green, A.J. 1998. *Habitat selection by the Marbled Teal Marmaronetta angustirostris, Ferruginous Duck Aythya nyroca and other ducks in the Göksu Delta, Turkey in late summer*. Rev. Ecol. Terre et Vie, 53: 225-243.
- Green, A.J. 2000. *The habitat requirements of the Marbled Teal (Marmaronetta angustirostris), Ménétr., a review*. In: Comín, F.A., J.A. Herrera y J. Ramírez (Eds.). *Limnology and aquatic birds: monitoring, modelling and management: 131-140*. Proc. 2nd SIL Int. Cong. Universidad Autónoma del Yucatán. Mérida.
- Green, A.J. 2003. *Porrón pardo, Aythya nyroca*. In: Martí, R. y J.C. Del Moral (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España: 150-151*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.

- Green, A.J. 2004. *Porrón pardo, Aythya nyroca*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España: 108-110*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.
- Green, A.J. 2007. *Cerceta pardilla, Marmaronetta angustirostris*. In: Carrascal, L.M. y A. Salvador (Ed.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*, Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- Green, A.J., A.D. Fox, G. Hilton, B. Hughes, M. Yarar y T. Salathé. 1996. *Threats to Burdur Lake ecosystem, Turkey and its waterbirds, particularly the white-headed duck Oxyura leucocephala*. Biological Conservation, 76(3): 241-252.
- Green, A.J., J.L. Echevarrías y M. Ferrández. 2004. *Cerceta Pardilla, Marmaronetta angustrirostris*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.
- Green, A.J., M. EL Hamzaoui, M.A. EL Agbani y J. Franchimont. 2002. *The conservation status of Moroccan wetlands with particular reference to waterbirds and to changes since 1978*. Biological Conservation, 104: 71-82.
- Green, R.E. 1988. *Effects of Environmental Factors on the Timing and Success of Breeding of Common Snipe Gallinago gallinago (Aves: scolopacidae)*. Journal of Applied Ecology, 25(1): 79-93.
- Green, R.E., G.J.M. Hirons y B.H. Cresswell. 1990. *Foraging habitats of female common snipe Gallinago gallinago during the incubation period*. Journal of Applied Ecology, 27(1): 325-335.
- GREFA. 2016. *Cuantificación del impacto que los tendidos eléctricos propiedad de Red Eléctrica de España en las Islas Orientales Canarias tienen sobre la mortandad de aves*. Con la colaboración de Luis M. Carrascal (MNCN-CSIC). Red eléctrica de España.
- GREFA. 2020. Diez años de nuestro proyecto de control biológico del topillo. https://www.grefa.org
- GREFA. 2020a. *Informe de movimientos entre subpoblaciones y amenazas detectadas. 2018-2020 (Informe intermedio preliminar)*. Informe inédito. AQUILA a-LIFE (LIFE16 NAT/ES/000235).
- GREFA. 2020b. *Libro Blanco de la Electrocución en España*. Análisis y propuestas. AQUILA a-LIFE (LIFE16 NAT/ES/000235). Madrid.
- Grémillet, D., A. Ponchon, M. Paleczny, M.L.D. Palomares, V. Karpouzi y D. Pauly. 2018. *Persisting worldwide seabird-fishery competition despite seabird community decline*. Current Biology, 28(24): 4009-4013.
- Grilo, C., E. Koroleva, R. Andrášik, M. Bíl y M. González-Suárez. 2020. *Roadkill risk and population vulnerability in European birds and mammals*. Frontiers in Ecology and the Environment, 18(6): 323-328.
- Grishanov, D. 2006. *Conservation problems of migratory waterfowl and shorebirds and their habitats in the Kaliningrad region of Russia*. In: Boere, G., C. Galbraith y D Stroud (eds.). *Waterbirds around the world: 356*. The Stationary Office, Edinburgh, U.K.
- Grossman, D. 2004. *Pérdida de sincronía en los ecosistemas*. *Investigación y Ciencia*, 330: 68-76.
- Grue, C.E., T.J. O'Shea y D.J. Hoffman. 1984. *Lead concentrations and reproduction in highway-nesting Barn Swallows*. Condor, 86: 383-389.
- Grüebler, M.U., F. Korner-Nievergelt y J. Von Hirschheydt. 2010. *The reproductive benefits of livestock farming in Barn Swallows Hirundo rustica: Quality of nest site or foraging habitat?* Journal of Applied Ecology, 47: 1340-1347.
- Gschweng, M., E.K.V. Kalko, U. Querner, W. Fielder y P. Berthold. 2008. *All across Africa: highly individual migration routes of Eleonora's Falcon*. Proceedings of the Royal Society of London (Series B Biological Sciences), 275: 2887-2896.
- Gschweng, M., F. Tataruch, O. Fröhlich y E.K. Kalko. 2011. *Dead embryos despite low contaminant loads in eggs of*

Eleonora's Falcon. International Scholarly Research Notices Zoology, 6(3): 510202. DOI: 10.5402/2011/510202.

- Guardiola, A. (Ed.). 2009. *Anuario Ornitológico de la Región de Murcia. Recopilación de citas. Año 2006*.
- Guerrero, I., P. Martinez, M.B. Morales y J.J. Oñate. 2010. *Influence of agricultural factors on weed, carabid and bird richness in a Mediterranean cereal cropping system*. Agriculture, Ecosystems and Environment, 138: 103-108.
- Guilford, T., J. Meade, J. Willis y Al. 2009. *Migration and stopover in a small pelagic seabird, the Manx shearwater Puffinus puffinus: insights from machine learning*. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 276: 1215-1223. doi:10.1098/rspb.2008.1577
- Guilford, T., R. Wynn, M. McMinn, A. Rodríguez, A. Fayet, L. Maurice, A. Jones y R. Meier. 2012. *Geolocators Reveal Migration and Pre-Breeding Behaviour of the Critically Endangered Balearic Shearwater Puffinus mauretanicus*. PLoS ONE 7(3): e33753.
- Guillemain, M., P. Aubry, B. Folliott y A. Caizergues. 2016. *Duck hunting bag estimates for the 2013/14 season in France*. Wildfowl, 66: 126-141.
- Guinart, E., A. Burgas, S. Ramos, J. Martí-Aledo y F.X. Roig-Munar. 2020. *Anàlisi de la gestió dunar en espais naturals protegits del litoral de Girona i el seu efecte en la població del corriol camanegre 2012-2020*. 2n Congrés d'Ornitologia de les Terres de Parla Catalana. El Llatzeret de Maó, Menorca. Generalitat de Catalunya
- Guitián, J., A. Bermejo, J. Silvar y I. Munilla. 2009. *Rissa tridactyla*. In: Mariño, J.M.M. (coord.): *Anuario Histórico das Aves de Galicia*. Sociedade Galega de Ornitoloxía, Santiago de Compostela.
- Gunnarsson, T.G., J.A. Gill, P.M. Potts, P.W. Atkinson, R.E. Croger, G. Gélinaud, A. Gardarsson y W.J. Sutherland. 2005. *Estimating population size in Black-tailed Godwits Limosa limosa islandica by colour-marking*. Bird Study, 52: 153-158.
- Guo, D., G. Zietsman y P.A.R. Hockey. 2016. *Climate Change Impacts on the Common Swift in South Africa*. International Journal of Environmental Science and Development, 7(4): 306-311.
- Gürsoy-Ergen, A. 2019. *Hope for the White-headed Duck, Oxyura leucocephala (Aves: Anatidae) in Turkey despite a declining breeding population and abandonment of its traditional wintering area?*. Zoology in the Middle East, 65(2): 116-127.
- Gutiérrez, R y E. Guinart (Eds.). 2001. *Cens Internacional d'Ocells Aquàtics Hivernants a Catalunya de Gener de 1999*. Departament de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya. Informe inèdit.
- Gutiérrez, R. y J. Figuerola. 1995. *Wintering distribution of the Balearic Shearwater (Puffinus yelkouan mauretanicus) off the northeastern coast of Spain*. Ardeola, 42(2): 161-166.
- Gutiérrez, R. 1990. *El Delta del Llobregat*. La Garcilla, 77: 8-13.
- Gutiérrez, R. 2001. *Cens Internacional d'Ocells Aquàtics Hivernants a Catalunya de Gener de 2001*. Departament de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya. Informe inèdit.
- Gutiérrez, R. 2001. *The first breeding record of Cream-coloured Courser in Europe*. Birding World, 14: 323-325.
- Gutiérrez-Galán, A. y C. Alonso. 2016. *European Turtle Dove Streptopelia turtur diet composition in Southern Spain: the role of wild seeds in Mediterranean forest areas*. Bird Study, 63(4): 490-499.
- Guzmán, J.L. 2013. *Factores que modulan la abundancia invernal de la becada (Scolopax rusticola): implicaciones para su gestión y conservación*. Tesis Doctoral, Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos (IREC-UCLM-JCCM).
- GVA. 2017. *Plan de recuperación para la cerceta pardilla Marmaronetta angustirostris en la Comunitat Valenciana*. Documento técnico. Conselleria d'Agricultura, Medi Ambient, Canvi Climatic I Desenvolupament Rural.

- Hagemeijer, W.J.M. y M.J. Blair (Eds.). 1997. *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*. T y A. D. Poyser. London.
- Hallmann, C.A., M. Sorg, E. Jongejans, H. Siepel, N. Hofland, H. Schwan, W. Stenmans, A. Müller, H. Sumser, T. Hörren, D. Goulson y H. De Kroon. 2017. *More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas*. PLoS ONE 12(10): e0185809.
- Hallmann, C.A., R.P. Foppen, C.A. Van Turnhout, H. De Kroon y E. Jongejans. (2014). *Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations*. Nature, 511(7509): 341-343.
- Harrison, C.S., T.S. Hida y M.P. Seki. 1983. *Hawaiian Seabird Feeding Ecology*. Wildlife Monographs, 85: 3-71.
- Hart, J.D., T.P. Milsom, G. Fisher, V. Wilkins, S.J. Moreby, A.W.A. Murray y P.A. Robertson. 2006. *The relationship between yellowhammer breeding performance, arthropod abundance and insecticide applications on arable farmland*. Journal of Applied Ecology, 43: 81-91.
- Hayward, G.D., P.H. Hayward y E.O. Garton. 1993. *Ecology of Boreal Owls in the Northern Rocky Mountains. U.S.A*. Wildlife Monographs, 124: 1-59.
- HAZI-IHOBE. 2021. *Censos de aves acuáticas invernantes en la Comunidad Autónoma del País Vasco. 1992-2020*. Gobierno Vasco.
- HBW-BirdLife International. 2019. *Handbook of the Birds of the World and BirdLife International digital checklist of the birds of the world. Version 4*. Available at:
- Hecker, N. 1994. *Ferruginous Duck, Aythya nyroca*. In: Vessem, J. Van (Comp.). *Actions to prevent avoidable mortality for threatened waterbirds in the European Community: 67-106*. Unpublished report to the EC Commission.
- Heinz, G.H., D.J. Hoffman, J.D. Klimstra, K.R. Stebbins, S.L. Kondrad y C.A. Erwin. 2009. *Species differences in the sensitivity of avian embryos to methylmercury*. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 56(1): 129-138.
- Hellmich, J. 1998. *Sobre la distribución de la hubara Chlamydotis undulata fuertaventurae en la isla de Fuerteventura*. Informe inédito. Viceconsejería de Medio Ambiente. Las Palmas de Gran Canaria.
- Hemery, G., E. Delbee y J.F. Terrasse. 1986. *Regulation of a storm-petrel Hydrobates pelagicus population by intermittent breeding*. Comptes Rendus de l'Academie des Sciences Serie Iii-Sciences de la Vie-Life Sciences, 303: 353-356.
- Heredia, B. (Comp.). 1995. *Action plan for the houbara bustard in the Canary Islands (Chlamydotis undulata fuertaventurae)*. BirdLife International.
- Heredia, B., L. Rose y M. Painter. 1996. *Globally threatened birds in Europe: Action plans*. Council of Europe.
- Heredia, R. y B. Heredia, 1997. *European Union Species Action Plan for the Lammergeier (Gypaetus barbatus)*. European Union Action Plans for 8 Priority Birds Species.
- Hernández Lázaro, A. y O. Infante Casado. 2003. *Alcaudón real, Lanius meridionalis*. In: Martí, R. y J.C. Del Moral (eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España: 534-535*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- Hernández, E., A. Martín, M. Nogales, V. Quilis, G. Delgado y O. Trujillo. 1990. *Distribution and status of Bulwer's petrel (Bulweria bulwerii Jardine y Selby, 1828) in the Canary Islands*. Boletim do Museu Municipal do Funchal, 42: 5-16.
- Hernández, E., G. Delgado, J. Carrillo, M. Nogales y V. Quilis. 1991. *A preliminary census and notes on the distribution of the Barbary Falcon (Falco pelegrinoides Temminck, 1829) in the Canary Islands*. Bonner zoologische Beiträge, 42: 27-34.
- Hernández, E., M. Nogales, V. Quilis y G. Delgado. 1990. *Nesting of the Manx Shearwater (Puffinus puffinus Brün-*

nich, 1764) on the Island of Tenerife (Canary Islands). Bonner Zoologische Beitrage, 41: 59-62.

- Hernández, M. y A. Margalida. 2009. *Assessing the risk of lead exposure for the conservation of the endangered Pyrenean bearded vulture (Gypaetus barbatus) population*. Environmental Research, 109(7): 837-842.

- Hernández, M. y A. Margalida. 2009. *Poison-related mortality effects in the endangered Egyptian vulture (Neophron percnopterus) population in Spain*. European Journal of Wildlife Research, 55(4): 415-423.

- Hernández, M. 2015. *Reproducción de la espátula (Platalea leucorodia) en la provincia de Ávila (Castilla y León)*. En: Hortas, F. y J. Ruiz (Eds.). *La migración intercontinental de la espátula Platalea leucorodia: 260-268*. Grupo de Desarrollo Pesquero Cádiz-Estrecho y Sociedad Gaditana de Historia Natural. Cádiz. España.

- Hernández, M.A. 2004. *Paloma rabiche, Columba junoniae*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España: 279-281*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.

- Hernández, M.A., A. Martín y M. Nogales. 1999. *Breeding success and predation on artificial nests of the endemic pigeons Bolle's Laurel Pigeon Columba bollii and White-tailed Laurel Pigeon Columba junoniae in the laurel forest of Tenerife (Canary Islands)*. Ibis, 141(1): 52-59.

- Hernández-Matías, A., J. Real, F. Parés y R. Pradel. 2015. *Electrocution threatens the viability of populations of the endangered Bonelli's eagle (Aquila fasciata) in Southern Europe*. Biological Conservation, 191: 110-116.

- Hernández-Matías, A., J. Real, M. Moleón, L. Palma, J.A. Sánchez-Zapata, R. Pradel, M. Carrete, J.M. Gil-Sánchez, P. Beja, J. Balbontín, N. Vincent-Martin, A. Ravayrol, J.R. Benítez, B. Arroyo, C. Fernández, E. Ferreiro y J. García. 2013. *From local monitoring to a broad-scale viability assessment: a case study for the Bonelli's Eagle in western Europe*. Ecological Monographs, 83(2): 239-261.

- Herrando, S., L. Brotons, J. Estrada, S.L. Cuallar y M. Anton (Eds.). 2011. *Atles dels ocells de Catalunya a l'hivern 2006-2009*. ICO y Lynx Edicions. Barcelona.

- Herrando, S., L. Brotons, S. Guallar, S. Sales y P. Pons. 2009. *Postfire forest management and Mediterranean birds: the importance of the logging remnants*. Biodiversity and Conservation, 18(8): 2153-2164.

- Herranz, J. y F. Suárez. 1999. *La ganga ibérica (Pterocles alchata) y la ganga ortega (Pterocles orientalis) en España. Distribución, abundancia, biología y conservación*. Colección Técnica, Ministerio de Medio Ambiente, Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid.

- Herranz, J., M. Yanes y F. Suarez. 2000. *Relations between small game animals, their predators, and habitat structure in Castilla-La Mancha, Spain*. Ecología, 14: 219-233.

- Herrera, L. y J. Díaz. 2019. *Noticiario Ornitológico*. Ardeola, 66(1): 230.

- Herrero Calva, A., E. De Andrés Martín, R. Simal Ajo, J. Espinosa Rubio de la Torre, R. Balbás Gutiérrez, S. Torío Castañeda, D. Naranjo Fernández y M. Sainz de la Maza Kaufmann. 2009. *La perdiz pardilla en Cantabria: situación y tendencia*. Locustella, 6: 23-37.

- Herrero, M., I.S. Sánchez-Barbudo, P.R. Camarero y R. Mateo. 2020b. *Barbiturate poisoning in scavengers in Spain*. SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) Europe 30th Annual Meeting: Open Science for Enhanced Global Environmental Protection.

- Herrero, M., R. Velarde, P.R. Camarero, M.A. Taggart, V. Bandeira, C. Fonseca, ... y R. Mateo. 2020a. *NSAIDs detected in Iberian avian scavengers and carrion after diclofenac registration for veterinary use in Spain*. Environmental Pollution, 266: 115157.

- Hidalgo de Trucios, S.J. y G. Rocha Camarero. 2001. *Distribución y fenología de la becada Scolopax rusticola (Linnaeus, 1758) (Charadriiformes, Scolopacidae) durante la invernada en Extremadura*. Zoologica Baetica, 12: 37-48.

- Hidalgo, J. 1989. *Sobre el tarro canelo en las marismas del Guadalquivir. Noticiario Ornitológico*. Ardeola, 36: 237.
- Hidalgo, J. 1991. *The Marbled Teal in the Marismas del Guadalquivir, Spain*. IWRB Threatened Waterfowl Research Group Newsletter, 1: 6.
- Hidalgo-Rodríguez, P., P. Sáez-Gómez, J. Blas, A. Hedenström y C. Camacho. 2021. *Body mass dynamics of migratory nightjars are explainedby individual turnover and fueling*. Behavioral Ecology, in press
- Hiraldo, F. 1974. *Colonias de cría y censo de los buitres negros Aegypius monachus en España*. Naturalia Hispanica 2. ICONA. Madrid.
- Hiraldo, F. 1977. *El buitre negro (Aegypius monachus) en la Península Ibérica*. Tesis doctoral. Universidad de Sevilla. Sevilla.
- Hiraldo, F. 1983. *Breeding biology of the Cinereous Vulture*. In: Wilbur, S.R. y J. Jackson. *Vulture Biology and Management*. University of California Press. California.
- Hiraldo, F., J. Bustamante y J. Viñuela. 1995. *Überwinterung des Rotmilans (Milvus milvus) in Spanien [Overwintering of red kites (Milvus milvus) in Spain]*. Vogel und Umwelt, 8: 53-58.
- Hirschfeld, A. y A. Heyd. 2005. *Mortality of migratory birds caused by hunting in Europe: bag statistics and proposals for the conservation of birds and animal welfare*. Ber. Vogelschutz, 42: 47-74.
- Hollamby, S., J. Afema-Azikuru, J.G. Sikarskie, J.B. Kaneene, W.W. Bowerman, S.D. Fitzgerald, K. Cameron, A.R. Gandolf, G.N. Hui, C. Dranzoa y W.K. Rumbeiha. 2004. *Mercury and persistent organic pollutant concentrations in African fish eagles, marabou storks, and Nile tilapia in Uganda*. Journal of Wildlife Diseases, 40(3): 501-514.
- Holroyd, G.L. 1975. *Nest site availability as a factor limiting population size of swallows*. Canadian Field-Naturalist, 89: 60-64.
- Holt, D.W., R. Berkley, C. Deppe, P. Enríquez Rocha, J.L. Petersen, J.L. Rangel Salazar, K.P. Segars y K.L. Wood. 1999. *Eurasian Scops-owl (Otus scops)*. In: Del Hoyo, J., A. Elliott, J. Sargatal, D.A. Christie y E. De Juana (ed.). *Handbook of the Birds of the World Alive*, Lynx Edicions. Barcelona.
- Holton, N. y R.I Allcorn. 2006. *The effectiveness of opening up rush patches on encouraging breeding common snipe Gallinago gallinago at Rogerscеugh Farm, Campfield Marsh RSPB reserve, Cumbria, England*. Conservation evidence, 3: 79-80.
- Hoodless, A.N., J.A. Ewald y D. Baines. 2007. *Habitat use and diet of Common Snipe Gallinago gallinago breeding on moorland in northern England*. Bird Study, 54: 182-191.
- Hortas, F. y J. Mouriño. 2004. *Ostrero euroasiático, Haematopus ostralegus*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España: 214-216*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.
- Hortas, F. y J. Ruiz. 2015. *La migración intercontinental de la Espátula*. In: Hortas, F. y J. Ruiz (Eds.). *La migración intercontinental de la espátula Platalea leucorodia: 182-198*. Grupo de Desarrollo Pesquero Cádiz-Estrecho y Sociedad Gaditana de Historia Natural. Cádiz. España.
- Hortas, F. 2001. *Archibebe común, Tringa totanus*. In: CMA-Junta de Andalucía. *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- Hortas, F. 2003. *Aguja colinegra, Limosa limosa*. In: Martí, R. y J.C. Del Moral (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España: 615*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- Hortas, F. 2004. *Aguja colinegra, Limosa limosa*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España: 234-235*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.
- Hortas, F. 2012. *Archibebe común, Tringa totanus*. In: SEO/BirdLife. *Atlas de las aves en invierno en España 2007-*

2010: 278-279. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife. Madrid.

- Hortas, F. 2012. *Ostrero euroasiático*, *Haematopus ostralegus*. In: SEO/BirdLife. *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010: 220-221*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife. Madrid.

- Hortas, F. 2012. *Zarapito real Numenius arquata*. In: SEO/BirdLife (Ed.). *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010: 268-269*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife. Madrid.

- Hortas, F., G.M. Arrojo y A. Pérez-Hurtado. (Coords.). 2000. *Breeding Waders in Spain*. Informe inédito. Wader Study Group Project: Breeding Waders in Europe 2000.

- Hortas, F., J.A. Díaz Caballero y A. Bertolero. 2004. *Archibebe común, Tringa totanus*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.

- Hovick, T.J., R.D. Elmore, D.K. Dahlgren, S.D. Fuhlendorf y D.M. Engle. 2014. *REVIEW: Evidence of negative effects of anthropogenic structures on wildlife: a review of grouse survival and behaviour*. Journal of Applied Ecology, 51(6): 1680-1689.

- Hughes, B., J.A. Robinson, A.J. Green, Z.W.D. Li y T. Mundkur. (Compilers). 2006. *International Single Species Action Plan for the Conservation of the White-headed Duck Oxyura leucocephala*. CMS Technical Series No. 13 y AEWA Technical Series No.8. Bonn, Germany.

- Huntley, B., R.E. Green, Y. Collingham y S.G. Willis. 2007. *A climatic atlas of European breeding birds*. Durham, Sandy and Barcelona: Durham University, RSPB y Lynx Edicions. Barcelona.

- Ibáñez, C., P.J. Sharpe, J.W. Day, J.N. Day y N. Prat. 2010. *Vertical accretion and relative sea level rise in the Ebro delta wetlands (Catalonia, Spain)*. Wetlands, 30: 979-988.

- Ibañez, J., I. López, I. Antón y E. Beltzunegi. 2020. *Situación del mochuelo boreal (Aegolius funereus) y primera nidificación confirmada en el pirineo navarro*. Munibe, Ciencias Naturales, 68: 193-202.

- ICO. 2021. *Atles dels ocells nidificants a Catalunya: Atles dels ocells nidificants de Catalunya: Distribució i abundància 2015–2018 i canvi des de 1980*. Institut Català d'Ornitologia / Cossetània Edicions. Barcelona.

- Igual, J.M., M.G. Forero, D. Oro y T. Gómez. 2007. *Can an introduced predator trigger an evolutionary trap in a colonial seabird?* Biological Conservation, 137: 189-196.

- Igual, J.M., M.G. Forero, T. Gómez, J.F. Orueta y D. Oro. 2006. *Rat control and breeding performance in Cory's shearwater (Calonectris diomedea): effects of poisoning effort and habitat features*. Animal Conservation, 9: 59-65.

- Illera, J.C. y J. Seoane. 2012. *Tarabilla canaria - Saxicola dacotiae*. In: Salvador, A. y M.B. Morales (Eds.). Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.

- Illera, J.C. y M. Díaz. 2006. *Reproduction in an endemic bird of a semiarid island: a food mediated process*. Journal of Avian Biology, 37: 447-456.

- Illera, J.C. y M. Díaz. 2008. *Site fidelity in the Canary Islands stonechat Saxicola dacotiae in relation to spatial and temporal patterns of habitat suitability*. Acta Oecologica, 34: 1-8.

- Illera, J.C. 2001. *Habitat selection by the Canary Islands stonechat Saxicola dacotiae (Meade-Waldo, 1889) in Fuerteventura Island: a two-tier habitat approach with implications for its conservation*. Biological Conservation, 97: 339–345.

- Illera, J.C. 2003. *Tarabilla canaria, Saxicola dacotiae*. In: Martí, R. y J.C. Del Moral (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras en España: 428-429*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

- Illera, J.C. 2004. *Tarabilla canaria, Saxicola dacotiae*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España: 327-328*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife, Madrid.
- Illera, J.C. 2007. *Tarabilla canaria, Saxicola dacotiae*. In: Lorenzo, J.A. (Ed.). *Atlas de las aves nidificantes en el archipiélago canario (1997-2003): 356-358*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- Illera, J.C., H. Von Wehrden y J. Wehner. 2010. *Nest site selection and the effects of land use in a multi-scale approach on the distribution of a passerine in an island arid environment*. Journal of Arid Enviroments, 74: 1408-1412.
- Illera, J.C., M. Díaz y M. Nogales. 2006. *Ecological traits influence the current distribution and range of an island endemic bird*. Journal of Biogeography, 33: 1192-1201.
- Inchausti, P. y V. Bretagnolle. 2005. *Predicting short-term extinction risk for the declining Little Bustard (Tetrax tetrax) in intensive agricultural habitats*. Biological Conservation, 122 (3): 375-384.
- Infante, O., U. Fuente y J.C. Atienza. 2011. *Las Áreas Importantes para la Conservación de las Aves en España*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Institut Catala d'ornitologia (ICO). 2013. *Estatus d'amenaça dels ocells nidificants de Catalunya 2012. Llista vermella dels ocells nidificants de Catalunya 2012*. Barcelona.
- Íñigo, A. y B. Barov. 2010. *Action plan for the lesser kestrel Falco naumanni in the European Union*. SEO/BirdLife and BirdLife International for the European Commission.
- Iñigo, A. y B. Barov. 2010. *Action plan for the little bustard Tetrax tetrax in the European Union*. SEO/BirdLife and BirdLife International for the European Commission.
- Iñigo, A., B. Barov, C. Orhun y U. Gallo-Orsi (compilers). 2008. *Species Action Plan for the Egyptian Vulture Neophron percnopterus in the European Union*. SEO/BirdLife y BirdLife International. On behalf of the European Commission.
- Iñigo, A., B. Barov, C. Orhun y U. Gallo-Orsi. 2008. *Species action plan for the Marble Teal Marmaronetta angustirostris in the European Union*. European Commission and BirdLife International.
- Iñigo, A., V. Garza, J.L. Tella, P. Laiolo, F. Suárez y B. Barov. 2008. *Action plan for the Dupont's Lark Chersophilus duponti in the European Union*. BirdLife International for the European Commission.
- Issa, N. y Y. Muller. 2015. *Atlas des oiseaux de France métropolitaine. Nidification et présence hivernale*. Delachaux et Niestlé. Paris.
- ISTAC. 2020. Instituto Canario de Estadística, Gobierno de Canarias.
- IUCN Standards And Petitions Committee. 2019. *Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 14*. Prepared by the Standards and Petitions Committee.
- IUCN. 2001. *IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1*. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, U.K.
- IUCN. 2013. Documentation standards and consistency checks for IUCN Red List assessments and species accounts. Version 2. Adopted by the IUCN Red List Committee and IUCN SSC Steering Committee.
- IUCN. 2019. *Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 14*. Prepared by the Standards and Petitions Committee.
- IUCN. 2020. *The IUCN Red List of Threatened Species: Larus audouinii* – published in 2020.
- IUCN. 2021. *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-1*.

- IUCN-CMP. 2021. *Unified Classification of Direct Threats. Threats Classification Scheme (Version 3.2)*.
- Izquierdo, D. (comp.). 2017. *Single Species Action Plan for the conservation of the Palearctic population of Bearded Vulture Gypaetus barbatus barbatus*. Project LIFE14 PRE/UK/000002. Coordinated Efforts for International Species Recovery EuroSAP. VCF. Zurich.
- Jagannath, A., R.F. Shore, L.A. Walker, P.N. Ferns y A.G. Gosler. 2008. *Eggshell pigmentation indicates pesticide contamination*. Journal of Applied Ecology, 45(1): 133-140.
- Jakubas, D. y M. Lazarus. 2020. *Autumn migration strategy and stop-over sites of the globally threatened Aquatic Warbler Acrocephalus paludicola on the Atlantic flyway migration route*. Acta Ornithologica, 55: 25-39.
- Jakubas, D. 2003. *Factors affecting different spatial distribution of wintering Tufted Duck Aythya fuligula and Goldeneye Bucephala clangula in the western part of the Gulf of Gdańsk (Poland)*. Ornis Svecica., 13: 75-84.
- Jans, G.F.E. y M. Ferrer. 1999. *Mitigation of raptor electrocution on steel power poles*. Wildlife Society Bulletin, 27 (2): 263-273.
- Janss, G.F.E. y M. Ferrer. 1998. *Rate of bird collision with power lines: effects of conductor-marking and static wire-marking*. J. Field Ornithology, 69(1): 8-17.
- Jenni-Eiermann, S. y R. Arlettaz. 2008. *Does ski tourism affect Alpine bird fauna?* Chimia, 62: 301.
- Jensen, F.P. 2007. *Management Plan for Pintail (Anas acuta), 2007-2009*. European-Communities. Office for Official Publications of the European Communities. Technical Report - 004 - 2007. Luxembourg.
- Jensen, F.P., A. Béchet y E. Wymenga (compiled). 2008. *International Single Species Action Plan for the Conservation of the Black-tailed Godwit, Limosa l. limosa y L. l. islandica*. TECHNICAL SERIES, No. 37. Agreement on the Conservation of African-Eurasian Migratory Waterbirds (AEWA).
- Jentsch, A., J. Kreyling y C. Beierkuhnlein. 2007. *A new generation of climate-change experiments: events, not trends*. Frontiers in Ecology and the Environment, 5: 365-374.
- Jiguet, F., A. Robert, T. Micol y C. Barbraud. 2007. Quantifying stochastic and deterministic threats to island seabirds: last endemic prions face extinction from falcon peregrinations. Animal Conservation, 10: 245-253.
- Jiguet, F., F. Mougeot, B. Arroyo y V. Bretagnolle. 1998. *Research and conservation of the endangered Little Bustard Tetrax tetrax in France*. Ostrich, 69: 418.
- Jiménez, B., R. Merino, E. Abad, J. Rivera y K. Olie. 2007. *Evaluation of organochlorine compounds (PCDDs, PCDFs, PCBs and DDTs) in two raptor species inhabiting a Mediterranean island in Spain*. *Environmental Science and Pollution Research*, 14(1): 61-68.
- Jiménez, J. y J. Navarrete. 2001. *Estatus y Fenología de las Aves de Ceuta*. Instituto de estudios Ceutíes. Ceuta.
- Jiménez, J., A. Del Moral, C. Morillo y M.J. Sanchez. 1992. *Las aves del parque Natural de las Tablas de Daimiel y otros humedales manchegos.* Lynx Edicions. Barcelona.
- Jiménez, J., R. Moreno-Opo, M. Carrasco y J. Feliu. 2015. *Estimating the abundance and habitat selection of conservation priority marsh-dwelling passerines with a double-observer approach*. Ardeola, 62: 269-281.
- Johnson, K., C. Carboneras, D.A. Christie y G.M. Kirwan. 2020. *Green-winged Teal (Anas crecca), version 1.0*. In: Billerman, S.M. (Ed.). *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.
- Jolivet, C. 1999. *Outarde canepetière Tetrax tetrax*. In: Rocamora, G. y D. Yeatman-Berthelot. *Oiseaux menacés et à surveiller en France. Listes rouges et recherche de priorités. Populations. Tendances. Menaces*. Conservation: 70-71. Société d´Etudes Ornithologiques de France / Ligue pour la Protection des Oiseaux. Paris.

- Jordán, G. 1990. *Determinación del área de presencia de la perdiz gris en el Alto Aragón*. Informe inédito. Diputación General de Aragón.
- Juan Martínez, M. 2012. *Codorniz común, Coturnix coturnix*. In: SEO/BirdLife. *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010:* 116-117. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, SEO/BirdLife. Madrid.
- Juan, M. 2002. *El porrón pardo Aythya nyroca en la Comunidad de Madrid*. In: Bermejo, A., J. De la Puente y J. Seoane (Eds.). Anuario Ornitológico de Madrid 2001: 22-31. SEO-Monticola. Madrid.
- Jubete, F. 1977. *Atlas de las Aves Nidificantes de la provincia de Palencia.* Ed. Asociación de Naturalistas Palentinos. Palencia.
- Jubete, F. 1997. *Atlas de las aves nidificantes de la provincia de Palencia (1987-1995)*. Palencia: Asociación de Naturalistas Palentinos.
- Jubete, F., M. Torres, S. Gómez, S. Cirujano y P. Zuazua. 2006. *El carricerín cejudo: manual para el manejo de vegetación helofítica y monitorización de poblaciones*. Fundación Global Nature. Palencia.
- Julien, A. 1988. *Observació hivernal de Fumarell negre (Chlidonias niger) al riu Sènia (Montsià)*. Butlletí del Grup Català d'Anellament, 5: 31-32.
- Junco, E. 1999. *Situación de la Perdiz Pardilla en la Cordillera Cantábrica*. In: *Actas Jornada sobre la Perdiz Pardilla: 16-29*. Esterri d'Aneu.
- Junquera, S. 1984. *Pèche de lánchois (Engraulis encrasicholus) dans le Golfe de Gascogne et sur le litoral atlantic de Galice depuis 1920. Variations quantitatives*. Rev. Trans. Inst. Pches. Marit., 48: 144-157.
- Junta de Andalucía. 2020. *Censo de poblaciones reproductoras de aves amenazadas y de interés en Andalucía*. Datos del Programa de Emergencias, Control Epidemiológico y Seguimiento de Fauna Silvestre de Andalucía. Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible.
- Junta de Castilla y León. 2020. *Seguimiento del estado de conservación de la avutarda Otis tarda en Castilla y León. Año 2019*. Consejería de Fomento y Medio ambiente. Valladolid.
- Kalyakin, M.V. y O.V. Voltzit (Eds.). 2020. *Atlas gnezdyashchikhsya ptits europeyskoy chasti Rossii. [Atlas of breeding birds of the European part of Russia]*. Fiton XXI, Moskva.
- Karamendin, K., A. Kydyrmanov y S. Fereidouni. 2021. *High mortality in terns and gulls associated with infection with the novel gull adenovirus*. Journal of Wildlife Diseases, 57(3): 662-666.
- Kassara, C., Gangoso, L., Mellone, U., Piasevoli, G., Hadjikyriakou, T. G., Tsiopelas, N., S. Giokas, P. López-López, V. Urios, J. Figuerola, R. Silva, W. Bouten, A.N.G. Kirschel, M.Z. Virani, W. Fiedler, P. Berthold y M. Gschweng. 2017. *Current and future suitability of wintering grounds for a long-distance migratory raptor*. Scientific reports, 7(1): 1-12.
- Katzenberger, J., E. Tabur, B. Şen, S. Isfendiyaroğlu, I.L. Erkol y S. Oppel. 2019. *No short-term effect of closing a rubbish dump on reproductive parameters of an Egyptian Vulture population in Turkey*. Bird Conservation International, 29(1): 71-82.
- Kear, J. (Ed.). 2005. *Ducks, Geese and Swans*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Keller, V., S. Herrando, P. Voříšek, M. Franch, M. Kipson, P. Milanesi, D. Martí, M. Anton, A. Klvaňová, M.V. Kalyakin, H.-G. Bauer y R.P.B. Foppen. 2020. *European Breeding Bird Atlas 2: Distribution, Abundance and Change*. European Bird Census Council y Lynx Edicions, Barcelona.
- Kentie, R., N.R. Senner, J.C.E.W. Hooijmeijer, R. Márquez-Ferrando, J. Figuerola, J.A. Masero, M.A. Verhoeven y T. Piersma. 2016. *Estimating the size of the Dutch bree-*

ding population of Continental Black-tailed Godwits from 2007-2015 using resighting data from spring staging sites. Ardea 114: 213-225.

- Keogan, K., Daunt, F., Wanless, S., Phillips, R.A., Walling, C.A., Agnew, P., Ainley, D.G., Anker-Nilssen, T., Ballard, G., Barrett ,R.T., Barton, K.J., Bech, C., Becker, P., Berglund, P-A ., Birkhead T., Bollache, L., Bond, A., Bouwhuis, S., Bradley, R., Burr, Z .,Camphuysen, K., Catry, P., Chiaradia, A., Christensen-Dalsgaard, S., Cuthbert, R .,Dehnhard, N., Descamps, S., Diamond, T., Divoky, G., Drummond, H., Dugger, KM., Dunn, MJ., Emmerson, L., Erikstad, KE., Fort, J., Fraser, W., Gaston, A., Genovart, M., Gilg, O., González-Solís, J., Gremillet, D., Hansen, J., Hanssen, S. A., Harris, M., Hedd, A., Hinke, J., Igual, J. M., Jahncke, J ., Jones, I., Kappes, P.J., Lang, J., Langset, M., Lescroël, A., Lorentsen, S.H., Lyver, P.O'B., Mallory, M., Moe, B., Montevecchi, W.A., Monticelli, D., Mostello, C., Newell, M., Nicholson, L ., Nisbet, I., Olsson, O., Oro, D., Pattison, V., Poisbleau, M., Pyk, T., Quintana, F., Ramos, J., Ramos, R., Reiertsen, TK., Rodríguez, C., Ryan, P., Sanz-Aguilar, A., Schmidt, N.M., Shannon, P., Sittler, B., Southwell, C., Surman, C., Svagelj, W.S., Trivelpiece, W., Warzybok, P., Watanuki, Y., Weimerskirch, H., Wilson, P. R., Wood, A. G., Phillimore. A. B., Lewis. S. 2018. *Global phenological insensitivity to shifting ocean temperatures among seabirds*. Nature Climate Change, 8: 313-318.
- Kideys, A.E. 2002. *Fall and rise of the Black Sea ecosystem*. Science, 297(5586): 1482-1484.
- Klem, Jr. D. 1990. *Collisions between Birds and Windows: Mortality and Prevention*. Journal of Field Ornithology, 61(1): 120-128.
- Knott, J., P. Newbery y B. Barov (compiled). 2009. *Species Action Plan for the red kite Milvus milvus in the European Union*. RSPB y BirdLife International. European Commission.
- Koffijberg K., P. De Boer, F. Hustings, A. Van Kleunen, K. Oosterbeek y J.S.M. Cremer. 2015. *Broedsucces van kustbroedvogels in de Waddenzee in 2011-2013*. Wettelijke Onderzoekstaken Natuur y Milieu, WOttechnical report 51; Sovon-rapport 2015/61, IMARES-rapport C153/15
- König, C. y F. Weick. 2008. *Owls of the World*. Christopher Helm, London.
- Korpimäki, E. 1981. *On the ecology and biology of Tengmalm's owl (Aegolius funereus) in Southern Ostrobothnia and Suomenselkä, western Finland*. Acta Universitatis Ouluensis. Series A. Scientiae Rerum Naturalium, 118: 1-84.
- Koshkina, A.I., A.V. Koshkin, A.Y. Timoshenko, A.A. Koshkin y H. Schielzeth. 2019. *A population survey of the endangered White-headed Duck Oxyura leucocephala in Kazakhstan shows an apparently increasing Eastern population*. Bird Study, 66(1): 111-120.
- Kovacs, A., B. Barov, C. Orhun y U. Gallo-Orsi. 2008. *International Species Action Plan for the European Roller Coracias garrulus garrulus*. European Commission.
- Kragten, S., K.B. Trimbos y G.R. De Snoo. 2008. *Breeding skylarks (Alauda arvensis) on organic and conventional arable farms in The Netherlands*. Agriculture Ecosystems and Environment, 126: 163-167.
- Kret, E., T. Rabeil, S.I. Muhammad, M. Shiiwua, P. Hall, V. Arkumarev, V. Dobrev y S.C. Nikolov. 2018. *First documented case of the killing of an Egyptian Vulture (Neophron percnopterus) for belief-based practices in Western Africa*. Vie et Milieu-Life and Environment, 68(1): 45-50.
- Krivenko, V.G. 1984. *Recent abundance of the waterfowl of the central region of the U.S.S.R.* In: Krivenko, V.G. (Ed.). *Proceedings of the All-Union seminar on present status of waterfowl resources: 8-11*. Moscow: TSNIL Glavokhota RSFSR.
- Krosick Von, E. y P. Köhler. 2000. *The long-term changes in numbers and distribution of moulting waterbirds according to changes in trophic level, fish stock and water level in Ramsar site "Ismaninger Speichersee mit Fischteichen"*. Orn. Anz., 39: 135-158.
- Krüger, S.C. y A. Amar. 2018. *Lead exposure in the critically endangered bearded vulture (Gypaetus barbatus) popula-*

tion in southern Africa. Journal of Raptor Research, 52(4): 491-499.

- Kuijper, D.P.J., E. Wymenga, J. Van Der Kamp y D. Tanger. 2006. *Wintering areas and spring migration of the black-tailed Godwit. Bottlenecks and protection along the migration route*. Veenwouden, Netherlands: Altenburg y Wymenga ecologisch onderzoek (AyW-rapport 820).

- Kusack, J.W., G.W. Mitchell, D.R. Evans, M.D. Cadman y K.A. Hobson. 2020. *Effects of agricultural intensification on nestling condition and number of young fledged of barn swallows (Hirundo rustica)*. Science of the Total Environment, 709: 136195.

- Kvist. L., S. Poninkas, E.J. Belda, I. Encabo, E. Martínez, A. Onrubia, J.M. Hernández, P. Vera, J.M. Neto y J.S. Monrós. 2011. *Endangered subspecies of the Reed Bunting (Emberiza schoeniclus witherbyi and E. s. lusitanica) in Iberian Peninsula have different genetic structures*. Journal of Ornithology, 152: 681-693.

- Laaksonen, T., A. Lehikoinen, H. Pöysä, P. Sirkiä y K. Ikonen. 2019. *[Inland waterfowl population trends 1986-2018]*. Linnut-vuosikirja 2018: 46-55.

- Lack, D. y E. Lack. 1951. *Further change in bird life caused by afforestation*. Journal of Animal Ecology, 20: 173-179.

- Lack, D. y Lack, E. 1951. *The breeding biology of the Swift Apus apus*. The Ibis, 93: 501-546.

- Lack, D. 1956. Seaward flights of swifts at dus. Bird Study, 3: 37-42.

- Lack, P.C. 1983. *The Canarian houbara: survey results, 1979*. Bustard Studies, 1: 45-50.

- Lago, P., M. Austad y B. Metzger. 2019. *Partial migration in the Mediterranean Storm Petrel Hydrobates pelagicus melitensis*. Marine Ornithology, 47: 105-113.

- Laiolo, P. y J.L. Tella. 2006. *Landscape bioacoustics: combining landscape ecology and call variability to detect the effects of habitat fragmentation on population structure*. Ecology, 87: 1203-1214.

- Lambertini, M. (Comp.). 1996. *International action plan for Audouin's Gull* (Larus audouinii). In: Heredia, B., L. Rose y M. Painter (Eds.). *Globally Threatened Birds in Europe:* 289-301. Council of Europe, Strasbourg.

- Lande, R. 2002. *Incorporating Stochasticity in Population Viability Analysis*. In: Beissinger, S.R. y D.R. McCullough (Eds.). *Population Viability Analysis: 18-40*. University of Chicago Press. Chicago.

- Laneri, K.F., M. Louzao, A. Martínez-Abraín, J.M. Arcos, E. Belda, J. Guallart, A. Sánchez, M. Giménez, R. Maestre y D. Oro. 2010. *Trawling regime influences longline seabird bycatch in the Mediterranean: new insights from a small-scale fishery*. Marine Ecology Progress Series 420: 241-252.

- Langston, R.H.W., D. Liley, G. Murison, E. Woodfield y R.T. Clarke. 2007. *What effects do walkers and dogs have on the distribution and productivity of breeding European Nightjar Caprimulgus europaeus*?. Ibis, 149: 27-36.

- Larruy, X., R. Bastida y J. García. 2018. *Els ocells del delta del Llobregat. Un exemple de resposta als canvis ambientals*. In: Germain I Otzet, J. y J. Pino Vilalta (coord.). *Els sistemes naturals del delta del Llobregat*. Treballs de la Institució Catalana d'Història Natural, 19. Institució catalana d'història natural. Barcelona.

- Latorre, D., G. Masó, A. Hinckley, D. Verdiell-Cubedo, G. Castillo-García, A.G. González-Rojas, E.N. Black-Barbour, A. Vila-Gispert, E. García-Berthou, R. Miranda, F.J. Oliva-Paterna, A. Ruiz-Navarro, E. Da Silva, C. Fernández-Delgado, J. Cucherousset, J.M. Serrano y D. Almeida. 2020. *Interpopulation Variability in Dietary Traits of Invasive Bleak Alburnus alburnus (Actinopterygii, Cyprinidae) Across the Iberian Peninsula*. Water, 12(8): 2200.

- Lavers, J.L., I. Hutton y A.L. Bond. 2019. *Clinical pathology of plastic ingestion in marine birds and relationships with blood chemistry*. Environmental science y technology, 53(15): 9224-9231.

- Lazli, A., A. Boumezbeur, N. Moali-Grine y A. Moali. 2011. *Évolution de la population nicheuse de l›Érismature à tête blanche Oxyura leucocephala sur le lac Tonga (Algérie)*. Revue d'écologie (Terre Vie), 66: 173-181.
- Leclercq, B. y E. Menoni. 2018. *Le Grand tetras.* Biotope, Mèze.
- Lehikoinen, A., J. Rintala, E. Lammi y H. Pöysä. 2016. *Habitat-specific population trajectories in boreal waterbirds: alarming trends and bioindicators for wetlands*. Animal Conservation, 19: 88-95.
- Lekuona, J.M. 2009. *Actualización de la población de aves esteparias de Navarra y su relación con futuros posibles impactos en su conservación*. Departamento de Desarrollo Rural y Medio Ambiente. Gobierno de Navarra. Informe inédito.
- Lekuona, J.M. 2012. *Avetoro común (Botaurus stellaris). Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010: 136-137*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife. Madrid.
- Lekuona, J.M. 2012. *Cerceta común, Anas crecca*. In: SEO/BirdLife. *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010: 82-83*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife. Madrid.
- Lekuona, J.M. 2018. *Variaciones geográficas y estacionales de la dieta del avetoro común Botaurus stellaris en el valle del Ebro*. Revista Catalana d'Ornitologia, 34: 1-10.
- Lennon, R.J., J.C. Dunn, J.E. Stockdale, S.J. Goodman, A.J. Morris y K.C. Hamer. 2013. *Trichomonas parasite infection in four species of Columbidae in the UK*. Parasitology, 140: 1368-1376.
- Leyrer, J., D. Brown, G. Gerritsen, H. Hötker y R. Ottval. 2017. *International Multispecies Action Plan for the Conservation of Breeding Wader in Wet Grassland Habitats in Europe (2018-2028)*. Report of Action A13 under the framework of Project LIFE EuroSAP (LIFE14 PRE/UK/002). NABU, RSPB, VBN and SOF.
- Libois, E., O. Gimenez, D. Oro, E. Mínguez, R. Pradel y A. Sanz-Aguilar. 2012. *Nest boxes: A successful management tool for the conservation of an endangered seabird*. Biological Conservation, 155: 39-43.
- Libois, R. y F. Libois. 2013. *Causes de mortalités et survie du martin-pêcheur Alcedo atthis en Europe*. Aves, 50(2): 65-79.
- Libois, R.M. y C. Hallet-Libois. 1989. *Population fluctuations in the European kindfisher (Alcedo atthis): a meteorological determinism?*. AVES 1989 – Actes: 93-101.
- Libois, R.M. 1994. *Démographie du martin pêcheur (Alcedo atthis): incidences climatiques sur le succès reproducteur*. Gerfaut, 84: 19-38.
- Life Berlengas. 2019. LIFE13/Nat/PT/000458 (2014-2019).
- Life+ Malvasía Murcia. 2015. *Conservation of Oxyura leucocephala in the region of Murcia*. Spain. Layman's report. LIFE 09/NAT/ES/000516.
- Life-Zepaurban 2016-2020. *Gestión de ZEPA urbanas en Extremadura" (LIFE-ZEPAURBAN). Management of Urban SPAs in Extremadura for the conservation of Lesser kestrel (Falco naumanni).* Cáceres.
- Literak, I., M. Micudova, D. Tausova, A. Cizek, M. Dolejska, I. Papousek, J. Prochazka, J. Vojtech, F. Borleis, L. Guardone, S. Guenther, J. Hordowski, C. Lejas, W. Meissner, B. Fuertes y M. Tucakov. 2012. *Plasmid-Mediated Quinolone Resistance Genes in Fecal Bacteria from Rooks Commonly Wintering Throughout Europe*. Microbial Drug Resistance, 18(6): 567-573.
- Llabrés, X. 2010. *Cria possible de pinsà trompeter* Bucanetes githagineus *a Mallorca*. *Anuari Ornitològic de les Balears*, 25: 51-55.
- Llimona, F., M. Máñez, L. García y F. Ibáñez. 2003. *Zampullín Cuellinegro, Podiceps nigricollis*. In: Martí, R. y J.C. Del Moral (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España:*

80-81. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.

- Llimona, F., Máñez, M., García, L. y Ibáñez, F. 2004. *Zampullín cuellinegro, Podiceps nigricollis*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad -SEO/BirdLife. Madrid.

- Lockley, R.M. 1952. *Notes on the birds of the Berlengas (Portugal), the Desertas and Baixo (Madeira) and the Salvages*. Ibis, 94: 144-157.

- Lok, T., O. Overdijk, J.M. Tinbergen y T. Piersma. 2011. *The paradox of spoonbill migration: most birds travel to where survival rates are lowest*. Animal Behaviour, 82: 837-844.

- Longares, L.A., M.P. Rabanaque y M. Royo. 2020. *Situación y patrones de ocupación de la población de avutarda común (Otis tarda) en el noroeste de la provincia de Teruel*. In: Carracedo, V., J.C. García-Codron, C. Garmendia y V. Rivas (Eds.). *Conservación, Gestión y Restauración de la Biodiversidad. XI Congreso Español y I Congreso Iberoamericano de Biogeografía: 547-556*. Santander (España), 22-25 de junio. Santander: Asociación de Geógrafos Españoles (AGE).

- Longoni, V., D. Rubolini, R. Ambrosini y G. Bogliani. 2011. *Habitat preferences of Eurasian Bitterns Botaurus stellaris booming in ricefields: implications for management*. Ibis, 153: 695-706.

- Lopes, R.J., J.A. Alves, J.A. Gill, T.G. Gunnarsson, J.C.E.W. Hooijmeijer, P.M. Lourenço, J.A. Masero, T. Piersma, P.M. Potts, B. Rabaçal, S. Reis, J.M. Sánchez-Guzmán, F. Santiago-Quesada y A. Villegas. 2013. *Do different subspecies of Black-tailed Godwit Limosa limosa overlap in Iberian wintering and staging areas? Validation with genetic markers*. Journal of Ornithology, 154: 35-40.

- López Beiras, Z. y J. Guitian. 1983. *Atlas provisional de los vertebrados terrestres de Galicia. II. Aves nidificantes.* Secretariado de Publicaciones de la Universidad de Santiago, Santiago de Compostela.

- López de Carrión, M., M. Díaz, R. Carbonell y R. Bonal. 2006. *Libro Rojo de los vertebrados de Castilla-La Mancha*. Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Rural. Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha.

- López de Carrión, M., M. Díaz, R. Carbonell y R. Bonal. 2006. *Libro rojo de los vertebrados de Castilla-La Mancha*. Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Rural, Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha. Toledo.

- López Precioso, B., A. Ruiz Salgado, B. Sánchez Cepeda, D. De la Bodega Zugasti, N. López-Jiménez y A. Carricondo López. 2020. *Informe sobre protección de aves silvestres que habitan en medios urbanos frente a la destrucción de sus nidos y la pérdida de lugares de nidificación*. SEO/BirdLife. Madrid.

- López Redondo, J. y G. López Redondo. 1992. *Aproximación a los primeros resultados globales provisionales del PMVC. Tomo I*. I Jornadas para el Estudio y Prevención de la Mortalidad de Vertebrados en Carreteras. Coordinadora de Organizaciones de Defensa Ambiental. Madrid.

- López, B.C., D. Potrony, A. López, E. Badosa, A. Bonada y R. Saló. 2010. *Nest-Box Use by Boreal Owls (Aegolius funereus) in the Pyrenees Mountains in Spain*. Journal of Raptor Research, 44(1):40-49.

- López, P. y J. Jiménez (Eds.). 2019. *Rapaces diurnas de la Comunitat Valenciana*. Colección Biodiversidad, 23. Conselleria d'Agricultura, Desenvolupament Rural, Emergència Climàtica i Transició Ecològica. Generalitat Valenciana. Valencia.

- López, P. 2011. *Demographie et compétition entre l'Aigle de Bonelli Aquila fasciata et l'Aigle royal Aquila chrysaetos: implications pour la gestión et la conservation d'espèces menacées*. In: Scher, O. y M. Lecacheur (Eds.). *La conservation de l'Aigle de Bonelli: 53-57.* Actes du colloque international, 28 et 29 janvier, 2010, Montpellier. CEN LR, CEEP, CORA FS yDREAL LR: 53-57.

- Lopez-Antia, A., M.E Ortiz-Santaliestra, F. Mougeot y R. Mateo. 2015. *Imidacloprid-treated seed ingestion has lethal*

effect on adult partridges and reduces both breeding investment and offspring immunity. Environ. Res., 136: 97-107.

- Lopez-Antia, A., M.E Ortiz-Santaliestra, P.R Camarero, F. Mougeot y R. Mateo. 2015. *Assessing the Risk of Fipronil-Treated Seed Ingestion and Associated Adverse Effects in the Red-Legged Partridge*. Environ. Sci. Technol., 49(22): 13649-13657.

- Lopez-Antia, A., M.E. Ortiz Santaliestra, F. Mougeot, P. Camarero y R. Mateo. 2021. *Birds feeding on tebuconazole treated seeds have reduced breeding output*. Environmental Pollution, 271: 116292.

- Lopez-Antia, A., M.E. Ortiz-Santaliestra, F. Mougeot y R. Mateo. 2013. *Experimental exposure of red-legged partridges (Alectoris rufa) to seeds coated with imidacloprid, thiram and difenoconazole*. Ecotoxicology, 22: 125-138.

- Lopez-Antia, A., M.E. Ortiz-Santaliestra, F. Mougeot, P.R. Camarero y R. Mateo. 2021. *Birds feeding on tebuconazole treated seeds have reduced breeding output*. Environ. Pollut., 271: 116292.

- López-Calderón, C. S. Magallanes, A. Marzal y J. Balbontín. 2021. *The Migration System of Barn Swallows Hirundo rustica Breeding in Southwestern Spain and Wintering Across West Africa*. Ardeola, 68(2): 335-354.

- López-Iborra G.M., M.A. Rodríguez-Jerez, J.A. Gómez-Picazo, J.A. Gómez-Ríos y A. Zaragozí-Llenes. 2006. *El camachuelo trompetero en la provincia de Alicante. Las Aves en Alicante*. Anuario Ornitológico de Alicante 2001-2003: 244-249. SEO-Alicante (Ed). SEO-Alicante, Alicante, España.

- López-Iborra, G. y J.S. Monrós. 2003. *Bigotudo, Panurus biarmicus*. In: Martí, R. y J.C. Del Moral (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España: 504-505*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SEO/BirdLife. Madrid.

- López-Iborra, G. y J.S. Monrós. 2004. *Bigotudo, Panurus biarmicus*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España: 341-344*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.

- López-Iborra, G., R. Belenguer, J. Castany y J.I. Dies. 2007. *El declive del bigotudo en la Comunidad Valenciana*. Quercus, 262: 14-18.

- López-Iborra, G.M, 2004. *Alzacola, Cercotrichas galactotes*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds.). *Libro Rojo de las aves de España: 414-415*. Ministerio de Medio Ambiente-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.

- López-Iborra, G.M. 2021. *El alzacola rojizo en España. Población reproductora en 2020 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.

- López-Jurado, C., J. Jaume, J. King, T. Mestre y J.M. Rebassa. 1993. *Contribució a l'estudi de les colònies de virot (Calonectris diomedea) i noneta (Hydrobates pelagicus) de l'Arxipèlag de Cabrera*. Aunad Ornitològic de les Balears 1992, 7: 29-38.

- López-López, P., R. Limiñana, U. Mellone y V. Urios. 2010. *From the Mediterranean Sea to Madagascar: are there ecological barriers for the long-distance migrant Eleonora's Falcon?*. Landscape Ecology, 25(5): 803-813.

- López-Perea, J.J., P.R. Camarero, R.A. Molina-López, L. Parpal, E. Obón, J. Solá y R. Mateo. 2015. *Interspecific and geographical differences in anticoagulant rodenticide residues of predatory wildlife from the Mediterranean region of Spain*. Science of The Total Environment, 511: 259-267.

- Lorente, L. 1993. *La Perdiz nival (Lagopus mutus) y el Urogallo (Tetrao urogallus) en el Pirineo occidental aragonés*. Informe inédito para el Departamento de Agricultura y Medio Ambiente de la Diputación General de Aragón.

- Lorente, L. 2013. *Nidificación y distribución del mochuelo boreal (Aegolius funereus) en el Pirineo aragonés*. Rocín VII, Anuario Ornitológico de Aragón 2008-2012: 65-73.

- Lorente, L., J.A. Gil, G. Báguena y O. Díez. 1998. *Lechuza de Tengmalm*. In: Sampietro, F.J., E. Pelayo, F. Hernández, M. Cabrera y J. Guiral (Eds.). *Aves de Aragón. Atlas de especies nidificantes: 144-145*. Diputación General de Aragón e IberCaja. Zaragoza. Ibercaja. Gobierno de Aragón.

- Lorente, L., J.A. Gil, O. Díez y G. Baguena. 2000. *Lagópodo alpino*. In: Sampietro, F.J., E. Pelayo, F. Hernández, M. Cabrera y J. Guiral (Eds.). *Aves de Aragón. Atlas de especies nidificantes: 136-137*. Diputación General de Aragón e IberCaja. Zaragoza.

- Lorente, L., J.C. Ascaso y Chéliz 2007. *Estudio y conservación del mochuelo boreal en el Pirineo aragonés. Historia de un descubrimiento reciente. Especial Aragón Quercus*: 14-15.

- Lorenzo, J.A. y C.J. Palacios. 2007. *Tarro canelo, Tadorna ferruginea*. In: Lorenzo, J.A. (Ed.): *Atlas de las aves nidificantes del archipiélago canario (1997-2003): 145-148*. Dirección General para la Biodiversidad y SEO/BirdLife. Madrid.

- Lorenzo, J.A. y J. Ginovés. 2007. *Mortalidad de aves en los tendidos eléctricos de los ambientes esteparios de Lanzarote y Fuerteventura, con especial referencia a la avutarda hubara*. SEO/BirdLife, La Laguna, Tenerife.

- Lorenzo, J.A. y M. Cabrera. 2008. *Tarro canelo*. In: Ballesteros, G., M. Cabrera, J.L. Echevarrías, J.A. Lorenzo, C. Raya, J.A. Torres-Esquivias y C. Viedma (Eds.). *Tarro canelo, cerceta pardilla, porrón pardo, malvasía cabeciblanca y focha moruna en España. Población en 2007 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.

- Lorenzo, J.A. y M. Cabrera. 2009. *Estudio de la mortalidad de aves por los tendidos eléctricos en los ambientes no esteparios de Lanzarote y Fuerteventura, y valoración de las medidas correctoras instaladas en Fuerteventura*. Memoria final. SEO/BirdLife. ENDESA. Informe inédito.

- Lorenzo, J.A. y R. Barone. 2007. *Paíño europeo, Hydrobates pelagicus*. In: Lorenzo, J.A. (Ed.). *Atlas de las aves nidificantes en el archipiélago canario (1997-2003)*. Dirección General de la conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

- Lorenzo, J.A. y R. Martí. 2003. *Perdiz moruna, Alectoris barbara*. In: Martí, R. y J.C. Del Moral. (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España: 214-215*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza - SEO/BirdLife. Madrid.

- Lorenzo, J.A. y S. Herrando. 2020. *Cream-coloured Courser Cursorius cursor*. In: Keller, V., S. Herrando, P. Voříšek, M. Franch, M. Kipson, P. Milanesi, D. Martí, M. Anton, A. Klvaňová, M.V. Kalyakin, H.-G. Bauer y R.P.B. Foppen. *European Breeding Bird Atlas 2: Distribution, Abundance and Change*: 283. European Bird Census Council y Lynx Edicions, Barcelona.

- Lorenzo, J.A. (Ed.) 2007. *Atlas de las aves nidificantes en el archipiélago canario (1997-2003)*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.

- Lorenzo, J.A. 2004. *Avutarda Hubara (Canaria) Chlamydotis undulata fuertaventurae*. In: Madroño, A., C. González y J. C. Atienza (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España: 207-209*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.

- Lorenzo, J.A. 2017. *First bird-mortality figures from telephone line collisions in open grassland areas of Lanzarote and Fuerteventura (Canary Islands, Spain)*. Airo, 24: 17-27.

- Lorenzo, J.A., B. Rodríguez y C. González. 2012. *Estudio de la valoración y eficacia de medidas de señalización y seguimiento de los puntos de mayor mortalidad de aves en las líneas eléctricas de media tensión de Lanzarote y Fuerteventura*. SEO/BirdLife y ENDESA Distribución Eléctrica S. L. Memoria final. Informe inédito.

- Lorenzo, J.A., C. González, M.A. Hernández y J.D. Delgado. 2007. *La avutarda hubara en España. Población en 2004-2006 y método de censo*. SEO/BirdLife, Madrid.

- Lorenzo, J.A., J. C. Rando, M. Cabrera y C. González. 2013. *Continuación del estudio de la valoración y eficacia de medidas de señalización y seguimiento de los puntos de mayor mortalidad de aves en las líneas eléctricas de media tensión de Lanzarote y Fuerteventura durante 2013*. Informe final. SEO/BirdLife y ENDESA Distribución Eléctrica S.L. Informe inédito.

- Lorenzo, J.A., M. Cabrera y C. González. 2014. *Seguimiento de las poblaciones de cerceta pardilla (Marmaronetta angustirostris) en Fuerteventura y tarro canelo (Tadorna ferruginea) en Lanzarote, Fuerteventura, Gran Canaria y Tenerife*. Memoria técnica. SEO/BirdLife y Dirección General de Protección de la Naturaleza del Gobierno de Canarias.

- Lorenzo, J.A., R. Barone, J.R. Alonso y C. González. 2003. *Atlas de las aves nidificantes en la isla de Fuerteventura*. Informe inédito. Delegación Territorial de Canarias de SEO/BirdLife.

- Lorenzo, M. y P. Planelles. 2010. *La agachadiza común en España. Población reproductora en 2008 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.

- Lorenzo, M. y P. Planelles. 2015. *Agachadiza común, Gallinago gallinago*. Noticiario ornitológico. Ardeola, 62(1): 203.

- Lormee, H., C. Barbraud, W. Peach, C. Carboneras, L. Moreno-Zarate, L. Bacon y C. Eraud. 2019. *Assessing the sustainability of harvest of the European Turtle-dove along the European western flyway*. Bird Conservation International, 30(4): 506-521.

- Louzao, M., J.M. Igual, M. McMinn, J.S. Aguilar, R. Triay y D. Oro. 2006. *Small pelagic fish, trawling discards and breeding performance of the critically endangered Balearic Shearwater: improving conservation diagnosis*. Marine Ecology Progress Series, 318: 247-254.

- Lowe, A., A. Rogers y K. Durrant. 2014. *Effect of human disturbance on long-term habitat use and breeding success of the European Nightjar, Caprimulgus europaeus*. Avian Conservation and Ecology, 9(2): 6.

- Lucio, A.J. y M. Sáenz de Buruaga. 1997. *Perdiz pardilla. Perdix perdix*. In: Purroy, F.J. (Coord.). *Atlas de las aves de España (1975-1995): 146-147*. Lynx Edicions, Barcelona.

- Lucio, A.J. y M. Sáenz de Buruaga. 2000. *La Becada en España*. Federación Española de Caza.

- Lucio, A.J. 1990. *Influencia de las condiciones climáticas en la productividad de la Perdiz roja (Alectoris rufa)*. Ardeola, 37: 207-218.

- Lucio, A.J., F.J. Purroy y M. Saenz de Buruaga. 1992. *La Perdiz Pardilla (Perdix perdix) en España*. Colección Técnica. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. ICONA, Madrid.

- Luzardo, O., N. Ruiz-Suárez, L.A. Henríquez-Hernández, P.F. Valerón, M. Camacho, M. Zumbado y L.D. Boada. 2014. *Assessment of the exposure to organochlorine pesticides, PCBs and PAHs in six species of predatory birds of the Canary Islands, Spain*. Science of the Total Environment, 472: 146-153.

- Maceda-Veiga, A., A. Lopez y A. Green. 2017. *Dramatic impact of alien carp Cyprinus carpio on globally threatened diving ducks and other waterbirds in Mediterranean shallow lakes*. Biological Conservation, 212: 74-85.

- Machado, A. y F. Domínguez. 1982. *Estudio de la presencia de ardilla moruna (Atlantoxerus getulus) en la isla de Fuerteventura, su introducción, su biología y su impacto en el medio*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza. XI Inspección Regional. Informe no publicado.

- Madden, C.F., B. Arroyo y A. Amar. 2015. *A review of the impacts of corvids on bird productivity and abundance*. Ibis, 157: 1-16.

- Madden, H. y E. Eggermont. 2020. *First evidence of plastic ingestion by Red-billed Tropicbirds Phaethon aethereus from St. Eustatius, Caribbean Netherlands*. Marine Ornithology, 48: 157-160.

- Madeiros, J., N. Carlile y D. Priddel. 2012. *Breeding biology and population increase of the Endangered Bermuda Petrel Pterodroma cahow*. Bird Conservation International, 22:35-45.

- Madge, S. y E. De Juana. 2020. *Eurasian Jackdaw (Corvus monedula), version 1.0*. In: Del Hoyo, J., A. Elliott, J. Sargatal, D.A. Christie y E. De Juana (Eds.). *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.

- Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds.). 2004. *Libro Rojo de las aves de España*. Ministerio de Medio Ambiente-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.

- MAGRAMA. 2014. *Estrategia para la conservación de la cerceta pardilla (Marmaronetta angustirostris), focha moruna (Fulica cristata) y malvasía cabeciblanca (Oxyura leucocephala) en España*. Versión aprobada por Comisión Estatal para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad el 24 de julio de 2013 y por Conferencia Sectorial el 7 de octubre de 2013.

- Mampel, T., V. Bros, A. Fàbrega, J. Torrentó y A. Peris. 2014. *Distribució i estatus dels rapinyaires forestals diürns al Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l'Obac*. In: Duran, C. y Al. (eds.). *VIII Trobada d'Estudiosos de Sant Llorenç del Munt i l'Obac: 76-81*. Diputació de Barcelona. Barcelona.

- Mancinelli, G., P. Chainho, L. Cilenti, S. Falco, K. Kapiris, G. Katselis y F. Ribeiro. 2017. *On the Atlantic blue crab (Callinectes sapidus Rathbun 1896) in southern European coastal waters: Time to turn a threat into a resource?*. Fisheries Research, 194: 1-8.

- Manrique, J., G. Ballesteros y G. López-Iborra. 2004. *Camachuelo trompetero. Bucanetes githagienus zedlitzi*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España: 373-375*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.

- Manrique, J., G. Ballesteros, R. Barone y G. López-Iborra. 2003. *Camachuelo trompetero. Bucanetes githagineus*. In: Martí, R. y J.C. Del Moral (Eds.). *Atlas de aves de reproductoras de España: 590-591*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.

- Manzano, J., P. Méndez-Fernández, E. Gil-Jiménez, D. Romero y M. Ferrer. 2021. *Temporal trends of inorganic elements in a common kestrel (Falco tinnunculus) population from south west Spain*. Environmental Pollution, 274: 116447.

- Máñez, M. y J.L. Arroyo. 2014. *Las aves acuáticas del censo aéreo*. In: Román, J. y M. Vila (Eds.). *Censos aéreos de aves acuáticas en Doñana. Cuarenta años de seguimiento de procesos naturales: 83-141*. CSIC/Catarata, Madrid.

- Máñez, M. y M. Rendón-Martos (Eds.). 2009. *El morito común, la espátula común y el flamenco común en España. Población en 2007 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.

- Máñez, M. 1991. *Estado actual en el Parque Nacional de Doñana de las especies de aves incluidas en la "Lista Roja de los vertebrados de España" en las categorías de "En peligro" y "Vulnerable"*. Jornadas de Zonas Húmedas Andaluzas. Fuente de Piedra, 20-22 abril 1990: 41-49.

- Máñez, M. 2001. *Cigüeña negra, ciconia nigra*. In: CMA-Junta de Andalucía. *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía: 94-95.* Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.

- Máñez, M., D. Pérez-Aranda, F. Ibáñez, L. García, H. Garrido y R. Moreno-Opo. 2004. *Fumarel cariblanco, Chlidonias hybrida*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España: 257-259*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.

- Máñez, M., J.L. Arroyo, J.L. Del Valle, F. Ibáñez, A. Martínez, C. Moreno, R. Rodríguez y R. Rodríguez. 2021. *Espacio Natural de Doñana. Programa de Emergencias, control epidemiológico y seguimiento de fauna silvestre de Andalucía. Seguimiento de aves acuáticas. Reproducción 2020.* Informe inédito. Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible de la Junta de Andalucía-Estación Biológica de Doñana. Sevilla.

- Máñez, M., J.L. Arroyo, J.L. Del Valle, L. García, F. Ibáñez, A. Martínez, C. Moreno y R. Rodríguez. 2020. *Espacio Natural de Doñana. Seguimiento de Aves Acuáticas. Reproducción 2020. Programa de emergencias, control epidemiológico y seguimiento de fauna silvestre de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente-Estación Biológica de Doñana.

- Máñez, M., J.L. Arroyo, J.L. Del Valle, L. García, F. Ibáñez, A. Martínez, C. Moreno, R. Rodríguez y R. Rodríguez. 2021. *Espacio Natural de Doñana. Seguimiento de Aves Acuáticas. Reproducción 2020. Programa de emergencias, control epidemiológico y seguimiento de fauna silvestre de Andalucía*. Informe Inédito. Consejería de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Sostenible de la Junta de Andalucía-Estación Biológica de Doñana. Sevilla.

- Máñez, M., L. García, F. Ibáñez, H. Garrido, J.L. Del Valle, J.L. Arroyo, A. Chico, R. Rodríguez, A. Martínez y I. San Martín. 2009. *El Morito común*. In: Máñez, M. y M. Rendón-Martos (Eds.). *El morito, la espátula y el flamenco en España. Población en 2007 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.

- Máñez, M., L. García, F. Ibáñez, H. Garrido, J.L. Del Valle, J.L. Arroyo, A. Chico, R. Rodríguez, A. Martínez y I. San Martín. 2009. *La espátula común*. In: Máñez, M. y M. Rendón-Martos (Eds.). *El morito, la espátula y el flamenco en España. Población en 2007 y método de censo: 33-56*. SEO/BirdLife. Madrid.

- Máñez, M., L. García, F. Ibáñez, H. Garrido, J.M. Espinar, J.L. Arroyo, J.L. Del Valle, A. Chico, A. Martínez y R. Rodríguez. 2010. *Endangered Waterbirds at Doñana Natural Space*. In: Hurford, C., M. Schneider y I. Cowx (Eds.). *Conservation Monitoring in Freshwater Habitats. A Practical Guide and Case Studies: 357-373*. Springer. Dordrecht.

- Máñez, M., L. García, J.L. Arroyo del Valle, R. Rodríguez, A. Chico, A. Martínez, y I. San Martín. 2012. *Variación geográfica de la riqueza de especies invernantes en la península Ibérica. Morito común, Plegadis falcinellus*. In: SEO/BirdLife. *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010: 154-155*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife. Madrid.

- Mañosa, S., G. Bota, J. Estrada y F. Cuscó. 2015. *Una oportunidad para el sisón en Cataluña*. Quercus, 356: 24-35.

- MAPA. 2020. *Anuario de Estadística Forestal. Estadística anual de caza*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.

- MAPAMA. 2017. *Superficies y producciones anuales de cultivos*.

- Marcelino, J., F. Moreira, S. Mañosa, F. Cuscó, M.B. Morales, E.L. García de la Morena, G. Bota, J.M. Palmeirim y J.P. Silva. 2018. *Tracking data of the Little Bustard Tetrax tetrax in Iberia shows high anthropogenic mortality*. Bird Conservation International, 28(4): 509-520.

- Marchesi, L. y F. Sergio. 2005. *Distribution, density, diet and productivity of the Scops Owl Otus scops in the Italian Alps*. Ibis, 147: 176-187.

- Margalida, A. y J.M. Martínez (Eds.). 2020. *El quebrantahuesos en España, población reproductora en 2018 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.

- Margalida, A. y J.M. Martínez (Eds.). 2020. *El quebrantahuesos en España, población reproductora en 2018 y método de censo.* Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos (CSIC-UCLM-JCCM), Ciudad Real, España.

- Margalida, A. y R. Mateo. 2019. *Illegal killing of wildlife in Europe continues*. Science. 363: 6432.

- Margalida, A., D. García, J. Bertran y R. Heredia. 2003. *Breeding biology and success of the Bearded Vulture (Gypaetus barbatus) in the eastern Pyrenees*. Ibis, 145: 244-252.

- Margalida, A., J. Bertran y R. Heredia. 2009. *Diet and food preferences of the endangered Bearded vulture Gypaetus barbatus: a basis for their conservation*. Ibis, 151: 235-243.

- Margalida, A., J. Jiménez, J.M. Martínez, J.A. Sesé, D. García-Ferré, A. Llamas y B. Arroyo. 2020. *An assessment of population size and demographic drivers of the Bearded Vulture using integrated population models*. Ecological Monographs, 90(3): e01414.

- Margalida, A., J.A. Donázar, J. Bustamante, F. Hernández y M. Romero-Pujante. 2008b. *Application of a predictive model to detect long-term changes in nest-site selection in the Bearded Vultures: conservation in relation to territory shrinkage*. Ibis, 150: 242-249.

- Margalida, A., J.M. Martínez, A. Gómez de Segura, M.A. Colomer, R. Arlettaz y D. Serrano. 2017. *Supplementary feeding and young extraction from the wild are not a sensible alternative to captive breeding for reintroducing bearded vultures Gypaetus barbatus*. Journal of Applied Ecology, 54: 334-340.

- Margalida, A., J.M. Pérez-García y R. Moreno-Opo. 2017. *European policies on livestock carcasses management did not modify the foraging behavior of a threatened vulture*. Ecological Indicators, 80, 66-83.

- Margalida, A., J.M. Pérez-García, I. Afonso, y R. Moreno-Opo. 2016. *Spatial and temporal movements in Pyrenean bearded vultures (Gypaetus barbatus): integrating movement ecology into conservation practice*. Scientific Reports, 6(1): 1-12.

- Margalida, A., M. Carrete, D. Hegglin, D. Serrano, R. Arenas y J.A. Donázar. 2013. *Uneven large-scale movement patterns in wild and reintroduced pre-adult bearded vultures: conservation implications*. PLoS ONE, 8: e65857.

- Margalida, A., M. Carrete, J.A. Sanchez-Zapata y J.A. Donazar. 2012. Good news for European vultures. Science, 335(6066): 28.

- Margalida, A., R. Heredia, M. Razin y M. Hernández. 2008a. *Sources of variation in mortality of the Bearded Vulture Gypaetus barbatus in Europe*. Bird Conservation International, 18(1): 1-10.

- Mariné, R. y J. Dalmau. 2000. *El mussol pirinenc: un argument per conservar el medi subalpí*. Aigüerola, 10: 2-5.

- Mariné, R. y J. Dalmau. 2001. *Estudi sobre la població catalana de mussol pirinenc*. Informe inédito para el Departament de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya.

- Mariné, R., A. Bonada y D. Saavedra. 2002. *Cens de la població de mussol pirinenc (Aegolius funereus) a Catalunya*. Informe inédito para el Departament de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya.

- Mariné, R., L. Lorente, J. Dalma y A. Bonada. 2003. *Mochuelo Boreal, Aegolius funereus*. In: Marti, R. y J.C. Del Moral. *Atlas de las Aves Reproductoras de España: 326-327*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.

- Marion, L., P. Ulenaers y J. Van Vessem. 2000. *Herons in Europe*. In: Kushlan, J.A. y J.A. Hancock. *Heron conservation: 1-31*. Academic Press, San Diego.

- Marques, A., R. Martins, J.P. Silva, J. Palmeirim y F. Moreira. 2021. *Power line routing and configuration as major drivers of collision risk in two bustard species*. Oryx, 55(3): 442-451.

- Márquez-Ferrando, R., J. Figuerola, J.C.E.W. Hooijmeijer y T. Piersma. 2014. *Recently created man-made habitats in Doñana provide alternative wintering space for the threatened Continental European black-tailed godwit population*. Biological Conservation, 171: 127-135.

- Martí, R. y J.C. Del Moral (Eds.) 2003a. *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Sociedad Española de Ornitología. Madrid.

- Martí, R. y J.C. Del Moral (Eds.). 2003b. *La Invernada de aves acuáticas en España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SEO/BirdLife. Organismo Autónomo Parque Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

- Martí, R. 1988. *Cerceta carretona, Anas querquedula*. Notes faunístiques. Butlletí Parc Natural Delta de l'Ebre, 3: 44.

- Martín, A. y J.A. Lorenzo. 2001. *Aves del archipiélago canario*. Francisco Lemus Editor. Arafo, Tenerife.

- Martín, A., A. Suárez-Pérez, E. Rodríguez y D. Afonso. 2013. *Sobre la antigua presencia de palomas endémicas en la isla de Gran Canaria (islas Canarias)*. Revista de la Academia Canaria de Ciencias, 25: 135-140.

- Martín, A., E. Hernández, M. Nogales, V. Quilis, O. Trujillo y G. Delgado. 1990. *El Libro Rojo de los Vertebrados Terrestres de Canarias*. Caja Canarias. Santa Cruz de Tenerife.
- Martín, A., G. Delgado, M. Nogales y Al.. 1989. *Premières données sur la nidification du Puffin des Anglais (Puffinus puffinus), du Pètrel-Frégate (Pelagodroma marina) et de la Sterne de Dougall (Sterna dougallii) aux îles Canariese*. L'Oiseau et la Revue francaise d'ornithologie, 59: 73-83.
- Martín, A., J. Romero, A. Suárez-Pérez, F.J. Sosa, G. Albaladejo, M. Hernández, D. Afonso y T.A. Almeida. 2020. *Reintroducción de la paloma rabiche en Gran Canaria*. Cabildo de Gran Canaria y Fundación Foresta. Las Palmas de Gran Canaria.
- Martín, A., J.A. Lorenzo, M.A. Hernández, M. Nogales, F.M., Medina, J.D. Delgado, J.J. Navarro, V. Quilis y G. Delgado. 1997. *Distribution, status and conservation of the Houbara bustard Chlamydotis undulata Fuertaventurae Rothschild y Hartert, 1894, in the Canary Islands*, November-December 1994. Ardeola, 44: 61-69.
- Martín, A., M. Nogales, M.A. Hernández, J.A. Lorenzo, F. Medina y J.C. Rando. 1996. *Status, conservation and habitat selection of the Houbara Bustard Chlamydotis undulata fuertaventurae on Lanzarote (Canary Islands)*. Bird Conservation International, 6(3): 229-239.
- Martín, A., M. Nogales, V. Quilis, G. Delgado, E. Hernández, O. Trujillo y F. Santana. 1987. *Distribución y estatus de las aves marinas nidificantes en el Archipiélago Canario con vistas a su conservación*. Universidad de La Laguna. Informe inédito para Dirección General de Medio Ambiente y Conservación de la Naturaleza. Gobierno de Canarias.
- Martín, A., M.A. Hernández, J.A. Lorenzo, M. Nogales y C. González. 2000. *Las palomas endémicas de Canarias*. Viceconsejería de Medio Ambiente del Gobierno de Canarias y SEO/BirdLife. Santa Cruz de Tenerife. España.
- Martin, A.H. 1987. *Atlas de las aves nidificantes en la isla de Tenerife*. Instituto de Estudios Canarios.
- Martín, B., C.A. Martín, C. Palacín, P. Sastre, C. Ponce y C. Bravo. 2014. *Habitat preferences of sympatric sandgrouse during the breeding season in Spain: a multi-scale approach*. European Journal of Wildlife Research, 60: 625-636.
- Martín, C.A., C. Martínez, L.M. Bautista y B. Martin. 2012. *Population increase of the Great Bustard Otis tarda in its main distribution area in relation to changes in farming practices*. Ardeola, 59: 31-42.
- Martín, C.A., F. Casas, F. Mougeot, J.T. García y J. Viñuela. 2010. *Seasonal variations in habitat preferences of the pin-tailed sandgrouse in agrarian pseudo-steppes*. Ardeola, 57: 191-198.
- Martín, C.A., J.C. Alonso, J.A. Alonso, C. Palacín, M. Magaña y B. Martín. 2007. *Sex-biased juvenile survival in a bird with extreme size dimorphism, the great bustard Otis tarda*. Journal of Avian Biology, 38: 335-346.
- Martin, J., J. Thibault y V. Bretagnolle. 2000. *Black rats, island characteristics, and colonial nesting birds in the Mediterranean: consequences of an ancient introduction*. Conservation Biology, 14: 1452-1466.
- Martin, P.A., S.R. De Solla y P. Ewins. 2003. *Chlorinated hydrocarbon contamination in Osprey eggs and nestlings from the Canadian Great Lakes basin, 1991-1995*. Ecotoxicology, 12(1-4): 209-224.
- Martín-Carbajal, J. y M. Siverio. 2017. *Implementando acciones de manejo del águila pescadora Pandion haliaetus en las islas Canarias: actuaciones para facilitar el seguimiento de sus nidos en Tenerife y La Gomera*. Dirección General de Protección de la Naturaleza del Gobierno de Canarias-Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER), UE. Informe inédito.
- Martínez, C. 2011. *Sisón común – Tetrax tetrax*. In: Salvador, A. y M.B. Morales (Eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.

- Martínez, C., J.L. Roscales, A. Sanz-Aguilar y J. González-Solís. 2019. *Inferring the wintering distribution of the mediterranean populations of European storm petrel (Hydrobates pelagicus ssp. melitensis) from stable isotope analysis and observational field data*. Ardeola, 66:13-32.
- Martínez, G. 1995. *Zarapito real Numenius arquata*. *Ardeola,* 42 (2): 222.
- Martínez, G., X. Vázquez, J. Mouriño y L.J. Salaverri. 2004. *Zarapito Real Numenius arquata*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España:* 236-237. Dirección General para la Biodiversidad -SEO/BirdLife. Madrid.
- Martinez, J.A., I. Zuberogoitia, J.E. Martinez, J. Zabala y F. Calvo. 2007. *Patterns of territory settlement by Eurasian scops owls Otus scops in altered semi-arid landscapes*. J. Arid Environ., 69: 400-409.
- Martínez, J.E. y J.F. Calvo. 2006. *Alcotán europeo, Falco subbuteo*. In: VVAA. *Libro Rojo de los vertebrados de la Región de Murcia*. Dirección General de Medio Natural. Consejería de Industria y Medio Ambiente.
- Martínez, J.L. y M. Suárez. 2007. *Fenología migratoria y movimientos primaverales de la codorniz común en las Islas Baleares*. Anuari Ornitològic de les Balears, 22: 49-58.
- Martínez, M.J. (SEO-Monticola). 2003. *Anillamiento y censo de Codornices en la Comunidad de Madrid (2002-2003)*.
- Martínez, R., 2011. *Biología de la especie*. In: Canut, J., D. Garcia-Ferré y I. Afonso (eds.). *Manual de conservación y manejo del hábitat del urogallo pirenaico.* Dirección General de Medio Natural y Política Forestal. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino. Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació I Medi Natural. Serie Manuales de gestión de especies amenazadas. Madrid.
- Martínez-Abraín, A., J. Crespo, J. Jiménez, J.A. Gómez y D. Oro. 2009. *Is the historical war against wild life over in southern Europe?*. Animal Conservation, 12: 204-208.
- Martínez-Abraín, A., J. González-Solis, V. Pedrocchi, M. Genovart, J.C. Abella, X. Ruiz, J. Jiménez y D. Oro. 2003. *Kleptoparasitism, disturbance and predation of yellow-legged gulls on Audouin's gulls in three colonies of the western Mediterranean*. Sci. Mar., 67(Suppl.2): 89-94.
- Martínez-Abraín, A., P. Santidrián Tomillo, J. Mouriño, S. Tenan y D. Oro. 2019. *Delayed predator-prey collapses: the case of black-legged kittiwakes and Iberian sardines*. Marine Ecology Progress Series, 631: 201-207.
- Martínez-Fresno, M., N. Henriques-Gil y P. Arana. 2008. *Mitochondrial DNA sequence variability in red-legged partridge, Alectoris rufa, Spanish populations and the origins of genetic contamination from A. chukar*. Conservation Genetics, 9: 1223-1231.
- Martinez-Haro, M., A.J. Green y R. Mateo. 2011. *Effects of lead exposure on oxidative stress biomarkers and plasma biochemistry in waterbirds in the field*. Environmental research, 111(4): 530-538.
- Martínez-Haro, M., R. Guitart, G. Llorente y R. Mateo. 2005. *Seasonal and annual fluc- tuations of lead poisoning in waterfowl in the Ebro delta, Spain*. In: Pohlmeyer, K. (Ed.). *Extended Abstracts of the XXVIIth Congress of the International Union of Game Biologists: 146-147*. Hannover 2005. DSV-Verlag, Hamburg, Germany.
- Martínez-Padilla, J. y A. Estrada Acedo. 2021. *Estrés fisiológico en urogallos cantábricos (Tetrao urogallus cantabricus) silvestres y en cautividad: variaciones temporales e implicaciones metodológicas*. Ecosistemas, 30(1): 2161.
- Martínez-Padilla, J. 2013. *Cernícalo vulgar, Falco tinnunculus*. In: Martí, R. y J.C. Del Moral (Eds.). *Atlas de las aves reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza- Sociedad Española de Ornitología, Madrid.
- Martínez-Padilla, J. 2016. *Cernícalo vulgar – Falco tinnunculus*. In: Salvador, A. y M.B. Morales (Eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.

- Martínez-Padilla, J., A. Estrada y J. Caro. 2017. *Estudio de la influencia del estrés fisiológico en el declive poblacional del urogallo cantábrico*. Informe Técnico inédito. Principado de Asturias.
- Martínez-Padilla, J., D. López-Idiáquez, J.J. López-Perea, R. Mateo, A. Paz y J. Viñuela. 2017. *A negative association between bromadiolone exposure and nestling body condition in common kestrels: management implications for vole outbreaks*. Pest Management Science, 73: 364-373.
- Martínez-Vidal, R. 2011. *Perdiu serra. Perdix perdix*. In: Herrando, S., L. Brotons, J. Estrada, S. Guallar y M. Anton (Eds.). *Atles dels ocells de Catalunya a l'hivern 2006-2009: 156-157*. Institut Català d'Ornitologia/Lynx Edicions, Barcelona.
- Martínez-Vilalta, A. 1997. *Situación de las poblaciones reproductoras de aves limícolas*. In: Barbosa, A. (Ed.). *Las Aves Limícolas en España*. Ministerio de Medio Ambiente.
- Martínez-Vilalta, J., A. Bertolero, D. Bigas, J.Y. Paquet y A. Martínez-Vilalta. 2002. *Habitat selection of passerine birds nesting in the Ebro Delta reedbeds (NE Spain): management implications*. Wetlands, 22: 318-325.
- Marty, E. y M. Mossoll-Torres. 2011. *Point-count method for estimating rock ptarmigan spring density in the Pyrenean chain*. European Journal of Wildlife Research, 58(1): 357-363.
- Mas, R. y J. Muntaner. 2015. *Evolució de les colònies de cria de falcó marí Falco eleonorae a les Illes Balears*. In: Oliver Valls, J. y A. Alemany Ferrà (coord..). *Llibre verd de protecció d'espècies a les Balears: 295-299*.
- Mas, R. y J. Muntaner. 2015. *Recomptes i èxit reproductor de les colònies de Virot gros (Calonectris diomedea diomedea) a l'arxipèlag de Cabrera (1972-2014) i de l'illot des Pantaleu (2000-2013)*. Llibre verd de protecció d'espècies a les Balears, 2015: 249-254.
- Mas, R., E. Cardona, F. De Pablo y J. Mayol. 2015. *La població reproductora de gavina de peus grocs Larus michahellis a les Illes Balears, Abril 2015*. AnnuariAnuari Ornitologic de les Baleares, 30: 1-16.
- Masero, J.A., F. Santiago-Quesada, J.M. Sanchez-Guzman, A. Villegas, J.M. Abad-Gomez, R.J. Lopes, V. Encarnaçao, C. Corbacho y R. Moran. 2011. *Long lengths of stay, large numbers, and trends of the Black-tailed Godwit Limosa limosa in rice fields during spring migration*. Bird Conservation Internacional, 21: 12-24.
- Masero, J.A., J.M. Abad-Gómez, J.S. Gutiérrez, F. Santiago-Quesada, N.R. Senner, J.M. Sánchez-Guzmán, T. Piersma, J. Schroeder, J.A. Amat y A. Villegas. 2017. *Wetland salinity induces sex-dependent carry-over effects on the individual performance of a long-distance migrant*. Scientific Reports, 9: 6768.
- Mason, E.A. 1953. *Barn Swallow life history data based on banding records*. Bird-Banding, 24: 91-100.
- Massimino, D., I.D. Woodward, M.J. Hammond, S.J. Harris, D.I. Leech, D.G. Noble, R.H. Walker, C. Barimore, D. Dadam, S.M. Eglington, J.H. Marchant, M.J.P. Sullivan, S.R. Baillie y R.A. Robinson. 2017. *BirdTrends 2017: trends in numbers, breeding success and survival for UK breeding birds*. Research Report 704. BTO, Thetford.
- Matcott, J., S. Baylis y R.H. Clarke. 2019. *The influence of petroleum oil films on the feather structure of tropical and temperate seabird species*. Marine Pollution Bulletin, 138: 135-144.
- Mateo, R. 1998. *Estudio de la intoxicación por ingestión de perdigones de plomos en aves silvestres en España*. Tesis doctoral. Universidad Autónoma Barcelona.
- Mateo, R. 2009. *Lead poisoning in wild birds in Europe and the regulations adopted by different countries*. In: Watson, R.T. M. Fuller, M. Pokras y W.G. Hunt (Eds.). *Ingestion of Lead from Spent Ammunition: Implications for Wildlife and Humans: 71-98*. The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA. DOI: 10.4080/ilsa.2009.0107.
- Mateo, R., A.J. Green, C.W. Jeske, V. Urios y C. Gerique. 2001. *Lead poisoning in the globally threatened Marbled Teal and White-headed Duck in Spain*. Environmental Toxicology and Chemistry, 20(12): 2860-2868.

- Mateo, R., I.S. Sánchez-Barbudo, P.R. Camarero y J.M. Martínez. 2015. *Risk assessment of bearded vulture (Gypaetus barbatus) exposure to topical antiparasitics used in livestock within an ecotoxicovigilance framework*. Science of the Total Environment, 536: 704-712.

- Mateo, R., J. Belliure, J.C. Dolz, J.M. Aguilar Serrano y R. Guitart. 1998. *High Prevalences of Lead Poisoning in Wintering Waterfowl in Spain*. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 35(2): 342-347.

- Mateo, R., J. Carrillo y R. Guitart. 2000. *p,p´-DDE residues in eggs of European Kestrel Falco tinnunculus from Tenerife, Canary Islands, Spain*. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 65: 780-785.

- Mateo, R., R. Guitart y A.J. Green. 2000. *Determinants of lead shot, rice, and grit ingestion in ducks and coots*. Journal of Wildlife Management, 64: 939-947.

- Mateo-Tomás, P. y P.P. Olea. 2010. *Diagnosing the causes of territory abandonment by the Endangered Egyptian vulture Neophron percnopterus: the importance of traditional pastoralism and regional conservation*. Oryx, 44(3): 424-433.

- Mateo-Tomás, P., P.P. Olea y I. Fombellida. 2010. *Status of the Endangered Egyptian vulture Neophron percnopterus in the Cantabrian Mountains, Spain, and assessment of threats*. Oryx, 44(3): 434-440.

- Mateo-Tomás, P., P.P. Olea, E. Mínguez, R. Mateo y J. Viñuela. 2020. *Direct evidence of poison-driven widespread population decline in a wild vertebrate*. PNAS, 117(28): 16418-16423.

- Matheu, E., J. Del Hoyo, D.A. Christie, E.F.J. Garcia, G.M. Kirwan y P.F.D. Boesman. 2020. *Eurasian Spoonbill (Platalea leucorodia), version 1.0*. In: Del Hoyo, J., A. Elliott, J. Sargatal, D.A. Christie y E. De Juana (Eds.). *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.

- Matias, R. y P. Catry. 2010. *The diet of Atlantic Yellow-legged Gulls (Larus michahellis atlantis) at an oceanic seabird colony: estimating predatory impact upon breeding petrels*. European Journal of Wildlife Research, 56(6): 861-869.

- Matović, N., B. Cadiou, D. Oro y A. Sanz-Aguilar. 2017. *Disentangling the effects of predation and oceanographic fluctuations in the mortality of two allopatric seabird populations*. Population Ecology, 59: 225-238.

- Mattsson, B.J., P. Mateo-Tomás, A. Aebischer, S. Rösner, F. Kunz, E.M. Schöll, S. Åkesson, D. De Rosa, D. Orr-Ewing, D. De la Bodega, G. Maciorowski, U. Mammen, J. De la Puente, M. Kolbe, M. Ferrer, A. Millon, R. Raab, S. Vyhnal, G. Ceccolini, A. Godino, G. Crespo-Luengo, J.A. Sánchez-Agudo, J. Martínez, J.J. Iglesias-Lebrija, E. Ginés, M. Cortés, J.I. Dean y J. Viñuela. (en revisión). *Enhancing monitoring and transboundary collaboration for conserving migratory species under global change: the priority case of the red kite (Milvus milvus)*. Global Change Biology.

- Mauck, R.A., D.C. Dearborn y C.E. Huntington. 2018. *Annual global mean temperature explains reproductive success in a marine vertebrate from 1955 to 2010*. Global Change Biology, 24: 1599-1613.

- Mayol, J. 1981. *Evaluación de las colonias mallorquinas de halcón de Eleonara, Falco elonorae Gené, durante el verano de 1981*. Bol. Est. Central de Ecología, 20: 21-26.

- Mayordomo, S., J. Prieta y M. Cardalliaguet. 2015. *Aves de Extremadura, vol. 5. 2009-2014*. SEO/BirdLife y Junta de Extremadura.

- McGowan, P.J.K., G.M. Kirwan y E.F.J. Garcia. 2020. *Barbary Partridge (Alectoris barbara), version 1.0*. In: Del Hoyo, J., A. Elliott, J. Sargatal, D.A. Christie y E. De Juana (Eds.). *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.

- McGowan, P.J.K., G.M. Kirwan y P.F.D. Boesman. 2020. *Red-legged Partridge (Alectoris rufa), version 1.0*. In: Del Hoyo, J., A. Elliott, J. Sargatal, D.A. Christie y E. De Juana (Ed.) *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.

- McGowan, P.J.K., G.M. Kirwan, E. De Juana, y P.F.D. Boesman. 2020. *Common Quail (Coturnix coturnix), version 1.0*. In: Del Hoyo, J., A. Elliott, J. Sargatal, D.A. Christie y E. DE Juana (Eds.). *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. https://doi.org/10.2173/bow.comqua1.01.
- Meade-Waldo, E.G. 1893. *XV.—List of Birds observed in the Canary Islands*. Ibis, 35(2): 185-207.
- Medina, F.M. y A. Martín. 2009. *A new invasive species in the Canary Islands: a naturalized population of ferrets Mustela furo in La Palma Biosphere Reserve*. Oryx, 44(1): 41-44.
- Medina, F.M. y M. Nogales. 2009. *A review on the impacts of feral cats (Felis silvestris catus) in the Canary Islands: implications for the conservation of its endangered fauna*. Biodiversity and Conservation, 18(4): 829-846.
- Medina, F.M. y Martín, A. 2010. *A new invasive species in the Canary Islands: a naturalized population of ferrets Mustela furo in La Palma Biosphere Reserve*. Oryx, 44: 41. doi:10.1017/S0030605309990743
- Medina, F.M. 2007. *Pardela pichoneta, Puffinus puffinus*. In: Lorenzo, J.A. (Ed.). *Atlas de las aves nidificantes en el archipiélago canario (1997-2003)*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SEO/BirdLife. Madrid.
- Medina, F.M. 2014. *Rehabilitación De Fauna Silvestre En La Isla De La Palma Durante El Periodo 2002-2009*. Revista de Estudios Generales de la Isla de La Palma, 6: 85-98.
- Medina, F.M., M. López-Darias, M. Nogales y R. García. 2008. *Food habits of feral cats (Felis silvestris catus L.) in insular semiarid environments (Fuerteventura, Canary Islands).* Wildlife Research, 35(2): 162-169.
- Melendro, J. y A. Rodriguez Valverde. 1977. *Censo de Láridos y Pelecánidos invernantes en la costa de Pontevedra*. Ardeola, 22: 74-83.
- Mellone, U., P. López-López, R. Limiñana y V. Urios. 2012. *Wintering habitats of Eleonora's Falcons Falco eleonorae in Madagascar*. Bird Study, 59: 29-36
- Mellone, U., P. López-López, R. Limiñana y V. Urios. 2013b. *Summer pre-breeding movements of Eleonora's Falcons Falco eleonorae revealed by satellite telemetry: implications for conservation*. Bird Conservation International, 23: 487-494.
- Mellone, U., P. López-López, R. Limiñana, G. Piasevoli y V. Urios. 2013a. *The trans-equatorial loop migration system of Eleonora's falcon: differences in migration patterns between age classes, regions and seasons*. Journal of Avian Biology, 44: 417-426
- Méndez, M., J.L. Tella y J.A. Godoy. 2011. *Restricted gene flow and genetic drift in recently fragmented populations of an endangered steppe bird*. Biological Conservation, 144(11): 2615-2622.
- Méndez, M., M. Vögeli, J.L. Tella y J.A. Godoy. 2014. *Joint effects of population size and isolation on genetic erosion in fragmented populations: finding fragmentation thresholds for management*. Evolutionary Applications, 7: 506-518.
- Méndez, X., J. Serapio y M. Suárez. 2019. *La población reproductora de picaplatges camanegre Charadrius alexandrinus a les Illes Balears*. Anuari Ornitològic de les Balears: revista d'observació, estudi i conservació dels aucells, 34: 80-85.
- Ménoni, E. y Y. Magnani. 1998. *Human disturbance of grouse in France*. Grouse News, 15: 4-8.
- Mermod, M., T.S. Reichlin, R. Arlettaz y M. Schaub. 2009. *The importance of ant-rich habitats for the persistence of the Wryneck Jynx torquilla on farmland*. Ibis, 151(4): 731-742.
- Meunier, F.D., C. Verheyden y P. Jouventin. 1999. *Bird communities of highway verges: influence of adjacent habitat and roadside management*. Acta Oecologica, 20: 1-13.

- Miguélez, D. 2021a. *Bases científico-técnicas para la conservación del carricerín cejudo Acrocephalus paludicola en España y en sus comunidades autónomas*. Fundación Global Nature. Fuentes de Nava, Palencia.
- Miguélez, D. 2021b. *Borrador de estrategia para la conservación del carricerín cejudo Acrocephalus paludicola en España*. Fundación Global Nature. Fuentes de Nava, Palencia.
- Miguélez, D., J. García, V. Castro, C. Zumalacárregui, B. Fuertes y R. González-Jáñez. 2015. *Use as stopover site of Aquatic Warbler Acrocephalus paludicola in a abandoned gravel pit in inland Spain*. Wetlands Ecology and Management, 23: 855-864.
- Mihoub, J.-B., O. Olivier Gimenez, P. Philippe Pilard y F. Sarrazin, F. 2010. *Challenging conservation of migratory species: Sahelian rainfalls drive first-year survival of the vulnerable Lesser Kestrel Falco naumanni*. Biological Conservation, 143(4): 839-847.
- Militão, T., A. Sanz-Aguilar, A. Rotger y R. Ramos. 2021. *Non-breeding distribution and at-sea activity patterns of the smallest European seabird, the European storm petrel (Hydrobates pelagicus)*. 7th World Seabird Twitter Conference. 4-6 May 2021.
- Millon, A., J.L. Bourrioux, C. Riols y V. Bretagnolle. 2002. *Comparative breeding biology of hen and Montagu's harriers: an eight-year study in north-eastern France*. Ibis, 144: 94-105.
- Milsom, T.P., S.D. Langton, W.K. Parkin, D.S. Allen, J.D. Bishop y J.D. Hart. 2001. *Coastal grazing marshes as a breeding habitat for skylarks Alauda arvensis*. In: Donald, P.F., Vickery, J.A. (eds.). *The ecology and Conservation of Skylarks Alauda arvensis: 41-51*. RSPB, Sandy.
- Mínguez, E. 2004. *Paíño europeo, Hydrobates pelagicus*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (eds.). *Libro Rojo de las Aves de España: 55-57*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.
- Mínguez, E., D. Oro, E. De Juana y A. Martínez-Abraín. 2003. *Mediterranean seabird conservation: what can we do?*. Scientia Marina, 67 (S2): 3-6.
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 2014. *Orden AAA/1260/2014, de 9 de julio, por la que se declaran Zonas de Especial Protección para las Aves en aguas marinas españolas*.
- Mischenko, A. (Ed.), M. Janaus, A. Kozulin, A. Kuresoo, Y. Mineev, O. Mineev, L. Raudonikis, V. Serebryakov, S. Svazas y J. Viksne. 2010. *Northern Pintail, Anas acuta*. In: Viksne, J., S. Svazas, A. Czajkovski, M. Janaus, A. Mischenko, A. Kozulin, A. Kuresoo y V. Serebryakov. *Atlas of Duck populations in Eastern Europe: 71-89*. Vilnius, Akstis.
- MITECO. 2011. *Directrices técnicas para la gestión de la alimentación de especies necrófagas en España*. Documento aprobado por la Conferencia Sectorial de Medio Ambiente 13 de julio de 2011. Madrid.
- MITECO. 2016. *Evaluación de criterios para la consideración de situación Crítica de Marmaronetta angustirostris*. Comité de Flora y Fauna Silvestres. Octubre de 2016.
- MITECO. 2018. *Estrategia para la conservación del águila imperial ibérica Aquila adalberti en España y Portugal*. Aprobada por la Conferencia Sectorial de Medio Ambiente el 26 de julio de 2018. Ministerio para la Transición Ecológica.
- MITECO. 2019. *Actas Definitivas de la reunión del grupo de trabajo de situación crítica de la cerceta pardilla*. Comité de Flora y Fauna Silvestres. Alcázar de San Juan, Ciudad Real, 11 de diciembre de 2019.
- MITECO. 2019. *Evaluación de actuaciones desarrolladas en 2018. Presentación de resultados de genotipados y estima poblacional de urogallo cantábrico*. Actas Definitivas de la reunión del grupo de trabajo de situación crítica del urogallo cantábrico. Comité de Flora y Fauna Silvestres. Oviedo, 25 de enero de 2019.

- MITECO. 2019. *Informe del Artículo 12 de la Directiva 2009/147/CE de aves (Sexenio 2013 - 2018)*. Status and trends of bird populations: datasets from Article 12, Birds Directive 2009/147/EC reporting — European Environment Agency (europa.eu)
- MITECO. 2021a. *Situación actual y perspectivas de conservación y restauración de los humedales españoles hasta 2030*. Informe con motivo del día internacional de los humedales y 50 aniversario del Convenio Ramsar.
- MITECO. 2021b. *Reunión del grupo de trabajo del urogallo pirenaico. Exposición de la situación actual*. Comité de Flora y Fauna Silvestres. Reunión telemática, 12 de marzo de 2021.
- MNHN, UICN Comité Français, LPO, SEOF y OFB. 2020. *La Liste rouge des espèces menacées en France - Chapitre des Oiseaux nicheurs de France métropolitaine*. Paris, France. Rapport d'évaluation.
- Moleón, M., J.M. Gil, J. Bautista y A. Román. 2016. *Escalada: crece una nueva amenaza para las rapaces rupícolas*. Quercus, 368: 26-32.
- Molina, B. y F. Martínez. 2008. *El aguilucho lagunero en España. Población en 2006 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Molina, B. y J. Prieta. 2012. *Ánade rabudo, Anas acuta*. In: SEO/BirdLife. *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010: 86-87*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife. Madrid.
- Molina, B. y J. Prieta. 2012. *Vencejo común, Apus apus*. In: SEO/BirdLife. *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010:* 584. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife. Madrid.
- Molina, B. y J.C. Del Moral. 2005. *La Cigüeña Blanca (Ciconia ciconia) en España. VI Censo Internacional (2004)*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Molina, B. y V. Escandell. 2020. *La evolución de la codorniz común según los datos del programa SACRE*. In: SEO/BirdLife. *Programas de seguimiento y grupos de trabajo de SEO/BirdLife 2019*: 10-11. SEO/BirdLife. Madrid.
- Molina, B. (Ed.). 2009. *Gaviota reidora, sombría y patiamarilla en España. Población en 2007-2009 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Molina, B. (Ed.). 2013. *El cormorán grande en España. Población reproductora e invernante en 2012-2013 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.
- Molina, B. (Ed.). 2015. *El milano real en España. III Censo Nacional. Población invernante y reproductora en 2014 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.
- Molina, B. 2009. *Ánade rabudo*. In: Palomino, D. y B. Molina (Eds.). *Aves acuáticas reproductoras en España. Población en 2007 y método de censo: 49-51*. SEO/BirdLife, Madrid.
- Molina, B. 2009. *Porrón moñudo*. In: Palomino, D. y B. Molina (eds.). *Aves acuáticas reproductoras en España. Población en 2007 y método de censo: 65-67*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Molina, B. 2011. *Censo nacional de aves acuáticas invernantes, enero 2009*. In: Escandell, V., D. Palomino, B. Molina, A. Leal, C. Remacha, A. Bermejo, J. De la Puente y J.C. Del Moral (Eds.). *Programas de seguimiento de SEO/BirdLife en 2009-2010: 22-25*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Molina, B. 2012. *Porrón moñudo, Aythya fuligula*. In: SEO/BirdLife. *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010: 98-99*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife. Madrid.
- Molina, B. 2012. *Silbón europeo, Anas penelope*. In: SEO/BirdLife. *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010: 78-79*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife. Madrid.
- Molina, B. 2012. *Tarro blanco, Tadorna tadorna*. In: SEO/BirdLife. *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010: 77-78*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife. Madrid.

- Molina, B. 2018. *Censo de las aves acuáticas en invierno*. In: Del Moral, J.C., B. Molina, V. Escandell, A. Bermejo, A. Leal, J. De la Puente, E. Escudero y A. Nebrada. 2018. *Programas de seguimiento de avifauna y grupos de trabajo*. SEO/BirdLife.
- Molina, B. 2018. *Censo de las aves acuáticas en invierno. Programa de seguimiento de avifauna y grupos de trabajo*. SEO/BirdLife.
- Molina, B. 2019. *Censo de las aves acuáticas en invierno*. In: SEO/BirdLife. *Programas de seguimiento y grupos de trabajo de SEO/BirdLife 2018: 54-55*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Molina, B., J. Prieta y J.A. Lorenzo. 2012. *Noticiero ornitológico*. Ardeola, 59: 167-194.
- Molina, B., J. Prieta y J.A. Lorenzo. 2014. *Noticiero ornitológico*. Ardeola, 61: 197-231.
- Molina, B., J. Prieta y J.A. Lorenzo. 2018. *Noticiero ornitológico*. Ardeola, 65: 315-344.
- Molina, B., J. Prieta, J. y J.A. Lorenzo. 2016. *Noticiario ornitológico*. Ardeola, 63(2): 419-446.
- Molina, B., J. Prieta, J.A. Lorenzo y C. López Jurado. 2019. *Noticiario ornitológico*. Ardeola, 66(1): 205-255.
- Molina, B., J. Prieta, J.A. Lorenzo y C. López Jurado. 2019. *Noticiario ornitológico*. Ardeola 66(2): 381-419.
- Molina, B., J. Prieta, J.A. Lorenzo y C. López Jurado. 2020. *Noticiario ornitológico*. Ardeola, 67(1): 185-227.
- Molina, B., J. Prieta, J.A. Lorenzo y C. López Jurado. 2021. *Noticiario ornitológico*. Ardeola, 68(1): 265-313.
- Molina, B., J. Prieta, J.A. Lorenzo y C. López-Jurado. 2020. *Noticiario ornitológico*. Ardeola, 67: 449-494.
- Molina, B., J. Prieta. J.A. Lorenzo y C. López-Jurado. 2014. *"Noticiario Ornitológico"*. Ardeola, 61(2): 435-468.
- Molina, B., J. Prieta. J.A. Lorenzo y C. López-Jurado. 2018. *"Noticiario Ornitológico"*. Ardeola, 65(1): 141-182.
- Molina, B., J. Prieta. J.A. Lorenzo y C. López-Jurado. 2019. *"Noticiario Ornitológico"*. Ardeola, 66(1): 205-255.
- Molina, B., J. Prieta. J.A. Lorenzo y C. López-Jurado. 2021. *"Noticiario Ornitológico"*. Ardeola, 68(1): 265-313.
- Molina, B., J.L. Postigo, A.R. Muñoz y J.C. Del Moral (Eds.). 2016. *La cotorra argentina en España, población reproductora en 2015 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Molina, B., M. Máñez y F. Ibáñez. 2003. *Ánade rabudo, Anas acuta*. In: Martí, R. y J.C. Del Moral (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España: 138-139*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- Molina, B., M. Máñez y F. Ibáñez. 2004. *Ánade rabudo, Anas acuta*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife, Madrid.
- Molina, B., R. Moreno-Opo y J.A. Lorenzo. 2003. *Noticiero ornitológico*. Ardeola, 50: 339-355.
- Molina. B., J. Prieta, J.A. Lorenzo y C. López-Jurado. 2012. *Noticiario ornitológico*. Ardeola, 59(2): 413-453.
- Molina. B., J. Prieta, J.A. Lorenzo y C. López-Jurado. 2015. *Noticiario ornitológico*. Ardeola, 62(2): 509-550.
- Molina. B., J. Prieta, J.A. Lorenzo y C. López-Jurado. 2017. *Noticiario ornitológico*. Ardeola, 64(1): 237-271.
- Molina. B., J. Prieta, J.A. Lorenzo y C. López-Jurado. 2018. *Noticiario ornitológico*. Ardeola, 65(1): 141-182.
- Molina-López, R.A., J. Casal y L. Darwich. 2011. *Causes of Morbidity in Wild Raptor Populations Admitted at a Wildlife Rehabilitation Centre in Spain from 1995-2007: A Long Term Retrospective Study*. PlosOne, 6(9): e24603.

- Møller, A.P. 1989. *Population dynamics of a declining Swallow Hirundo rustica population*. Journal of Animal Ecology, 58: 1051-1063.
- Møller, A.P. 1994. *Sexual selection and the Barn Swallow*. Oxford University Press, Oxford, United Kingdom.
- Møller, A.P. 2001. *The effect of dairy farming on Barn Swallow Hirundo rustica abundance, distribution and reproduction*. Journal of Applied Ecology, 38: 378-389.
- Mollet, P., M. Kéry, B. Gardner, G. Pasinelli y J.A. Royle. 2015. *Estimating population size for capercaillie (Tetrao urogallus L.) with spatial capture-recapture models based on genotypes from one field sample*. PLoS One, 10: 129020.
- Monrós, J.S., J.M. Neto, F. Arcos, P. Vera, y E.J. Belda. 2018. *El escribano palustre en España y Portugal. Población reproductora en 2015 y método de censo*. Universitat de València-Universitat Politécnica de València-SEO/BirdLife. Madrid.
- Monrós, J.S., J.M. Neto, P. Vera, E.J. Belda. 2017. *El Escribano Palustre en España. II Censo Nacional y I Censo Ibérico (2015)*. Universitat de València – Universitat Politècnica de València – SEO/BirdLife.
- Montadert, M. 2013. *Tétras lyre et dérangement touristique: Synthèse bibliographique*. Rapport commandé par la Fédération Départementale des Chasseurs de l'Isère.
- Montalvo, T. y Al. 2004. *Corriol camanegre. Charadrius alexandrinus*. In: Estrada, J., V. Pedrocchi, L. Brotons y S. Herrando (eds.). *Atlas dels ocells nidificants de Catalunya 1999-2002: 218-219*. Institut Català d'Ornitologia (ICO)/ Lynx edicions. Barcelona.
- Montalvo, T. y J. Figuerola. 2006. *The distribution and conservation of the Kentish Plover Charadrius alexandrinus in Catalonia*. Revista Catalana d'Ornitologia, 22: 1-8.
- Montalvo, T. y J. Figuerola. 2011. *Corriol camanegre. Charadrius alexandrinus*. In: Herrando, S., L. Brotons, J. Estrada, S. Guallar y M. Anton (eds.). *Atles dels ocells de Catalunya a l'hivern 2006-2009*. Institut Català d'Ornitologia (ICO)/Lynx Edicions. Barcelona.
- Monteiro, L.R., J.P. Granadeiro y R.W. Furness. 1998. *Relationship between mercury levels and diet in Azores seabirds*. Marine Ecology Progress Series, 166: 259-265.
- Montero, J.A. 2009. *El águila pescadora se reproduce de nuevo en la península ibérica*. *Quercus*, 281: 58-59.
- Montesdeoca, N., P. Calabuig, J.A. Corbera y J. Orós. 2016. *Causes of admission for raptors to the Tafira Wildlife Rehabilitation Center, Gran Canaria Island, Spain: 2003-2013*. Journal Wildlife Disease, 52(3): 647-652.
- Monti, F., F. Delfour, V. Arnal, S. Zenboudji, O. Duriez y C. Montgelard. 2018. *Genetic connectivity among osprey populations and consequences for conservation: philopatry versus dispersal as key factors*. Conserv. Genet., 19: 839-851.
- Montoya, A., X. Cabodevilla, J.A. Fargallo, E. Biescas, G. Mentaberre y D. Villanúa. (En prensa). *Vertebrate diet of the Common Kestrel (Falco tinnunculus) and Barn Owl (Tyto alba) in rain-fed crops; implications to the Pest control programs*. European Journal of Wildlife Research.
- Morais, L. 1995. *Avaliaçao do estado da populaçao de Arau-Comum Uria aalge do arquipélago das Berlengas*. Informe inédito para Instituto de Conservaçao da Natureza.
- Morales, M., J. Traba, y B. Arroyo. 2015. *El declive del sisón en el centro de España*. Quercus, 356: 36-43.
- Morales, M.B. y E.L. Garcia de la Morena. 2001. *Recherche des zones d'hivernage des Outardes canepetière sfrançaises hivernant en Espagne (hiver 2000-2001)*. Rapport LPO/ LifeNature/ Ministère de l'Environment. París.
- Morales, M.B., F. Suárez, E.L. García de la Morena y E. De Juana. 2002. *Movimientos estacionales e invernada del Sisón*. Quercus, 193: 34-39.

- Morales, M.B., J.J. Oñate, I. Guerrero y L. Meléndez. 2015. *Influence of landscape and field level agricultural management on a Mediterranean farmland winter bird community*. Ardeola, 62: 49-65.
- Morales, M.B., S. Mañosa, V. Bretagnolle, A. Villiers, E. Garcia de la Morena. 2021. *Migration, movements and non-breeding ecology*. In: Bretagnolle, V., J. Traba y M.B. Morales (Eds.). *Little Bustard Ecology and Conservation*. Springer Wildlife Research Monographs. Springer, Berlin. En prensa.
- Morales, M.B., V. Bretagnolle y B. Arroyo. 2005. *Viability of the endangered Little Bustard Tetrax tetrax population of western France*. Biodiversity and Conservation, 14 (13): 3135-3150.
- Morán-Luis, M., A. Fameli, B. Blanco-Fontao, A. Fernández-Gil, R. Rodríguez-Muñoz, M. Quevedo, P. Mirol y M.J. Bañuelos. 2014. *Demographic status and genetic tagging of endangered capercaillie in NW Spain*. PLoS One, 9: e99799.
- Morán-Luis, M.C. 2017. *Movimientos individuales, demografía y viabilidad de una población amenazada: el Urogallo Cantábrico*. Tesis Doctoral. Facultad de Biología. Universidad de Oviedo.
- Morant, J., J.M. Abad-Gomez, T. Álvarez, Á. Sanchez, I. Zuberogoitia y P. Lopez-Lopez. 2020. *Winter movement patterns of a globally endangered avian scavenger in south-western Europe*. Scientific reports, 10(1): 1-11.
- Morenilla, J.D. 2001. *La recuperación del cernícalo primilla (Falco naumanni) en el noroeste de la Región de Murcia*. Actas del IV Congreso Nacional sobre el cernícalo primilla: 282-286. Comunidad de Madrid.
- Morenilla, J.D. 2018. *Anillamiento, divulgación y conservación, medios para la recuperación del cernícalo primilla (Falco naumanni) en Caravaca, noroeste de Murcia*. Revista de Anillamiento SEO/BirdLife, 37: 34-45.
- Moreno Arroyo, B., J.A. Torres Esquivias y R.F. Vega Pozuelo. 2009. *Influencia de las gomillas elásticas sobre la conservación de malvasía cabeciblanca (Oxyura leucocephala): manejo y control en las lagunas del sur de Córdoba*. Oxyura. Revista sobre las zonas húmedas, 12 (1): 61-70.
- Moreno, A.C. y F. Rodríguez. 2007. *Pinzón azul, Fringilla teydea*. In: Lorenzo, J.A. (ed.). *Atlas de las aves nidificantes en el archipiélago canario (1997-2003): 431-434*. Dirección General de la Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- Moreno, A.C., L.M. Carrascal, A. Delgado, V. Suárez y J. Seoane. 2018. *Striking resilience of an island endemic bird to a severe perturbation: the case of the Gran Canaria Blue Chaffinch*. Animal Biodiversity and Conservation, 41: 131-140.
- Moreno-Mateos D., J.M. Rey-Benayas, L. Pérez-Camacho, E. De la Montaña, S. Rebollo y L. Cayuela, 2011. *Effects of land use on nocturnal birds in a Mediterranean agricultural landscape*. Acta Ornithol., 46: 173-182.
- Moreno-Opo, R. y A. Margalida. 2014. *Conservation of the Cinereous Vulture Aegypius monachus in Spain (1966-2011): a bibliometric review of threats, research and adaptive Management*. Bird Conservation International, 24 (2): 178-191.
- Moreno-Opo, R. y F. Guil (Coord.). 2007. *Manual de gestión del hábitat y de las poblaciones de buitre negro en España*. Dirección General para la Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Moreno-Opo, R. 2003. *Martin pescador común, Alcedo atthis*. In: Martí, R. y J.C. Del Moral (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España: 342-343*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- Moreno-Opo, R. 2004. *Martin pescador común, Alcedo atthis*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España: 295-296*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.

- Moreno-Opo, R., A. Trujillano, A. Arredondo, L.M. González y A. Margalida. 2015. *Manipulating size, amount and appearance of food inputs to optimize supplementary feeding programs for European vultures*. Biological Conservation, 181: 27-35.
- Moreno-Opo, R., I. Afonso, J. Jiménez, M. Fernández-Olalla, J. Canut, D. García-Ferré, J. Piqué, F. García, J. Roig, J. Muñoz-Igualada, L.M. González y J.V. López-Bao. 2015. *Is It Necessary Managing Carnivores to Reverse the Decline of Endangered Prey Species? Insights from a Removal Experiment of Mesocarnivores to Benefit Demographic Parameters of the Pyrenean Capercaillie*. PLoS ONE 10(10): e0139837. doi:10.1371/journal.pone.0139837
- Moreno-Opo, R., M. Fernández-Olalla, F. Guil, A. Arredondo, R. Higuero, M. Martín, C. Soria y J. Guzmán. 2011. *The role of ponds as feeding habitat for an umbrella species: best management practices for the black stork Ciconia nigra in Spain*. Oryx, 45(3): 448-455.
- Moreno-Opo, R., M. Máñez, D. Pérez-Aranda, F. Ibáñez, L. García y H. Garrido. 2003. *Fumarel cariblanco, Chlidonias hybrida*. In: Martí, R. y J.C. Del Moral (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España: 284-285*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- Moreno-Zarate, L., A. Estrada, W. Peach y B. Arroyo. 2020. *Spatial heterogeneity in population change of the globally threatened European turtle dove in Spain: The role of environmental favourability and land use*. Diversity and Distributions, 26(7): 818-831.
- Moreno-Zarate, L., B. Arroyo y W. Peach. 2021. *Effectiveness of hunting regulations for the conservation of a globally-threatened species: The case of the European turtle-dove in Spain*. Biological Conservation, 256: 109067.
- Mori, E., L. Ancillotto, M. Menchetti y D. Strubbe. 2017. *The early bird catches the nest: Possible competition between scops owls and ring-necked parakeets*. Anim. Conserv., 20: 463-470.
- Morinha, F., P. Travassos, F. Seixas, A. Martins, R. Bastos, D. Carvalho, P. Magalhaes, M. Santos, E. Bastos y J.A. Cabral. 2014. *Differential mortality of birds killed at wind farms in Northern Portugal*. Bird Study, 61: 255-259.
- Moss, R., N. Picozzi, R.W. Summers y D. Baines. 2000. *Capercaillie Tetrao urogallus in Scotland – demography of a declining population*. Ibis, 142(2): 259-267.
- Mougeot, F., A. Benítez-López, F. Casas, J.T. Garcia y J. Viñuela. 2014. *A temperature-based monitoring of nest attendance patterns and disturbance effects during incubation by ground-nesting sandgrouse*. Journal of Arid Environments 102: 89-97.
- Mougeot, F., A. Wolf y G. Bota. 2020. *Pin-tailed sandgrouse Pterocles alchata*. In: Keller, V., S. Herrando, P. Voříšek, M. Franch, M. Kipson, P. Milanesi, D. Martí, M. Anton, A. Klvanová, M.V. Kalyakin, H-G. Bauer y R. Foppen (eds.). *European Breeding Bird Atlas 2. Distribution, Abundance and Change*. Lynx Editions, Barcelona, Spain.
- Mougeot, F., J.T. García y J. Viñuela. 2011. *Breeding biology, behaviour, diet, and conservation of the red kite (Milvus milvus), with particular emphasis on Mediterranean populations*. In: Zuberogoitia, I. y J.E. Martinez (Eds.). *Ecology and conservation of European forest-dwelling raptors: 190-204*. Diputación Foral de Bizkaia.
- Mougeot, F., M. Fernández-Tizón, R. Tarjuelo, A. Benítez-López y J. Jiménez. 2021. *La ganga ibérica y la ganga ortega en España, población reproductora en 2019 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.
- Mouriño J., A. Bermejo y X. Rodríguez-Silvar. 2016. *Censo e evolución recente dos efectivos reprodutores de gabita Haematopus ostralegus en Galicia*. Comunicación en el IX Congreso Galego de Ornitoloxía, Pontevedra.
- Mouriño, J. y F. Sierra. 1995. *Censo de gaivotas (L. cachinnans, L. fuscus e R. tridactyla) nidificantes nas illas Sisargas e cabo Vilán*. In: Munilla, I. y J. Mouriño (Eds.). *Actas do II Congreso Galego de Ornitoloxía: 139-151*. Universida-

de de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela.

- Mouriño, J. 1995. *Rissa tridactyla*. In: Salaverri, L.J. y I. Munilla (Eds.). *II Anuario das Aves de Galicia 1994*.

- Mouriño, J. 2009. *Ostrero Euroasiático*. In: Palomino, D. y B. Molina (Eds.). *Aves acuáticas. reproductoras en España. Población en 2007 y método de censo: 98-104*. SEO/BirdLife. Madrid.

- Mouriño, J. 2013. *Pode ser considerada a gralla pequena (Corvus monedula) como unha especie ameazada en Galicia?. Revisión da súa situación actual e proceso de desaparición das poboacións costeiras*. Comunicación oral no VIII Congreso Galego de Ornitoloxía, Cabana de Bergantiños, 25-27 de xaneiro de 2013.

- Mouriño, J. 2017. *Uria aalge*. In: Calleja, D., D. Rodríguez Vieites y C. Romay (coord.). *XV Anuario das Aves de Galicia 2007*. Sociedade Galega de Ornitoloxía, Santiago de Compostela.

- Mouriño, J., F. Arcos y A. Alcalde. 2005. *Arao común, Uria aalge*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds.) *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.

- Mulero-Pázmány, M., S. Jenni-Eiermann, N. Strebel, T. Sattler, J.J. Negro, y Z. Tablado. 2017. *Unmanned aircraft systems as a new source of disturbance for wildlife: A systematic review*. Plos One, 12: e0178448.

- Munilla, I. y A. Velando. 2008. *Plan Integral de Recuperación e Conservación das Aves Mariñas Ameazadas de Galicia*. Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible, Dirección Xeral de Conservación da Natureza, Xunta de Galicia.

- Munilla, I. 2017. *Seguimento e avaliación da poboación reprodutora de corvo mariño cristado (Phalacrocorax aristotelis), pardela cincenta (Calonectris diomedea), arao común (Uria aalge) e gaivota tridáctila (Rissa tridactyla) en Galicia*. Consellería de Medio Ambiente e Ordenación do Territorio, Xunta de Galicia.

- Munilla, I. 2018. *Estado de Conservación de las aves marinas nidificantes en el Parque Nacional de las islas Atlánticas de Galicia*. Informe para el Parque Nacional Marítimo-Terrestre de las islas atlánticas de Galicia.

- Munilla, I., C. Díez y A. Velando. 2007. *Are edge bird populations doomed to extinction? A retropective analysis of the common guillemot collapse in Iberia*. Biological Conservation, 137: 359-371.

- Munilla, I., J.M. Arcos, D. Oro, D. Alvarez, P.M. Leyenda y A. Velando. 2011. *Mass mortality of seabirds in the aftermath of the Prestige oil spill*. Ecosphere, 2(7): 1-14.

- Munilla, I., M. Genovart, V.H. Paiva y A. Velando. 2016. *Colony Foundation in an Oceanic Seabird*. Plos ONE, 11(2): e0147222.

- Muntaner, J. 2003. *Halcón de Eleonora, Falco eleonora*. In: Martí, R. y J.C. Del Moral. (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España: 202-203*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Sociedad Española de Ornitología. Madrid.

- Muntaner, J. 2015. *Evolució poblacional del voltor negre (Aegypius monachus), voltor lleonat (Gyps fulvus) i milà (Milvus milvus) a les Illes Balears fins 2014*. In: Valls, J.O. y A. Alamany (Eds.). *Llibre verd de protecció d'espècies a les Balears: 275-282*. Monografies de la Societat d'Història Natural de les Balears 20. Palma de Mallorca.

- Muntaner, J. 2018. *Censo de la población del buitre negro en Islas Baleares en 2017*. In: Del Moral, J.C. *El buitre negro en España, población reproductora en 2017 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.

- Muntaner, J., X. Ferrer y A. Martínez-Vilalta. 1984. *Atlas dels ocells nidificants de Catalunya i Andorra*. Ketres. Barcelona.

- Muñoz-Adalia, E.J., F. Jubete, C. Zumalacárregui y V. Baglione. 2015. *Hydrological management in a restored wetland affects stopover ecology of Aquatic Warbler: The case of La Nava wetland, Northern Spain*. Ornithological Science, 14: 89-98.

- Muñoz-Fuentes, V., A.J. Green, J.J. Negro y M.D. Sorenson. 2005. *Population structure and loss of genetic diversity in the endangered white-headed duck, Oxyura leucocephala*. Conservation Genetics, 6(6): 999-1015.
- Muñoz-Fuentes, V., C. Vilà, A.J. Green, J.J. Negro y M.D. Sorenson. 2007. *Hybridization between white-headed ducks and introduced ruddy ducks in Spain*. Molecular ecology, 16(3): 629-638.
- Musil, P. 2006. *A review of the effects of intensive fish production on waterbird breeding populations. Waterbirds around the world*. In: Boere, G.C., C.A. Galbraith y D.A. Stroud (Eds.). *Waterbirds Around the World: 520-521*. The Stationery Office, Edinburgh, UK.
- Musil, P., R. Pichlová, P. Veselý y J. Cepák. 1997. *Habitat selection by waterfowl broods on intensively managed fishponds in South Bohemia (Czech Republic)*. Wetlands International Publication, 43: 169-176.
- Musilová, Z., P. Musil, J. Zouhar y S. Poláková. 2014. *Nest survival in the Reed Bunting Emberiza schoeniclus in fragmented wetland habitats: the effect of nest-site selection*. Ornis Fennica, 91: 138-148.
- Musseau, R., L. Boutault y S. Beslic. 2018. *Rapid losses of intertidal salt marshes due to global change in the Gironde estuary (France) and conservation implications for marshland passerines*. Journal of Coastal Conservation, 22: 443-451.
- Nadal, J., C. Ponz y A. Margalida. 2018. *Synchronizing biological cycles as key to survival under a scenario of global change: The Common quail (Coturnix coturnix) strategy*. Science of the Total Environment, 613-614: 1295-1301.
- Nagy, S. (Comp.). 2009. *International single species action plan for the Western Palearctic population of Great Bustard, Otis tarda tarda*. BirdLife International y European Commission.
- Navarrete, J. 2016. *Estado actual de las especies de aves de la Península Tingitana en Ceuta*. Revista de Anillamiento, 35: 82-93.
- Navarro, J. y J. González-Solís. 2009. *Environmental determinants of foraging strategies in Cory's shearwater*. Marine Ecology Progress Series, 374: 259-267.
- Navarro, J.D. y F. Robledano (Coords.). 1995. *La Cerceta Pardilla Marmaronetta angustirostris en España*. Colección Técnica. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- Neave, R. 1994. *Canary Islands. The European Bird Report, May-June 1994. Bird News*. Birdwtach, 26: 55.
- Nebel, S., A. Mills, J.D. McCracken y P.D. Taylor. 2010. *Declines of aerial insectivores in North America follow a geographic gradient*. Avian Conservation and Ecology, 5: 1.
- Negro, J.J., J. Bustamante, C. Melguizo, J.L. Ruiz, y J.M. Grande. 2000. *Noctural activity of lesser kestrels under artificial lighting conditions in Seville, Spain.* Journal of Raptor Research, 34: 327-329.
- Nessi, A. 2020. *Analisi della dieta e presenza dimicroplastiche in borre di martin pescatore (Alcedo atthis) nella valle del Ticino*. University of Milan, Master tesis.
- Newbery, P., N. Schäffer y K. Smith. 1999. *European Union Bittern Botarus stellaris Action Plan*. European Union Action Plans for 8 Priority Birds Species.
- Nicastro, K.R., R. Lo Savio, C.D. McQuaid, P. Madeira, U. Valbusa, F. Azevedo, M. Casero, C. Lourenço y G.I. Zardi. 2018. *Plastic ingestion in aquatic-associated bird species in southern Portugal*. Marine Pollution Bulletin, 126: 413-418.
- Noble, R.A.A., J.P. Harvey y I.G. Cowx. 2004. *Can management of freshwater fish populations be used to protect and enhance the conservation status of a rare, fish-eating bird, the bittern, Botaurus stellaris, in the UK?*. Fisheries Management and Ecology, 11: 291-302.

- Nogales, M. y F.M. Medina. 2009. *Trophic ecology of feral cats (Felis silvestris f. catus) in the main environments of an oceanic archipelago (Canary Islands): an updated approach*. Mammalian Biology, 74(3): 169-181.
- Nogales, M., P. Marrero, D.P. Padilla y F.M. Medina. 2009. *The study of habitat use by censuses and molecular methods in birds: the case of two sympatric pigeons*. Bird Study, 56(3): 414-418.
- Nordström, M., J. Högmander, J. Nummelin, J. Laine, N. Laanetu y E. Korpimäki. 2002. *Variable responses of waterfowl breeding populations to long-term removal of introduced American mink*. Ecography, 25: 385-394.
- Noval, A. y X. Cortés. 2000. *Numenius arquata*. In: Álvarez-Balbuena, F., A. Vigil, C.M. Álvarez, M.E. Carballal y E. García (Eds.). *Aves raras y escasas en Asturias: 64*. Coordinadora Ornitolóxica d›Asturies. Gijón.
- Noval, A. 1975. *El Libro de la Fauna Ibérica. Aves*. Ed. Naranco. Oviedo.
- Novoa, C. y P. Aubry. 2018. *Estimation de l'abondance des mâles chanteurs de lagopède alpin à l'aide de dispositifs d'échantillonnage. Bilan des tests réalisés dans les Pyrénées de 2010 à 2017*. Rapport technique, DRE, ONCFS, France.
- Novoa, C. 1998. *La Perdrix Grise des Pyrenées dans les Pyrenées-Orientales. Utilisation de l'habitat, elements de demographie, incidence des brulages dirigés*. Tesis doctoral. Univ. Paris.
- Novoa, C., G. Astruc, A. Besnard y J. Desmet. 2016. *No short-term effects of climate change on the breeding of Rock Ptarmigan in the French Alps and Pyrenees*. Journal of Ornithology 157(3): 797-810.
- Novoa, C., J. Resseguier, D. García, R. Martínez-Vidal y J. Sola de la Torre. 2013. *Les translocations d'oiseaux sauvages: une voie pour la restauration des populations de tetraonides?*. Faune Sauvage, 300: 52-57
- Novoa, C., J. Ressenguier, B. Muffat-JOLY, J. Blanch Casadesus, M. Arvin-Bérod, J. Gracia Moya y J.-F. Desmet. 2020. *Natal Dispersal and Survival of Juvenile Rock Ptarmigan Lagopus Muta in the French Alps and Pyrenees*. Ardeola, 68(1):123-141.
- Novoa, C., J.F. Brent, D. Thillet, J. Sentilles, L.N. Ellison. 2003. *Are temperature loggers useful for studying nest disturbance in Rock ptarmigan Lagopus mutus?*. Avocetta, 27(2): 187-192.
- Novoa, C., J.F. Desmet, J.F. Brenot, B. Muffat-Joly, M. Arvin-Bérod, J. Resseguier y B. Tran. 2011. *Demographic traits of two alpine populations of Rock Ptarmigan*. In: Sandercock, B.K., K. Martin y G. Segelbacher (Eds.). *Ecology, conservation, and management of grouse: 267-280*. Studies in Avian Biology, no. 39, University of California Press, Berkeley, CA.
- Nyegaard, T., H. Meltofte, J. Tofft y M. Borch. 2014. *Truede og sjældne ynglefugle i Danmark 1998-2012 - With a summary in English: Rare and threatened breeding birds in Denmark 1998-2012*. Dansk Orn. Foren. Tidsskr., 108: 1-144.
- Obeso, J.R. y M.J. Bañuelos. 2003. *El urogallo Tetrao urogallus cantabricus en la Cordillera Cantábrica*. Servicio de Publicaciones de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente.
- Obeso, J.R. 2004. *Urogallo cantábrico Tetrao urogallus cantabricus*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.
- Olea, P.P. y V. Baglione. 2008. *Population trends of Rooks Corvus frugilegus in Spain and the importance of refuse tips*. Ibis, 150: 98-109.
- Olea, P.P., J. García, F. Fernández, J. Román, M. González-Vélez y C. Gutiérrez. 1997. *Situación actual de la población reproductora de Graja (Corvus frugilegus Linnaeus, 1758) en España*. Ardeola, 44: 3-7.

- Olioso, G. 2014. *Expansion du Corbeau freux Corvus frugilegus dans le midi méditerranéen français*. Ornithos, 21(5): 249-253.
- Oliveira, N., A. Henriques, J. Miodonski, J. Pereira, D. Marujo, A. Almeida, N. Barros, J. Andrade, A. Marçalo, J. Santos, I.B. Oliveira, M. Ferreira, H. Araújo, S. Monteiro, J. Vingada y I. Ramírez. 2015. *Seabird bycatch in Portuguese mainland coastal fisheries: An assessment through on-board observations and fishermen interviews*. Global Ecology and Conservation, 3: 51-61.
- Olsen, P. y J. Olsen. 1980. *Alleviating the impact of human disturbance on the breeding peregrine falcon. I. Ornithologists*. Corella, 2: 1-7.
- Oltra, C. y M.A. Gómez-Serrano. 1993. *Situación de la población nidificante de Chorlitejo Patinegro (Charadrius alexandrinus) en la Comunidad Valenciana*. In: Dies, J.I. y B. Dies (Eds.). *Anuario Ornitológico de la Comunidad Valenciana 1993: 146-148*. Estació Ornitològica de L'Albufera, SEO/BirdLife. Valencia.
- Oltra, C. y M.A. Gómez-Serrano. 1997. *Amenazas humanas sobre las poblaciones nidificantes de limícolas en ecosistemas litorales*. In: Barbosa, A. (coord.). *Las Aves Limícolas en España: 175-200*. Ministerio de Medio Ambiente, Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Madrid
- Onrubia, A. 2003. *Chocha Perdiz, Scolopax rusticola*. In: Martí, R. y J.C. Del Moral (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España: 258-259*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza – Sociedad Española de Ornitología, Madrid.
- Onrubia, A. 2012. *Chocha perdiz, Scolopax rusticola*. In: Del Moral, J.C., B. Molina, A. Bermejo y D. Palomino (Eds.). *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010: 260-261*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife. Madrid.
- Onrubia, A. 2012. *Perdiz pardilla. Perdix perdix*. En: Del Moral, J.C., B., Molina, A. Bermejo y D. Palomino (Eds.). *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010: 114-115*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife, Madrid.
- Onrubia, A. 2012. *Perdiz roja, Alectoris rufa*. In: SEO/BirdLife. *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010: 110-111*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife. Madrid
- Onrubia, A. 2012. Pico mediano *Dendrocopos medius*. In: SEO/BirdLife. *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010: 358-359*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife. Madrid.
- Onrubia, A., A. Lucio, J. Canut, M. Sáenz de Buruaga, J.L. Robles y F.J. Purroy. 2004. *Perdiz pardilla. Perdix perdix hispaniensis*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España: 185-188*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife, Madrid.
- Onrubia, A., A. Lucio, M. Sáenz de Buruaga, J.L. Robles y J. Canut. 2003. *Perdiz pardilla. Perdix perdix*. In: Martí, R. y J.C. Del Moral (Eds.). *Atlas de las aves reproductoras de España: 216-217*. Dirección General de Conservación de la naturaleza-Sociedad Española de ornitología, Madrid.
- Onrubia, A., H. Robles, M. Salas, P. González-Quirós y P. Pérez. 2003. *Pico mediano, Dendrocopos medius*. In: Martí, R. y J.C. Del Moral (eds.). *Atlas de las aves reproductoras de España: 358-359*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Onrubia, A., H. Robles, M. Salas, P. González-Quirós y P. Pérez. 2004. *Pico mediano, Dendrocopos medius*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (eds.). *Libro rojo de las aves de España: 304-307*. Ministerio de Medio Ambiente-SEO/BirdLife. Madrid.
- Onrubia, A., M. Sáenz de Buruaga, J.L. Robles, F.J. Purroy, J.M. López, J.F. Domínguez, A. Lucio y M. Campos. 2000. *La Perdiz Pardilla Perdix perdix hispaniensis en La Rioja. Situación Actual y Plan de Recuperación*. Consultora de Recursos Naturales S.L. Informe inédito para Consejería de Desarrollo Autonómico, Administraciones Públicas y Medio Ambiente. Gobierno de la Rioja.

- Oppel S., A.F. Raine, J.J. Borg, H. Raine, E. Bonnaud, K. Bourgeois y A.R. Breton. 2011. *Is the Yelkouan shearwater Puffinus yelkouan threatened by low adult survival probabilities?* Biological Conservation, 144(9): 2255-2263.

- Orellana Macías, J.M., y M.J. Perles Roselló. 2020. *A comparative analysis of methods for mapping groundwater pollution hazard: application to the Gallocanta Hydrogeologic Unit (Spain)*. Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles, 85.

- Orłowski, G. 2005. *Factors Affecting Road Mortality of the Barn Swallows Hirundo rustica in Farmland*. Acta Ornithologica, 40(2): 117-125.

- Orłowski, G., G. Siebielec, Z. Kasprzykowski, W. Dobicki, P. Pokorny, A. Wuczyński, R. Polechoński y T.D. Mazgajski. 2016. *Effect of spatial resolution of soil data on predictions of eggshell trace element levels in the Rook Corvus frugilegus*. Environmental Pollution, 219: 288-295.

- Orłowski, G., Z. Kasprzykowski, W. Dobicki, P. Pokorny, A. Wuczyński, R. Polechoński y T.D. Mazgajski. 2014. *Residues of chromium, nickel, cadmium and lead in Rook Corvus frugilegus eggshells from urban and rural areas of Poland*. Science of The Total Environment, 490: 1057-1064.

- Oro, D. y A. Martínez Vilalta. 1994. *Factors affecting kleptoparasitism and predation rates of Audouin's Gull Larus audouinii by the Yellow- legged Gull Larus cachinnans at the Ebro Delta*. Colonial Waterbirds, 17: 35-41.

- Oro, D. 1996a. *Colonial seabird breeding in dense and small sub-colonies: an advantage against aerial predators*. Condor, 98: 848-850.

- Oro, D. 1996b. *Are migrating Peregrine Falcons Falco peregrinus a threat to breeding Audouin's Gull Larus audouinii at the Ebro Delta?*. Colonial Waterbirds, 19: 270-272.

- Oro, D., A. De León, E. Mínguez y R.W. Furness. 2005. *Estimating predation on breeding European storm-petrels (Hydrobates pelagicus) by yellow-legged gulls (Larus michahellis)*. Journal of Zoology, 265: 421-429.

- Oro, D., J.S. Aguilar, J.M. Igual y M. Louzao. 2004. *Modelling demography and extinction risk in the endangered Balearic shearwater*. Biological Conservation, 116: 93-102.

- Oro, D., N. Baccetti, D. Boukhalfa, G. Eken, A. Elhili, V. Goutner, S. Karauz, C. Papaconstantinou, B. Recorbet y X. Ruiz. 2000. *Current breeding distribution and status of Audouin's gulls Larus audouinii in the Mediterranean*. In: Sultana, J. y P. Yésou (Eds.). *Monitoring and Conservation of Birds, Mammals and Sea Turtles of the Mediterranean and Black Seas: 69-80*. BirdLife Malta. Malta.

- Oro, D., R. Pradel y J.D. Lebreton. 1999. *The effects of nest predation and food availability on life history traits in Audouin's gull*. Oecologia, 118: 438-445.

- Orta, J., E. Streich y J.I. Gil. 1998. *Conservación de Especies Prioritarias en Humedales Mediterráneos: el avetoro (Botaurus stellaris)*. Proyecto LIFE-Naturaleza B4-3200/96/502. Seguimiento del Avetoro 1998, Parc Natural Alguamolls de l'Empordà. Informe inédito para el Departament de Medi Ambient, Generalitat de Catalunya.

- Orta, J., G.M. Kirwan, E.F.J. Garcia y J.S. Marks. 2020. *Eleonora's Falcon (Falco eleonorae), version 1.0*. In: Del Hoyo, J., A. Elliott, J. Sargatal, D.A. Christie y E. De Juana (Eds.). *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.

- Ortego, J. 2010. *Cernícalo primilla – Falco naumanni*. In: Salvador, A. y L.M. Bautista (Eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.

- Ortiz Lledó, Á. 2016. *Estudio de la ecología del fumarel cariblanco (Chlidonias hybrida) en el Parque Natural del Marjal de Pego-Oliva y otros humedales de la Comunidad Valenciana, España*. Facultad de Ciencias. Universidad de Alicante. Tesis doctoral.

- Ortiz Lledó, Á., J. Vidal Mateo y V. Urios Moliner. 2018. *Reproductive success of Whiskered Tern Chlidonias hybrida in eas-*

tern Spain in relation to water level variation. PeerJ 6: e4548.

- Ortiz Santaliestra, M.E., V. Alcaide, R. Mateo y F. Mougeot. 2020. *Egg overspray with herbicides and fungicides reduces survival of red-legged partridge chicks*. Environmental Science and Technology, 54: 12402-12411.

- Orueta, J.F. 2017. *Review of the implementation of the Species Action Plan for the White-headed Duck (Oxyura leucocephala)*. Report of Action A3 under the framework of Project LIFE EuroSAP (LIFE14 PRE/UK/002). SEO/BirdLife Spain (unpublished report).

- Osborne, P. (Ed.). 1986. Survey of the Birds of Fuerteventura Canary Islands: With Special Reference to the Status of the Canarian Houbara Bustard "*Chlamydotis undulata*" (No. 10). International *Council for Bird Preservation*.

- Owen, M., D. Callaghan y J. Kirby. 2006. *Guidelines on avoidance of introductions of non-native waterbird species*. Bonn, Alemania.

- Pacyna, A., C. Zumalacárregui, D. Miguélez, F. Jiguet, Z. Polkowska y K. Wojczulanis-Jakubas. 2017. *Mercury contamination, a potential threat to the globally endangered aquatic warbler Acrocephalus paludicola*. Environmental Science and Pollution Research, 24, 26478-26484.

- Pagh, F. y C. Penrennou. 2007. *Management Plan for Black-tailed Godwit (Limosa limosa) 2007 –2009*. Technical Report - 019 – 2007. European Commission (DG ENV B2).

- Pain, D.J., R. Mateo y R.E. Green. 2019. *Effects of lead from ammunition on birds and other wildlife: A review and update*. Ambio, 48(9): 935-953.

- Paiva, V.H., P. Geraldes, I. Ramírez, A. Meirinho, S. Garthe y J.A. Ramos. 2010b. *Foraging plasticity in a pelagic seabird species along a marine productivity gradient*. Marine Ecology Progress Series, 398: 259-274.

- Paiva, V.H., P. Geraldes, I. Ramírez, S. Garthe y J.A. Ramos. 2010a. *How area restricted search of a pelagic seabird changes while performing a dual foraging strategy*. Oikos, 119: 1423-1434.

- Palacín, C. y J.C. Alonso. 2008. *An updated estimate of the world status and population trends of the Great Bustard (Otis tarda)*. Ardeola, 55: 13-25.

- Palacín, C. y J.C. Alonso. 2010. *Avutardas en Segovia: vicisitudes de una población periférica*. Quercus, 290: 14-21.

- Palacín, C. y J.C. Alonso. 2018. *Failure of EU biodiversity strategy in Mediterranean farmland protected areas*. Journal for Nature Conservation, 42: 62-66.

- Palacín, C. 1994. *Datos sobre la alimentación de los pollos de Alcotán (Falco subbuteo) en la Campiña de Villalar (Valladolid)*. In: *Resúmenes del VI Congreso de Biología y Conservación de las Rapaces Mediterráneas*. 21-25 de septiembre de 1994. Palma de Mallorca.

- Palacín, C. 2003. Alcotán europeo, *Falco subbuteo*. In: Martí, R. y J.C. Del Moral (Eds.). *Atlas de las aves reproductoras de España*: 200-201. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

- Palacín, C. 2004. Alcotán europeo, *Falco subbuteo*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds). *Libro Rojo de las Aves de España*: 166-168. Madrid. Ministerio de Medio Ambiente y SEO/BirdLife.

- Palacín, C. 2007. *Comportamiento migratorio de la avutarda común en la península ibérica*. Tesis doctoral. Universidad Complutense de Madrid.

- Palacín, C. 2016. *Alcotán europeo*, *Falco subbuteo*. In: Salvador, A. y M.B. Morales (Eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.

- Palacín, C., y J.C. Alonso. 2018. *Failure of EU biodiversity strategy in Mediterranean farmland protected areas*. Journal for Nature Conservation, 42: 62-66.

- Palacín, C., J. Rodríguez, A. Peris y T. Mampel. 2021. Falcó mostatxut, *Falco subbuteo*. In: ICO. *Atles dels ocells nidificants de Catalunya (2015-2018)*. Institut Català d'Ornitologia (ICO)/Lynx Edicions, Barcelona (en prensa).
- Palacín, C., J.C. Alonso, C.A. Martín y J.A. Alonso. 2012. *The importance of traditional farmland areas for steppe birds: a case study of migrant female Great Bustards Otis tarda in Spain*. Ibis, 154: 85-95.
- Palacín, C., J.C. Alonso, C.A. Martín y J.A. Alonso. 2017. *Changes in bird migration patterns associated to human induced mortality*. Conservation Biology, 31: 106-115.
- Palacín, C., J.C. Alonso, C.A. Martín, J.A. Alonso, M. Magaña y B. Martín. 2004. Avutarda Común. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds). *Libro Rojo de las Aves de España: 209-213*. Ministerio de Medio Ambiente y SEO/BirdLife. Madrid.
- Palacio, L.M. y A. Bueno. 2021. *Confirmada la reproducción de una pareja de pico mediano Dendrocopos medius en el Pirineo aragonés*. In: Anuario Ornitológico de Aragón, AODA-Rocín. anuariorocin.blogspot.com
- Palacios, C.J. 2001. *Situación actual y distribución de las aves rapaces en las Islas Canarias*. Comunicación a las Primeras Jornadas Medioambientales de Fuerteventura. Pájara.
- Palacios, C.J. 2002. *Primeros datos sobre la fenología y biología reproductora del tarro canelo (Tadorna ferruginea) en Fuerteventura, islas Canarias (Aves: Anatidae)*. Vieraea, 30: 1-7.
- Palacios, C.J. 2004. *Alimoche Canario, Neophron percnopterus majorensis*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza. (Eds.). *Libro rojo de las aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.
- Palacios, J. y M. Rodríguez. 1999. *Guía de fauna de la Reserva "Las Lagunas de Villafáfila" (Peces. Anfibios. Reptiles. Mamíferos y Aves)*. Monografías de la Red de Espacios Naturales de Castilla y León. Junta de Castilla y León. Valladolid.
- Palacios, J. y M. Rodríguez. 2009. *Veinte años de seguimiento de fauna en la reserva de las lagunas de Villafáfila (Zamora)*. 5º Congreso Forestal Español, Ávila. Ed. S.E.C.F.- Junta de Castilla y León.
- Palomino, D. y B. Molina (Eds.). 2009. *Aves acuáticas reproductoras. Población en 2007 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.
- Palomino, D. y B. Molina (Eds.). 2009. *Aves acuáticas reproductoras en España. Población en 2007 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Palomino, D. y J. Valls. 2011. *Las rapaces forestales en España. Población reproductora en 2009-2010 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Palomino, D. y L.M. Carrascal. 2005. *Birds on novel island environments. A case study with the urban avifauna of Tenerife (Canary Islands)*. Ecological Research, 20: 611-617.
- Palomino, D. y Molina, B. 2009. *Cerceta común*. In: Palomino, D. y B. Molina (Eds.). *Aves acuáticas reproductoras en España. Población en 2007 y método de censo: 40-45*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Palomino, D. 2006. *El milano negro en España. I Censo Nacional (2005)*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Palomino, D. 2009. *Archibebe común*. In: Palomino, D. y B. Molina (Eds.). *Aves acuáticas reproductoras en España. Población en 2007 y método de censo: 141-144*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Palomino, D. 2009. *Cuchara común*. In: Palomino, D. y B. Molina (Eds.). *Aves acuáticas reproductoras en España. Población en 2007 y método de censo: 141-144*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Palomino, D. 2009. *Pato colorado*. In: Palomino, D. y B. Molina (Eds.). *Aves acuáticas reproductoras en España. Población en 2007 y método de censo: 141-144*. SEO/BirdLife. Madrid.

- Palomino, D. 2009. *Tarro blanco*. In: Palomino, D. y B. Molina (Eds.). *Aves acuáticas reproductoras en España. Población en 2007 y método de censo: 33-36*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Palomino, D. 2009. *Zampullín cuellinegro*. In: Palomino, D. y B. Molina (Eds.). *Aves acuáticas reproductoras en España. Población en 2007 y método de censo: 75-77*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Palomino, D. 2011. *Factors determining the large-scale seasonal abundance of the common kestrel in central Spain*. Ardeola, 58(1): 87-101.
- Palomino, D. 2012. *Cernícalo vulgar. Falco tinnunculus*. In: Del Moral, J.C., B. Molina, A. Bermejo y D. Palomino (Eds.). *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, SEO/BirdLife, Madrid.
- Palomino, D. 2016. *Milano negro – Milvus migrans*. In: Salvador, A. y M.B. Morales (Eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- Palomino, D., J. Seoane, L.M. Carrascal y C.L. Alonso. 2008. *Competing effects of topographic, lithological, vegetation structure and human impact in the habitat preferences of the Cream-coloured Courser*. Journal of Arid Environments, 72: 401-410.
- Paracuellos, M. 2009. *Charrán patinegro, Thalasseus sandvicensis*. *Noticiario Ornitológico*. Ardeola, 56(1): 167.
- Parc Natural del Delta de L'Ebre. 2021. *Programa de Seguimiento de Aves del Parc Natural del Delta de l'Ebre*. Datos inéditos.
- Parde, J.M. y A. Bonaventure. 1991. *Notes sur le statut et problemati- que de gestion du Lagopéde (Lagopus mutus pyrenaicus) en Comminges (Haute-Garonne, France)*. Acta Biol. Montana, 10: 99-108.
- Paredes, I., F. Ramirez, D. Aragonés, M. Bravo-Utrera, M. Forero y A. Green. 2021. *Ongoing anthropogenic eutrophication of the catchment area threatens the Doñana World Heritage Site (South-west Spain)*. Wetlands Ecology and Management, 29: 41-65.
- Paredes, I., F. Ramírez, D. Aragonés, M.A. Bravo, M.G. Forero y A.J. Green. 2021. *Ongoing anthropogenic eutrophication of the catchment area threatens the Doñana World Heritage Site (South-west Spain)*. Wetlands Ecology and Management, 29: 41-65.
- Paredes, I., N. Otero, A. Soler Gil, A.J. Green y D.X. Soto. 2020. *Agricultural and urban delivered nitrate pollution input to Mediterranean temporary freshwaters*. Agriculture, Ecosystems y Environment., 294. 106859. 10.1016/j.agee.2020.106859.
- Parejo M., J.S. Gutiérrez, A. Villegas, J.M. Abad-Gómez, E. González-Medina, J.G. Navedo, C. Corbacho, J.M. Sánchez-Guzmán y J.A. Masero. 2021. *Changes in body condition in Northern Pintails wintering in Southern Europe support the 'wintering strategy hypothesis'*. Ardea, 109: 33-40.
- Parejo, M. 2020. *Ánade rabudo – Anas acuta*. In: López, P., J. Martin y J.A. Amat (Eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- Parejo, M., J.S. Gutiérrez, J.G. Navedo, A. Soriano-Redondo, J.M. Abad-Gómez, A. Villegas, C. Corbacho, J.M. Sánchez-Guzman y J.A. Masero. 2019. *Day and night use of habitats by northern pintails during winter in a primary ricegrowing region of Iberia*. PLoS ONE, 14(7): e0220400.
- Parellada, X., D. Garcia-Ferré, J. Canut y D. Olivera. 2004. *Perdiu blanca Lagopus muta*. In: Estrada, J., V. Pedrochi, L. Brotons y S. Herrando (Eds.). *Atles dels ocells nidificants de Catalunya 1999-2002*. Institut Català d'Ornitologia (ICO)/Lynx Edicions, Barcelona.

- París, S., A. Barros y A. Sandoval. 2019. *Bases para la declaración de una ZEPA en el Golfo Ártabro*. CEIDA-Centro de Extensión Universitaria e Divulgación Ambiental de Galicia.
- Parslow J.L.F. y M.J. Everett. 1981. *Birds in need of special protection in Europe*. Council of Europe (Nature and Environment Series, 24). Estrasburgo.
- Pasinelli, G. y K. Schiegg. 2006. *Fragmentation within and between wetland reserves: the importance of spatial scales for nest predation in reed buntings*. Ecography, 29: 721-732.
- Pasinelli, G. 2003. *Dendrocopos medius Middle Spotted Woodpecker*. BWP Update, 5: 49-99.
- Paterson, A.M. 1997. *Las Aves Marinas de España y Portugal*. Lynx Edicions. Barcelona.
- Pavón-Jordán, D. y Al. 2019. *Habitat-and species-mediated short-and long-term distributional changes in waterbird abundance linked to variation in European winter weather*. Diversity and Distributions, 25(2): 225-239.
- Pavón-Jordán, D., A. Santangeli y A. Lehikoinen. 2017. *Effects of flyway wide weather conditions and breeding habitat on the breeding abundance of migratory boreal waterbirds*. Journal of avian biology, 48(7): 988-996.
- Payo-Payo, A., D. Oro, J.M. Igual, L. Jover, C. Sanpera y G. Tavecchia. 2015. *Population control of an overabundant species achieved through consecutive anthropogenic perturbations*. Ecological Applications, 8: 2228-2239.
- Paz, A., D. Jareño, L. Arroyo, J. Viñuela, B. Arroyo, F. Mougeot, J.J. Luque-Larena y J.A. Fargallo. 2013. *Avian predators as a biological control system of common vole (Microtus arvalis) populations in north-western Spain: experimental set-up and preliminary results*. Pest Management Science, 69(3): 444-450.
- Peach, W.J., G.M. Siriwardena y R.D. Gregory. 1999. *Long-term changes in over-winter survival rates explain the decline of reed buntings Emberiza schoeniclus in Britain*. Journal of Applied Ecology, 36: 798-811.
- Pearce-Higgins, J.W., P. Dennis, M.J. Whittingam y D.W. Yaldens. 2010. *Impacts of climate on prey abundance account for fluctuations in a population of a northern wader at the southern edge of its range*. Global Change Biology, 16: 12-23.
- Pelayo, E. y F.J. Sampietro. 2000. *Incidencia de los tendidos eléctricos sobre aves sensibles en Aragón*. Publicaciones del Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón. Serie: Investigación. Zaragoza.
- Perdomo, A.C. 2002. El sistema de cultivo en gavias de Fuerteventura (Islas Canarias – España): la gestión del agua en un espacio árido. In: Palerm Viqueiras, J. (Eds.). *Antología sobre pequeño riego. Riego no convencional. Vol III.: 161-185*.
- Perea, J.L., M. Morales y J. Velasco. 1990. *El alimoche (Neophron percnopterus) en España. Población, distribución, problemática y conservación*. Colección Técnica. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- Perennou, C. (Comp.). 2009. *European Union Management Plan, 2009-2011. Common quail, Coturnix coturnix*. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 2009.
- Pérez Trincado, G. y G.M. López-Iborra. 2009. *Seguimiento de núcleos poblacionales remanentes de alzacola (Cercotrichas galactotes) en la Comunidad Valenciana e investigación de las causas de su fracaso reproductor*. Conselleria de Medi Ambient, Aigua, Urbanisme i Habitatge. Informe inédito
- Pérez, A.D. 2009. *Caracterización morfológica y genética de las codornices comunes Coturnix coturnix menorquinas: implicaciones evolutivas y conservacionistas*. Departamento de zoología y antropología física de la Universidad Complutense de Madrid. Trabajo de investigación tutelado del curso 2008-2009.
- Pérez-Contreras, J. y J.C. Fernández-Ordóñez. 2006. *Camachuelo trompetero (Bucanetes githagineus zedlitzi):*

una población nidificante en la provincia de Granada (S de España). Acta Granatense, 4: 67-70.

- Pérez-García, J.M., F. Botella, J.A. Sánchez-Zapata y M. Moleón. 2011). *Conserving outside protected areas: edge effects and avian electrocutions on the periphery of Special Protection Areas*. *Bird Conservation International*, 21: 296-302.

- Pérez-Granados, C. y G.M. López-Iborra. 2014. *¿Por qué la alondra ricotí debe catalogarse como "En peligro de Extinción"?.* Quercus, 337: 18-25.

- Pérez-Granados, C. y G.M. López-Iborra. 2021. *Research-conservation gap: An endangered bird case study*.

- Pérez-Granados, C. 2014. *Avifauna esteparia invernante y reproductora en el Rincón de Ademuz*. El Serenet, 9: 17-33.

- Pérez-Granados, C., E. Serrano-Davies, I. Hervás y J. Herranz. 2016. *Alondra común – Alauda arvensis*. In: Salvador, A. y M.B. Morales (Eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles.* Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.

- Pérez-Granados, C., G.M. López-Iborra, V. Garza y J. Traba. 2017. *Breeding biology of the endangered Dupont's Lark Chersophilus duponti in two separate Spanish shrub-steppes*. Bird Study, 64: 328-338.

- Pérez-Granados, C., P. Sáez-Gómez y G.M. López-Iborra. 2021. *Breeding dispersal movements of the Dupont's Lark (Chersophilus duponti) in fragmented landscape*. Bird Conservation International.

- Pérez-Hurtado, A., F. Hortas, F. Ruiz y F. Solís. 1993. *Importancia de la Bahía de Cádiz para las poblaciones de limícolas invernantes e influencia de las transformaciones humanas*. Ardeola, 40: 133-142.

- Pérez-López, M., M. Hermoso de Mendoza, A. López Beceiro y F. Soler Rodríguez. 2008. *Heavy metal (Cd, Pb, Zn) and metalloid (As) content in raptor species from Galicia (NW Spain)*. Ecotoxicology and Environmental Safety, 70 (1): 154-162.

- Pérez-Roda, A., K. Delord, A. Boué, J.M. Arcos, D. García, T. Micol, H. Weimerskirch, D. Pinaud y M. Louzao. 2017. *Identifying Important Atlantic Areas for the conservation of Balearic shearwaters: spatial overlap with conservation areas*. Deep-Sea Research II, 141: 285-293.

- Pérez-Rodríguez, M.D. 2004. *Fenología de la migración del chotacabras pardo (Caprimulgus ruficollis) a partir de las fechas de ingresos registrados en el Centro de recuperación de animales silvestres (CRAS) del ZooBotánico de Jerez*. Universidad Pablo de Olavide (Sevilla).

- Peris, S.J. y R. Rodríguez. 1997. *A survey of the Eurasian kingfisher (Alcedo atthis) and its relationship with watercourses quality*. Folia Zoologica, 46(1): 33-42.

- Perlman, Y. 2018. *Response of Great Bustard subpopulations to land-use changes in southwestern Iberia*. PhD Thesis University of East Anglia.

- Péron, C., D. Grémillet, A. Prudor, E. Pettex, C. Saraux, A. Soriano-Redondo, M. Authier y J. Fort. 2013. *Importance of coastal Marine Protected Areas for the conservation of pelagic seabirds: the case of the vulnerable yelkouan shearwaters in the Mediterranean Sea*. Biological Conservation, 168: 210-221.

- Personal de la Reserva de las Lagunas de Villafáfila. 2005. *Aguja colinegra, Limosa limosa*. *Noticiario Ornitológico*. Ardeola, 52(2): 430

- Peterková, V., A. Trnka y Z. Grujbárová. 2011. *Does Reed Bunting (Emberiza schoeniclus) predict the risk of nest predation when choosing a breeding territory? An experimental study*. Ornis Fennica, 88: 179-184.

- Petry, M.V., L. Krüger, V.S.S. Fonseca, J. Brummelhaus y R.C. Piaco. 2009. *Diet and ingestion of synthetics by Cory's Shearwater Calonectris diomedea off southern Brazil*. Journal of Ornithology, 150: 601-606.

- Peveling, R., A.N. McWilliam, P. Nagel, H. Rasolomanana, L. Raholijaona, L. Rakotomianina, A. Ravoninjatovo, A.,

C.F. Dewhurst, G. Gibson, S. Rafanomezana y C.C.D. Tingle. 2003. Impact of locust control on harvester termites and endemic vertebrate predators in Madagascar. Journal of Applied Ecology, 40(4): 729-741.

- Picazo Talavera, J.P. 2018. *Problemática y conservación de la Malvasía Cabeciblanca (Oxyura leucocephala), en los humedales de Albacete (Castilla-La Mancha)*. In: Actas de las III Jornadas sobre el Medio Natural Albacetense: 142-151. Instituto de Estudios Albacetenses" Don Juan Manuel". Albacete, 5 al 8 de octubre de 2016.

- Picazo, J. 2001. *Informe sobre el censo de aves acuáticas reproductoras en humedales de Albacete. Primavera 2001*. Hábitat, Informe inédito. Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha. Albacete.

- Pinilla, A.J. 2015. *Repercusiones de la transformación de un paisaje agrario: El caso del aguilucho cenizo en Tierra de Barros*. Actas del XIII Congreso del Grupo Ibérico de Aguiluchos 66: 71.

- Pinilla, J., R. Arambarri y A.F. Rodríguez. 1994. *Distribución actual y estima poblacional del aguilucho pálido (Circus cyaneus) en España*. Ardeola, 41: 177-181.

- Piquet, J.C., E.S. Baumgartner, F.M. Medina, N. Díaz-Luis, J. Sevilla, H. López, M. Nogales y M. López-Darias. 2019. *A resource-efficient procedure to improve planning of invasive cat management on inhabited islets*. Biological Invasions, 21(5): 1817-1831.

- Pitarch, A., C. Gil y G. Blanco. 2017. *Oral mycoses in avian scavengers exposed to antibiotics from livestock farming*. Science of the Total Environment, 605: 139-146.

- Pitarch, A., C. Gil y G. Blanco. 2020. *Vultures from different trophic guilds show distinct oral pathogenic yeast signatures and co-occurrence networks*. Science of The Total Environment, 723: 138166.

- Plan Nacional Integrado de Energía y Clima (PNIEC) 2021–2030. 2020.

- Pleguezuelos, J.M. 1992. *Avifauna nidificante de las Sierras béticas orientales y depresiones de Guadix, Baza y Granada*. Su cartografiado. Universidad de Granada, Granada.

- PMVC. 2003. *Mortalidad de vertebrados en carreteras. Documento técnico de conservación nº 4*. Sociedad para la Conservación de los Vertebrados (SCV). Madrid.

- Polak, M. 2006. *Booming activity of male Bitterns Botaurus stellaris in relation to reproductive cycle and harem size*. Ornis Fennica, 83: 27-33.

- Polak, M. 2007. *Nest-site selection and nest predation in the Great Bittern Botaurus stellaris population in eastern Poland*. Ardea, 95(1): 31-38.

- Pomarol, M., F. Carbonell, G. Heredia, E. Valbuena, M. Alonso y D. Serrano. 2004. *Cría en cautividad y reintroducción*. In: D. Serrano, D. y J.M. Delgado (Coord.). *El cernícalo primilla en Andalucía*. Bases para su conservación. Junta de Andalucía. Sevilla.

- Pombo, A. 2002. *Rissa tridactyla*. In: Salvadores, R. y C. Vidal (Eds.). *VII Anuario das Aves de Galicia 1999*.

- Pombo, A. 2007. *Uria aalge*. In: Salaverri, L.J. y J. Taboada (coord.). *XI Anuario das Aves de Galicia 2003*. Sociedade Galega de Ornitoloxía, Santiago de Compostela.

- Ponce, C., y A. Leal. 2012. *Grajilla occidental. Corvus monedula*. In: Del Moral, J.C., B. Molina, A. Bermejo y D. Palomino (Eds.). *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010: 488-489*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife, Madrid. 816 pp.

- Pons, J.-M., D. Campión, G. Chiozzi, A. Ettwein, J.-L. Grangé, Ł. Kajtoch, T.D. Mazgajski, M. Rakovic, H. Winkler y J. Fuchs. 2020. *Phylogeography of a widespread Palaearctic forest bird species: The White-backed Woodpecker (Aves, Picidae)*. Zoologica Scripta, 50(2): 155-172.

- Pons, P. y J.M. Bas. 2005. *Open-habitat birds in recently burned areas: the role of the fire extent and species' habitat breadth*. Ardeola, 52: 119-131.

- Pons, P. y M. Clavero. 2010. *Bird responses to fire severity and time since fire in managed mountain rangelands*. Animal Conservation, 13: 294-305.
- Pons, P. R. Prodon y A. Regos. 2020. *Silvia undata, Dartford Warbler*. In: Keller, V. y Al. *European Breeding Bird Atlas 2: Distribution, Abundance and Change: 688*. European Bird Census Council y Lynx Editions, Barcelona.
- Potti, J. y J.L. Tellería. 1986. *Composición y estructura de las comunidades de aves a lo largo de un gradiente altitudinal en tres medios arbustivos del Macizo de Ayllón (Sistema Central)*. Doñana, Acta Vertebrata, 13: 51-70.
- Poulin, B. y G. Lefebvre. 2002. *Effect of winter cutting on the passerine breeding assemblage in French Mediterranean reedbeds*. Biodiversity and Conservation, 11: 1567-1581.
- Poulin, B. y G. Lefebvre. 2003. *Variation in booming among Great Bitterns Botaurus stellaris in the Camargue, France*. Ardea, 91(2): 177-182.
- Poulin, B. y G. Lefebvre. 2018. *Perturbation and delayed recovery of the reed invertebrate assemblage in Camargue marshes sprayed with Bacillus thuringiensis israelensis*. Insect Science, 25: 542-548.
- Poulin, B. 2012. *Indirect effects of bioinsecticides on the nontarget fauna: The Camargue experiment calls for future research*. Acta Oecologica, 44: 28-32.
- Poulin, B., G. Lefebvre y A. Crivelli. 2007. *The invasive red swamp crayfish as a predictor of Eurasian Bittern density in the Camargue, France*. Journal of Zoology, 273: 98-105.
- Poulin, B., G. Lefebvre y A. Mauchamp. 2002. *Habitat requirements of passerines and reedbed management in southern France*. Biological Conservation, 107: 315-325.
- Pöysä, H. 2020. *Garganey, Spatula querquedula.* In: Keller, V., S. Herrando, P. Voříšek, M. Franch, M. Kipson, P. Milanesi, D. Martí, M. Anton, A. Klvaňová, M.V. Kalyakin, H.-G. Bauer y R.P.B. Foppen. 2020. *European Breeding Bird Atlas 2: Distribution, Abundance and Change*. European Bird Census Council y Lynx Edicions, Barcelona.
- Pöysä, H., J. Rintala, A. Lehikoinen y R.A. Väisänen. 2013. *The importance of hunting pressure, habitat preference and life history for population trends of breeding waterbirds in Finland*. European Journal of Wildlife Research, 59: 245-256.
- Prades, R. y A. Llopis. 2019. *Alcotán europeo Falco subbuteo*. In: López-López, P. y J. Jiménez (Eds.). *Rapaces diurnas de la Comunitat Valenciana. Colección Biodiversidad*, 23: 299-303. Conselleria d'Agricultura, Desenvolupament Rural, Emergència Climàtica i Transició Ecològica. Generalitat Valenciana. València.
- Prieta, J. y E. Costillo. 2015. *La reproducción de la espátula común en Extremadura*. In: Hortas, F. y J. Ruiz (Eds.). *La migración intercontinental de la espátula Platalea leucorodia: 246-257*. Grupo de Desarrollo Pesquero Cádiz-Estrecho y Sociedad Gaditana de Historia Natural. Cádiz. España.
- Prieta, J. y J.C. Del Moral (Eds.). 2008. *La grulla común invernante en España. Población en 2007 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.
- Prieta, J. y S. Mayordomo. 2011. *Aves de Extremadura, vol. 4. 2004-2008*. SEO-Cáceres. Plasencia.
- Prieta, J. 2011. *El alcotán en Extremadura (2009-2010)*.
- Prieta, J. 2012. *Alondra común, Alauda arvensis*. In: SEO/BirdLife. *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010: 376-377*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife. Madrid.
- Prieta, J., J. Valiente y J.M. Benítez. 2000. *Aves de Extremadura. Volumen 1. 1998. Versión digital.* ADENEX. Mérida.
- Prinsen, H.A.M., G.C. Boere, N. Píres y J.J. Smallie (Eds.). 2011. *Review of the conflict between migratory birds and electricity power grids in the African-Eurasian region*. CMS Technical Series No. XX, AEWA Technical Series No. XX. Bonn, Germany.

- Prodon, R., O. Alamany, D. García-Ferré, J. Canut, C. Novoa y P.A. Dejaifve. 1990. *L'aire de distribution Pyrénéenne de la Chouette de Tengmalm Aegolius funereus*. Alauda, 58: 233-243.
- Puigcerver, M. 1990. *Contribución al conocimiento de la biología y ecoetología de la Codorniz (Coturnix coturnix)*. Tesis doctoral. Universidad de Barcelona. Barcelona.
- Puigcerver, M. J.D. Rodriguez-Teijeiro y S. Gallego. 1999. *The effects of rainfall on wild populations of Common Quail (Coturnix coturnix)*. Jour. Ornithol., 140: 335-340.
- Puigcerver, M., F. Sardà-Palomera y J.D. Rodríguez-Teijeiro. 2012. *Determining population trends and conservation status of the common quail (Coturnix coturnix) in Western Europe*. Animal Biodiversity and Conservation, 35(2): 343-352.
- Puigcerver, M., I. Sanchez-Donoso, C. Vilà, F. Sardà-Palomera, P.A. Morales-Rodríguez, J.R. Caballero de la Calle y J.D. Rodríguez-Teijeiro. 2013. *Hibridación entre la codorniz común (Coturnix coturnix) y la codorniz de granja: estado de un problema de conservación*. Ecosistemas, 22(2):48-53.
- Puigcerver, M., J.D. Rodríguez Tejeiro y S. Gallego. 1997. *Avances en el conocimiento de la Codorniz (Coturnix c. coturnix) en España*. Jornadas de la Codorniz. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León. Burgos.
- Puigcerver, M., J.D. Rodríguez Tejeiro y S. Gallego. 2004. *Codorniz común, Coturnix coturnix*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds.). 2004. *Libro Rojo de las Aves de España: 189-193*. Dirección General para la Biodiversidad, SEO/BirdLife. Madrid.
- Puigcerver, M., J.D. Rodríguez Tejeiro, S. Gallego, F.J. Rodrigo-Rueda y G. Roldán. 1993. *Algunos aspectos fenológicos y de la biología de la reproducción de la Codorniz (Coturnix c. coturnix) en Catalunya*. Ediciones Historia Animalium, 2: 125-136.
- Purger, J.O. y L.A. Mészáros. 2006. *Possible effects of nest predation on the breeding success of Ferruginous Ducks Aythya nyroca*. Bird Conservation International, 16(4): 309-316.
- Purroy, F.J. (Coord.). 1997. *Atlas de las Aves de España (1975-1995)*. SEO/BirdLife. Lynx Edicions. Barcelona.
- Purroy, F.J. 2003. *Alondra común, Alauda arvensis*. In: Martí, R. y J.C. Del Moral (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España: 378-378*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- Purroy, F.J. 2016. *Picamaderos negro – Dryocopus martius*. In: Salvador, A. y M.B. Morales (Eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- Purroy, J. y F.J. Purroy. 2016. *Mirlo capiblanco – Turdus torquatus*. In: Salvador, A. y M.B. Morales (Eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- Purroy, J. y F.J. Purroy. 2016. *Perdiz pardilla – Perdix perdix*. In: Salvador, A. y M.B. Morales (Eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- Puskic, P.S., J.L. Lavers, L.R. Adams, M. Grünenwald, I. Hutton y A.L. Bond. 2019. *Uncovering the sub-lethal impacts of plastic ingestion by shearwaters using fatty acid analysis*. Conservation physiology, 7(1): coz017.
- Pykal, J. y J. Janda. 1994. *Numbers of waterbirds on south Bohemian fishponds in relation to fishpond management*. Sylvia, 30: 3-11.
- Quaintenne, G. et les Coordinateurs-Espèce. 2013. *Les oiseaux nicheurs rares et menacés en France en 2012*. Ornithos, 20(6): 297-332.
- Quesada, J., E. Badosa, T. Pastor, N. Perez-Ruiz y M. Miralles-Cassina. 2012. *El blauet (Alcedo atthis) com a bioindicador de metalls pesants als rius de Catalunya*. II Monografies de la Serralada Litoral Central: 401-414. VI

Monografies del Parc del Montnegre i el Corredor. Diputación de Barcelona.

- Quevedo, M. y M.J. Bañuelos. 2008. *El hábitat del urogallo en la Cordillera Cantábrica, o la importancia de conservar ecosistemas funcionales*. Locustella, V: 10-27.
- Quevedo, M., M.J. Bañuelos y J.R. Obeso. 2006. *The decline of cantabrian capercaillie: How much does habitat configuration matter?*. Biological Conservation, 127:190-200.
- Quevedo, M., M.J. Bañuelos, O. Sáez y J.R. Obeso. 2006. *Habitat selection by Cantabrian capercaillie Tetrao urogallus cantabricus at the edge of the species' distribution*. Wildlife Biology, 12: 267-276.
- Quilis, V. y M. Nogales. 1998. *Noticiario Ornitológico*. Ardeola, 45(1): 122.
- Raine, A., J. Sultana y S. Gillings. 2009. *Malta breeding bird atlas 2008*. BirdLife Malta, Ta'Xbiex, Malta.
- Rajchard, J., J. Procházka y P. Kindlmann. 2006. *Long-term decline in Common Swift Apus apus annual breeding success may be related to weather condition.* Ornis Fennica, 83: 66-72.
- Ramírez González, J.M. 2003. *Porrón moñudo, Aythya fuligula*. In: Martí, R. y J.C. Del Moral (eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España: 152-153*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- Ramo, C., E. Aguilera, J. Figuerola, M. Máñez y A. Green. 2013. *Long-Term population trends of colonial wading birds breeding in Doñana (SW Spain) in relation to environmental and anthropogenic factors*. Ardeola. 60(2): 305-326.
- Ramos Encalado, J.J. y X. Vázquez Pumariño. 2003. *Curruca rabilarga, Sylvia undata*. In: Martí, R. y J.C. Del Moral (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España: 470-471*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- Ramos, A., A. Sandoval y C. Damián Romay. 2012. *Arao común, Uria aalge*. In: SEO/BirdLife. *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010: 306-307*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife. Madrid.
- Ramos, J.A., L.R. Monteiro, E. Sola y Z. Moniz. 1997. *Characteristics and Competition for Nest Cavities in Burrowing Procellariiformes*. The Condor, 99: 634-641.
- Ramos, J.J. y A. Padrón. 2008. *Estudio de la mortandad de aves esteparias en los tendidos eléctricos de las islas de Fuerteventura y Lanzarote. Resultados de la campaña de otoño y análisis final*. Fundación Global Nature. Dirección General del Medio Natural. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Gobierno de Canarias. Informe no publicado.
- Ramos, J.J. 2004. *Pardela pichoneta, Puffinus puffinus*. In: Madroño, A., C. González, y J.A. Atienza (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Conservación de la Biodiversidad-SEO/BirdLife
- Ramos, J.J. 2008. *Situación y estado de conservación de la población de tarro canelo (Tadorna ferruginea) de la isla de Fuerteventura*. Fundación Global Nature. Cabildo Insular de Fuerteventura Informe inédito.
- Ramos, R. 2019. *Crossing the Pillars of Hercules: Understanding transoceanic migrations of seabirds throughout their breeding range*. Ecology and evolution, 9(8): 4760-4771.
- Ramos, R., J.P. Granadeiro, B. Rodríguez, J. Navarro, V.H. Paiva, J. Bécares, J.M. Reyes-González, I. Fagundes, A. Ruiz, P. Arcos, J. González-Solís y P. Catry. 2013. *Meta-population feeding grounds of Cory's shearwater in the subtropical Atlantic Ocean: implications for the definition of Marine Protected Areas based on tracking studies*. Diversity and Distributions, 19(10): 1284-1298.
- Ramos, R., J.P. Granadeiro, M. Nevoux, J.L. Mougin, M.P. Dias y P. Catry. 2012. *Combined spatio-temporal impacts of climate and longline fisheries on the survival of a trans-equatorial marine migrant*. Plos ONE, 7(7): e40822.

- Ramos, R., V. Sanz, T. Militão, J. Bried, C. Neves, M. Biscoito, R.A. Phillips, F. Zino y J. González-Solís. 2015. *Leapfrog migration and habitat preferences of a small oceanic seabird, Bulwer's petrel (Bulweria bulwerii)*. Journal of Biogeography, 42: 1651–1664.

- Rando, J.C. 1995. *Restos de hubara, Chlamydotis undulata (Jacquin, 1784) (Aves: Otididae), en la Cueva del Viento (Tenerife, Islas Canarias)*. Vieraea, 24: 192.

- Rando, J.C., M. López y M.C. Jiménez. 1997. *Bird remains from the archaeological site of Guinea (el Hierro, Canary Islands)*. International Journal of Ostearchaeology, 7: 298-302.

- Ratcliffe, D.A. 1967. *Decrease in eggshell weight in certain birds of prey*. Nature, 215(5097): 208-210.

- Ratcliffe, N., F.J. Zino, P. Oliveira, A. Vasconcelos, C.J. Hazevoet, H. Costa Neves, L.R. Monteiro y E.A. Zino. 2000. *The status and distribution of Fea´s Petrel Pterodroma feae in the Cape Verde Islands*. Atlantic Seabirds, 2(2): 73-86.

- Raven, P.H. y D.L. Wagnerb. 2020. *Agricultural intensification and climate change are rapidly decreasing insect biodiversity*. PNAS 2021, 118(2): e2002548117.

- Raya, C. 1993. *Seguimiento de la población de focha cornuda (Fulica cristata), tarro canelo (Tadorna ferruginea), cerceta pardilla (Marmaronetta angustirostris) y porrón pardo (Aythya nyroca) así como de ejemplares marcados, procedentes de cría en cautividad, de malvasía (Oxyura leucocephala) y focha cornuda (Fulica cristata), en el territorio de Andalucía Occidental y la Provincia de Almería*. Informe inédito para Agencia de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.

- Real, E., D. Oro, A. Martínez-Abraín, J.M. Igual, A. Bertolero, M. Bosch y G. Tavecchia. 2017. *Predictable anthropogenic food subsidies, density-dependence and socio-economic factors influence breeding investment in a generalist seabird*. Journal of Avian Biology, 48: 1462-1470.

- Real, J. 2004. *Águila-Azor Perdicera, Hieraaetus fasciatus*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds.) *Libro Rojo de las Aves de España: 154-157*. Dirección General para la Biodiversidad y SEO/BirdLife. Madrid.

- Real, J., J.M. Grande, S. Mañosa y J.A. Sánchez-Zapata. 2001. *Causes of death in different areas for Bonelli's Eagle Hieraaetus fasciatus in Spain*. Bird Study, 48: 221-228.

- Real, R., A.M. Barbosa y J.M. Vargas. 2006. *Obtaining environmental favourability functions from logistic regression*. Environmental and Ecologica lStatistics, 13(2): 237-245.

- Rebassa, M. 2008. *Primera nificació documetada de la cetla blanca Anas querquedula*. Anuari Ornitològic de les Balears, 2007: 65-68.

- Región de Murcia. 2019. *Las aves esteparias en la Región de Murcia*. Dirección General de Medio Natural.

- Regueras, J.I. 1985. *Ánade Rabudo, Anas acuta*. *Noticiario Ornitológico*. Ardeola, 32: 411.

- Reijnen, R., R. Foppen y H. Meeuwsen. 1996. *The effects of traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grasslands*. Biological Conservation, 75: 255-260.

- Reiné, R., L. García de la Fuente, D. Guzmán, O. Barrantes y J. Acaso. 2019. *Criterios para establecer una ayuda específica de la PAC a los prados de siega de montaña*. Naturalia Cantabricae, 7(3): 31-45.

- Reino, L., M. Porto, J. Santana y T.S. Osiejuk. 2015. *Influence of moonlight on nightjars' vocal activity: a guideline for nightjar surveys in Europe*. Biologia, 70(7): 968-973.

- Renzoni, A., S. Focardi, C. Fossi, C. Leonzio y J. Mayol. 1986. *Comparison between concentrations of mercury and other contaminants in eggs and tissues of Cory's shearwater Calonectris diomedea collected on Atlantic and Mediterranean islands*. Environmental Pollution, Series A, Ecological and Biological, 40(1): 17-35.

- Reverter, M., J. Gómez-Catasús, A. Barrero y J. Traba. 2021. *Crops modify habitat quality beyond their limits*. Agriculture, Ecosystems and Environment, 00: 000-000.

- Reyes-González, J.M., F. De Felipe, V. Morera-Pujol, A. Soriano-Redondo, L. Navarro-Herrero, L. Zango, S. García-Barcelona, R. Ramos y J. González-Solís. 2021. *Sexual segregation in the foraging behaviour of a slightly dimorphic seabird: Influence of the environment and fishery activity*. Journal of Animal Ecology, 90(5): 1109-1121.

- Reyes-González, J.M., V. Morera-Pujol y J. González-Solís. 2018. *Centinelas del mar: Seguimiento remoto de las aves marinas aplicado a la gestión adaptativa en la Red de Parques Nacionales*. Informe final inédito para el Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Universitat de Barcelona.

- Reyes-González, J.M., Z. Zajková, V. Morera Pujol, F. De Felipe, T. Militão, G. Dell'Ariccia, R. Ramos, J.M. Igual, J.M. Arcos y J. González-Solís. 2017. *Migración y ecología espacial de las poblaciones españolas de pardela cenicienta*. Monografía n.º 2 del programa Migra. SEO/BirdLife, Madrid.

- Rguibi, H., A. Qninba y A. Benjoussa. 2012. *Eleonora's falcon Falco eleonorae. Updated state of knowledge and conservation of the nesting populations of the Mediterranean small islands*. Albatros Project Monograph. Conservatoire du Littoral. Rochefort y París.

- Rial-Berriel, C., A. Acosta-Dacal, M.Á. Cabrera Pérez, y Al. 2021. *Intensive livestock farming as a major determinant of the exposure to anticoagulant rodenticides in raptors of the Canary Islands (Spain)*. Science of The Total Environment, 768: 144386.

- Rial-Berriel, C., A. Acosta-Dacal, M.A. Cabrera Pérez, A. Suárez-Pérez, A. Melián Melián, M. Zumbado, L.A. Henríquez Hernández, N. Ruiz-Suárez, A. Rodriguez Hernández, L.D. Boada, A. Macías Montes y O.P. Luzardo. 2021. *Intensive livestock farming as a major determinant of the exposure to anticoagulant rodenticides in raptors of the Canary Islands (Spain)*. Science of The Total Environment, 768: 144386.

- Rial-Berriel, C., A. Acosta-Dacal, M.Á.C. Pérez, A. Suárez-Pérez, A.M. Melián, M. Zumbado, ... y O.P. Luzardo. 2021. *Dataset on the concentrations of anticoagulant rodenticides in raptors from the Canary Islands with geographic information*. Data in Brief, 34: 106744.

- Ribeiro, F. y P.M. Leunda. 2012. *Non-native fish impacts on Mediterranean freshwater ecosystems: Current knowledge and research needs*. Fish. Manag. Ecol., 19: 142-156.

- Richardson, C.T. y C.K. Miller. 1997. *Recommendations for protecting raptors from human disturbance: a review*. Wildlife Society Bulletin, 25: 634-638.

- Ristow, D. (Comp.). 1999. *International Species Action Plan Eleonora's falcon Falco eleonorae*. Prepared by BirdLife International on behalf of the European Commission.

- Ristow, D., B. Conrad, C. Wink y M. Wink. 1980. *Pesticide residues of failed eggs of Eleonora's falcon Falco eleonorae from an Aegean colony*. Ibis, 122(1): 74-76.

- Rivera, D., S. Pérez GIL, J.M. Casas, J. Balbontín, J.J. Negro y J.M. Abad-Gómez. 2019. *Elanio común – Elanus caeruleus*. In: López, P., J. Martín y I. Zuberogoitia (Eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.

- Rivera-Rodriguez, L.B. y R. Rodriguez-Estrella. 2011. *Incidence of organochlorine pesticides and the health condition of nestling Ospreys (Pandion haliaetus) at Laguna San Ignacio, a pristine area of Baja California Sur, Mexico*. Ecotoxicology, 20(1): 29-38.

- Robinson, J.A. y B. Hughes (Compilers). 2006. *International single species action plan for the conservation of the Ferruginous Duck Aythya nyroca*. CMS Technical Series No. 12 y AEWA Technical Series No. 7. Bonn, Germany.

- Robinson, J.A. y B. Hughes. 2003. The global status and distribution of the ferruginous duck. In: Petkov, N., B. Hughes y U. Gallo-Orsi (Eds.). *Ferruginous duck: from research to conservation: 8-17*. BirdLife International-BSBP-TWSG, Sofia.

- Robinson, J.A. y D.A. Callaghan. 2003. *The ferruginous duck as a Near Threatened species: problems, causes and*

solutions. In: Petkov, N., B. Hughes y U. Gallo-Orsi (Eds.). *Ferruginous duck: from research to conservation: 138-143*. BirdLife International-BSBP-TWSG, Sofia.

- Robinson, R.A. 2005. *BirdFacts: profiles of birds occurring in Britain y Ireland*. BTO, Thetford.
- Robledano, F. y J.F. Calvo. 1989. *La expansión del Tarro Blanco Tadorna tadorna (L.) como reproductor en España*. Ardeola, 36(1): 91-95.
- Robledano, F. 1993. *The Status of Kentish Plovers in Murcia, SE Spain. A basis for a moderate optimism?* The Kentish Plover Project, Newsletter no 2. The Wader Study Group.
- Robledano, F. 2004. *Tarro blanco, Tadorna tadorna*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.
- Robledano, F. 2003. *Tarro blanco, Tadorna tadorna*. In: Martí, R. y J.C. Del Moral (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España: 130-131*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- Robledano, F., J.F. Calvo y V. Hernández-Gil (Coord.). 2006. *Libro Rojo de los Vertebrados de la Región de Murcia y Catálogo Regional de los Vertebrados Amenazados*. Consejería de Industria y Medio Ambiente. Ed. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. Murcia.
- Robles, H. y C. Ciudad. 2012. *Influence of habitat quality, population size, patch size, and connectivity on patch-occupancy dynamics of the middle spotted woodpecker*. Conservation Biology, 26: 284-293.
- Robles, H. y C. Ciudad. 2015. *Seguimiento de la población de pico mediano en el marco del LIFE+ Pro-Izki*. Informe inédito para Fundación Hazi y Diputación Foral de Álava.
- Robles, H. y C. Ciudad. 2017. Floaters may buffer the extinction risk of small populations: an empirical assessment. *Proceedings of the Royal Society of London B* 284:20170074.
- Robles, H. y C. Ciudad. 2019. *Seguimiento temporal de la abundancia de territorios de pico mediano en el Parque Natural de Izki*. Informe inédito para POCTEFA Habios.
- Robles, H. y C. Ciudad. 2020. *Assessing the buffer effect of floaters by reinforcing local colonization in spatially structured populations*. Animal Conservation, 23: 484-490.
- Robles, H. y G. Pasinelli. 2020. Middle Spotted Woodpecker *Leiopicus medius*. In: Keller, V., S. Herrando, P. Voříšek y Al. (eds.). *European Breeding Bird Atlas 2. Distribution, Abundance and Change: 502-503*. European Bird Census Council (EBCC) y Lynx Edicions. Barcelona.
- Robles, H., C. Ciudad y Z. Porro. 2019. *Supervivencia, movimientos y selección del hábitat de los juveniles de pico mediano en Parque Natural de Izki*. Informe inédito para POCTEFA Habios.
- Robles, H., C. Ciudad, R. Vera y V. Baglione. 2007b. *No effect of habitat fragmentation on post-fledging, first-year and adult survival in the middle spotted woodpecker*. Ecography, 30: 685-694.
- Robles, H., C. Ciudad, R. Vera, P.P. Olea y E. Matthysen. 2008. *Demographic responses of middle spotted woodpeckers (Dendrocopos medius) to habitat fragmentation*. Auk, 125: 131-139.
- Robles, H., C. Ciudad, R. Vera, P.P. Olea, F.J. Purroy y E. Matthysen. 2007a. *Sylvopastoral management and conservation of the middle spotted woodpecker at the south-western edge of its distribution range*. Forest Ecology Management, 242: 343-352.
- Robles, J.L., M. Sáenz de Buruaga, J.F. Domínguez, J.M. López y A. Onrubia. 2002. *Diagnóstico de las poblaciones de perdiz pardilla en castilla y León y Directrices de manejo*. Consultora de Recursos Naturales, S. L. Informe inédito. Consejería de medio Ambiente, Junta de Castilla y León.

- Robles, L., F. Ballesteros y J. Canut. 2006. *El urogallo en España, Andorra y Pirineos franceses. Situación actual (2005)*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Rocha, G. y P. Quillfeldt. 2015. *Effect of supplementary food on age ratios of European turtle doves (Streptopelia turtur L.)*. Animal Biodiversity Conservation, 38: 11-21.
- Rocha, G. y S. Hidalgo de Trucios. 2002. *La tórtola común Streptopelia turtur. Análisis de los factores que afectan a su status*. Cáceres. Universidad de Extremadura, Servicio de Publicaciones.
- Rodrigues, T., T. Silva, M. Rodrigues, C. Pereira, M.L. Santarém, M. Pimenta y D. Gonçalves. 2013. *Current state of the breeding population of Common Snipe in mainland Portugal*. Seventh European Woodcock and Snipe Workshop: 79-86.
- Rodríguez García, M.J. y J. Galián. 2014. *Lack of mitochondrial genetic structure in the red-legged partridge Alectoris rufa (Phasianidae)*. J. Zool. Syst. Evol. Res., 52(1): 59-64.
- Rodríguez Hernández, F. 2020. *El síndrome de parálisis en gaviotas (08/02/2020)*. Fitopasión.
- Rodríguez Silvar, J. y A. Bermejo. 1975. *Primera nidificación de la Gaviota tridáctila (Rissa tridactyla) en el SW de Europa*. Ardeola, 21: 409-414.
- Rodriguez, A. y B. Rodriguez. 2009. *Attraction of petrels to artificial lights in the Canary Islands: effects of the moon phase and age class*. Ibis, 151(2): 299-310.
- Rodríguez, A., B. Rodríguez y J. Negro. 2015. *GPS tracking for mapping seabird mortality induced by light pollution*. Scientific Reports, 5: 10670.
- Rodríguez, A., B. Rodríguez y M.N. Carrasco. 2012. *High prevalence of parental delivery of plastic debris in Cory's shearwaters (Calonectris diomedea)*. Marine Pollution Bulletin, 64: 2219-2223. doi:10.1016/j.marpolbul.2012.06.011
- Rodriguez, A., B. Rodriguez y M.P. Lucas. 2012a. *Trends in numbers of petrels attracted to artificial lights suggest population declines in Tenerife, Canary Islands*. Ibis, 154(1): 167-172.
- Rodríguez, A., B. Rodríguez, M.N. Carrasco. 2012b. *High prevalence of parental delivery of plastic debris in Cory's shearwaters (Calonectris diomedea)*. Marine Pollution Bulletin, 64(10): 2219-2223.
- Rodríguez, A., B. Rodríguez, R. Barone, B. Pérez y A. Hernández. 2008. *Status and conservation requirements of Manx shearwaters Puffinus puffinus on Tenerife (Canary Islands)*. Alauda, 76: 72-74.
- Rodríguez, A., B. Rodríguez, T. Montelongo y Al. 2020. *Cryptic differentiation in the Manx shearwater hinders the identification of a new endemic subspecies*. Journal of Avian Biology, 51: e02633. doi:10.1111/jav.02633
- Rodríguez, A., D. García, B. Rodríguez, E. Cardona, L. Parpal y P. Pons. 2015. *Artificial lights and seabirds: Is light pollution a threat for the threatened Balearic petrels?* Journal of Ornithology, 156(4): 893-902.
- Rodriguez, A., J.M. Arcos, V. Bretagnolle, M.P. Dias, N.D. Holmes, M. Louzao y Al. 2019. *Future directions in conservation research on petrels and shearwaters*. Frontiers in Marine Science, *6:* 94.
- Rodríguez, A., N.D. Holmes, P.G. Ryan, K.-J. Wilson, L. Faulquier, Y. Murillo, A.F. Raine, J. Penniman, V. Neves, B. Rodríguez, J.J. Negro, A. Chiaradia, P. Dann, T. Anderson, B. Metzger, M. Shirai, L. Deppe, J. Wheeler, P. Hodum, C. Gouveia, V. Carmo, G.P. Carreira, L. Delgado-Alburqueque, C. Guerra-Correa, F.-X. Couzi, M. Travers y M. Le Corre. 2017. *Seabird mortality induced by land-based artificial lights*. Conservation Biology, 31: 986-1001.
- Rodríguez, B. y F. Siverio. 2019. *Status, habitat and diet of breeding Barbary falcons from a rugged oceanic island in the western limit of its distribution*. Revista Catalana d'Ornitologia. 35: 9-20.

- Rodríguez, B. y M. Siverio. 2006. *Density and breeding habitat characteristics of an insular population of barbary falcon Falco peregrinus pelegrinoides (El Hierro, Canary Islands)*. Ardeola, 53: 325-331.
- Rodríguez, B. 2012. *Halcón tagarote, Falco pelegrinoides*. In: SEO/BirdLife. *Atlas de las aves en invierno en España*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife. Madrid.
- Rodríguez, B., A. Rodríguez, F. Siverio y M. Siverio. 2010. *Causes of Raptor Admissions to a Wildlife Rehabilitation Center in Tenerife (Canary Islands)*. Journal of Raptor Research, 44: 30-39.
- Rodríguez, B., A. Rodríguez, F. Siverio, J. Martínez, E. Sacramento y Y. Acosta. 2021. *Feral pigeons as a nest competitor for a small seabird*. Research Square: In Review.
- Rodríguez, B., F. Siverio, M. Siverio y A. Rodríguez. 2011. *Variable plumage coloration of breeding Barbary Falcons Falco (peregrinus) pelegrinoides in the Canary Islands: do other Peregrine Falcon subspecies also occur in the archipelago?*. Bulletin of the British Ornithological Club, 131: 140-153.
- Rodríguez, B., F. Siverio, M. Siverio y A. Rodríguez. 2019. *Falconry Threatens Barbary Falcons in the Canary Islands Through Genetic Admixture and Illegal Harvest of Nestlings*. Journal of Raptor Research, 53: 189.
- Rodríguez, B., F. Siverio, M. Siverio y A. Rodríguez. 2020. *Halcón de Berbería: amenazado por escapes de aves de cetrería y expolios de sus nidos*. Quercus, 410: 12-19.
- Rodríguez, B., F. Siverio, M. Siverio, A. Rodríguez y J.J. Hernández. 2009. *Pasado y presente del halcón de Berbería en las Islas Canarias*. El Indiferente, 20: 12-21.
- Rodríguez, B., F. Siverio, Y. Acosta y A. Rodríguez. 2021. *Breeding success of Cory's Shearwater in relation to nest characteristics and predation by alien mammals*. Ardeola, 69(1): en prensa.
- Rodríguez, B., J. Bécares, J.A. Lorenzo y A. Rodríguez. 2018. *Inter-island Movements of Two Barbary Falcon (Falco peregrinus pelegrinoides) Juveniles in the Canary Islands*. Journal of Raptor Research, 52: 503-510.
- Rodríguez, B., J. Bécares, J.M. Martínez, A. Rodríguez, A. Ruiz y J.M. Arcos. 2013. *Satellite tracking of Bulwer's Petrels Bulweria bulwerii in the Canary Islands*. Bird Study, 60: 270-274.
- Rodríguez, B., L. De León, A. Martín, J. Alonso y M. Nogales. 2003. *Status and distribution of breeding seabirds in the northern islets of Lanzarote, Canary Islands*. Atlantic seabirds, 5(2): 41-56.
- Rodríguez, B., M. Siverio, A. Rodríguez y F. Siverio. 2007. *Density, Habitat Selection and Breeding Success of an Insular Population of Barbary Falcon Falco Peregrinus Pelegrinoides*. Ardea, 95: 213-223.
- Rodríguez, C. y J. Bustamante. 2003. *The effect of weather on lesser kestrel breeding success: can climate change explain historical population declines?*. Journal of Animal Ecology, 72: 793-810.
- Rodríguez, F. y A. Padrón. 2016. *Seguimiento de especies amenazadas: Pelagodroma marina*. Lanzarote. Informe inédito.
- Rodríguez, F. y A.C. Moreno. 2008. *Breeding biology of the endangered Blue Chaffinch Fringilla teydea polatzeki in Gran Canaria (Canary Islands)*. Acta Ornithologica, 43(2): 207-215.
- Rodríguez, J. y C. Palacín. 2018. *Primeres dades de la població reproductora de Falcó mostatxut (Falco subbuteo) als secans de la Plana de Lleida*. 1r Congrés d'Ornitologia de les Terres de Parla Catalana. Museu de Ciencies Naturals de Barcelona.
- Rodríguez, M. y J. Palacios. 2009. *Aguja Colinegra*. In: Palomino, D. y B. Molina (Eds.). *Aves acuáticas reproductoras en España. Población en 2007 y método de censo: 126-130*. SEO/BirdLife. Madrid.

- Rodríguez, M.A. 2000. *Evaluación de la abundancia y distribución de las especies de caza menor sedentaria en la Reserva Nacional de Caza de Saja*. Informe inédito. Diputación Regional de Cantabria.
- Rodríguez, R. y B. Rodríguez. 2009. *Attraction of petrels to artificial lights in the Canary Islands: effects of the moon phase and age class*. Ibis, 151: 299-310.
- Rodríguez, R., L. García, M. Máñez, J.L. Arroyo, J.L. Del Valle, H. Garrido, A. Martínez y A. Chico. 2015. *Doñana, el principal humedal de la espátula común (Platalea leucorodia) en España*. In: Hortas, F. y J. Ruiz (Eds.). *La migración intercontinental de la espátula Platalea leucorodia*. Grupo de Desarrollo Pesquero Cádiz-Estrecho y Sociedad Gaditana de Historia Natural. Cádiz. España.
- Rodríguez-Álvarez, M. 2015. *Estudio del contenido de metales pesados tóxicos, macroelementos, elementos traza y microelementos en plumas de cernícalo (Falco tinnunculus) en Tenerife*. Trabajo de Fin de Grado. Universidad de La Laguna, Tenerife.
- Rodríguez-Estival, J., M.I. Sánchez, C. Ramo, N. Varo, J.A. Amat, J. Garrido-Fernández, D. Hornero-Méndez, M.E. Ortiz-Santaliestra, M.A. Taggart, M. Martinez-Haro, A.J. Green y R. Mateo. 2019. *Exposure of black-necked grebes (Podiceps nigricollis) to metal pollution during the moulting period in the Odiel Marshes, Southwest Spain*. Chemosphere, 216: 774-784.
- Rodríguez-Rodríguez, M., H. Aguilera, C. Guardiola-Albert y A. Fernández-Ayuso. 2021. *Climate Influence Vs. Local Drivers in Surface Water-Groundwater Interactions in Eight Ponds of Doñana National Park (Southern Spain)*. Wetlands, 41.
- Rodríguez-Ruiz, J., M. Expósito-Granados, J.M. Avilés y D. Parejo. 2014. *Disentangling migratory routes and wintering grounds of iberian near-threatened european rollers Coracias garrulus*. PloS One 9(12): e115615.
- Rodríguez-Ruiz, J., M. Expósito-Granados, J.M. Avilés y D. Parejo. 2020. *Apparent survival, growth rate and dispersal in a declining European Roller population*. Journal of Ornithology, 161(1): 103-113.
- Rodríguez-Teijeiro, J. D., F. Sardà-Palomera, J. Nadal, X. Ferrer, C. Ponz y M. Puigcerver. 2009. The effects of mowing and agricultural landscape management on population movements of the common quail. Journal of Biogeography, 36: 1891-1898.
- Rodríguez-Teijeiro, J.D., F. Sardà-Palomera, I. Alves, Y. Bay, A. Beça, B. Blanchy, B. Borgogne, B. Bourgeon, P. Colaço, J. Gleize, A. Guerreiro, M. Maghnouj, C. Rieutort, D. Roux y M. Puigcerver. 2010. *Monitoring and management of common quail Coturnix coturnix populations in their atlantic distribution area*. Ardeola, 57(especial): 135-144.
- Rodríguez-Teijeiro, J.D., O. Gordo, M. Puigcerver, S. Gallego, D. Vinyoles y X. Ferrer. 2005. *African climate warming advances spring arrival of the Common Quail Coturnix coturnix*. Ardeola, 52(1): 159-162.
- Rollan, À., A. Hernández-Matías y J. Real. 2016. *Guidelines for the conservation of the Bonelli's Eagle populations*. Universitat de Barcelona. Barcelona.
- Román, J. y C. Gutiérrez. 2008. *La graja Corvus frugilegus deja de invernar en España: ¿Un nuevo caso de acortamiento en las migraciones?*. Ardeola, 55: 229-235.
- Román, J. A. 2019. *La grulla común en España, población invernante en 2018-2019 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Romero, J.L., M. Lammertink y J. Pérez. 2013. *Population increase and habitat use of the Middle Spotted Woodpecker in the Aran Valley, Spanish Pyrenees*. Ardeola, 60: 345-355.
- Roos, S., S.T. Campbell, G. Hartley, R.F. Shore, L.A. Walker y J.D. Wilson. 2021. *Annual abundance of common Kestrels (Falco tinnunculus) is negatively associated with second generation anticoagulant rodenticides*. Ecotoxicology, 30(4): 560-574.

- Roscales, J.L., J. Muñoz-Arnanz, J. González-Solís y B. Jiménez. 2010. *Geographical PCB and DDT patterns in shearwaters (Calonectris sp.) breeding across the NE Atlantic and the Mediterranean archipelagos*. Environmental Science y Technology, 44: 2328-2334.

- Rosenberg, K.V., J.A. Kennedy, R. Dettmers, R.P. Ford, D. Reynolds, J.D. Alexander, C.J. Beardmore, P.J. Blancher, R.E. Bogart, G.S. Butcher, A.F. Camfield, A. Couturier, D.W. Demarest, W.E. Easton, J.J. Giocomo, R.H. Keller, A.E. Mini, A.O. Panjabi, D.N. Pashley, T.D. Rich, J.M. Ruth, H. Stabins, J. Stanton y T. Will. 2016. *Partners in Flight Landbird Conservation Plan: 2016 Revision for Canada and Continental United States*. Partners in Flight Science Committee.

- Rotger, A., A. Sola, G. Tavecchia y A. Sanz-Aguilar. 2021. *Foraging far from home: Gps-tracking of Mediterranean Storm-Petrels Hydrobates pelagicus melitensis reveals long-distance foraging movements*. Ardeola, 68: 3-16.

- Rouco, M., J.L. Copete, E. De Juana, M. Gil-Velasco, J.A. Lorenzo, M. Martín, B. Milá, B. Molina y D.M. Santos. 2019. *Lista de las aves de España.* Edición de 2019. SEO/BirdLife. Madrid.

- Rubio, J.M. 1971. *Nota sobre las colonias de Corvus frugilegus en la provincia de León*. Ardeola, 15: 160-162.

- Rubolini, D., A. Gardiazábal, A. Pilastro y F. Spina. 2002. *Ecological barriers shaping fuel stores in barn swallows Hirundo rustica following the central and western Mediterranean flyways*. Journal of Avian Biology, 33: 15-22.

- Ruffino, L., K. Bourgeois, E. Vidal, C. Duhem, M. Paracuellos, F. Escribano, P. Sposimo, N. Baccetti, M. Pascal y D. Oro. 2009. *Invasive rats and seabirds after 2000 years of an unwanted coexistance on Mediterranean islands*. Biological Invasions, 11: 1631-1651.

- Ruiz, A. y E.J. López. 2015. *Dieta y hábitos alimenticios del camachuelo trompetero en el interior de Murcia*. Quercus, 354: 16-21.

- Ruiz, A. y R. Martí. 2004. *La Pardela Balear*. SEO/BirdLife-Conselleria de Medi Ambient del Govern de les Illes Balears, Madrid, Spain.

- Ruiz-Olmo, J., F. Blanch y F. Vidal. 2003. *Relationships between the red fox and waterbirds in the Ebro Delta Natural Park, NE Spain*. Waterbirds, 26(2): 217-225.

- Ruiz-Suárez, N., L.A. Henríquez-Hernández, P.F. Valerón y Al. 2014. *Assessment of anticoagulant rodenticide exposure in six raptor species from the Canary Islands (Spain)*. Science of the Total Environment 485-486: 371-376.

- Ruiz-Suárez, N., L.D. Boada, L.A. Henríquez-Hernández y Al. 2012. *Presencia de rodenticidas anticoagulantes en cinco especies de aves rapaces de las islas canarias, 2003-2011*. Revista de Toxicología, 29: 15-19.

- Ruiz-Suárez, N., L.D. Boada, L.A. Henríquez-Hernández y Al. 2015. *Continued implication of the banned pesticides carbofuran and aldicarb in the poisoning of domestic and wild animals of the Canary Islands (Spain)*. Science of The Total Environment, 505: 1093-1099.

- Ruiz-Suárez, N., M. Camacho, M. Almeida-González, L.D. Boada, L.A. Henriquez-Hernández, M. Zumbado y O.P. Luzardo. 2016. *Química en el ambiente. Amenaza silenciosa para nuestra fauna*. InDiferente, 22: 26-41.

- Sachs, B.D. 1969. *Photoperiodic Control of Reproductive Behavior and Physiology of the Male Japanese Quail (Coturnix coturnix japonica)*. Hormones and Behavior, 1: 7-24.

- Saenz de Buruaga, M., A. Onrubia, J.M. Fernandez-Garcia, M.A. Campos, F. Canales y J.M. Unamuno. 2012. *Breeding habitat use and conservation status of the turtle dove Streptopelia turtur in northern Spain*. Ardeola, 59: 291-300.

- Sáez-Gómez, P. y C. Camacho. 2016. *Chotacabras Cuellirrojo, Caprimulgus ruficollis.* In: Salvador, A. y M.B. Morales (Eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.

- Sáez-Gómez, P., S. Palacios y C. Camacho. 2018. *Landscape change promotes the emergence of a rare predator-prey interaction*. Food Webs, 15: e00078.
- Salewski, V., M. Flade, S. Lisovski, A. Poluda, O. Iliukha, G. Kiljan, U. Malashevich y S. Hahn. 2019. *Identifying migration routes and non-breeding staging sites of adult males of the globally threatened Aquatic Warbler Acrocephalus paludicola*. Bird Conservation International, 29(4): 503-514.
- Salgado, I. 2018. *Estado de conservación de la carraca (Coracias garrulus) en la Comunidad de Madrid: En peligro de extinción*. In: Juan, M., V. De la Torre y C. Pérez-Granados (Ed.). 2018. *Anuario Ornitológico de Madrid 2015-2017: 97-108. SEO-Monticola*. Madrid.
- Salinas, P., F. Morinha, I. Literak, J. García, B. Milá y G. Blanco. 2020. *Genetic diversity, differentiation and historical origin of the isolated population of rooks Corvus frugilegus in Iberia*. Journal of Avian Biology, 52 (3).
- Salvador, A. 2017. *Malvasía cabeciblanca – Oxyura leucocephala*. In: Salvador, A. y M.B. Morales (Eds.). Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- Salvadores, R., F. Arcos y F. Hortas. 2004. *Agachadiza común, Gallinago gallinago*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España: 232-234*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.
- Sampietro Latorre, F.J. 1998. *Ánade rabudo*. In: Sampietro Latorre, F.J., E. Pelayo, F. Hernández, M. Cabrera y J. Guiral (Eds.). *Aves de Aragón: Atlas de especies nidificantes*. Diputación de Aragón e Ibercaja. Zaragoza.
- Sampietro, F.J., E. Pelayo, J.L. Rivas y J. Sanz. 2011. *Censo de avutarda común (Otis tarda) en Aragón durante el periodo 2004-2007*. Rocín, VI: 135-144.
- Sánchez Corominas, T. 2007. *Censo de parejas reproductoras de ostrero. Año 2007*. Informe inédito de la Consejería de Medio Ambiente, Ordenación del Territorio e Infraestructuras. Principado de Asturias.
- Sánchez Guzmán, J.M. 2004. *Pagaza piconegra, Gelochelidon nilotica*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.
- Sanchez, A. y E.J. Belda. 2003. *Bait loss caused by seabirds on longline fisheries in the northwestern Mediterranean: Is night setting an effective mitigation measure?* Fisheries Research, 60: 99-106.
- Sánchez, A. y M.J. García-Baquero. 2012. *La avutarda en Badajoz*. Quercus, 314: 16-22.
- Sánchez, A. 1979. *Resultados de los censos de aves acuáticas invernantes en el suroeste de España. Inviernos de 1975-76 y 1976-77*. Doñana Acta Vertebrata, 6: 67-77.
- Sanchez, H., S. Mayordomo, J. Prieta y M. Cardalliaguet. 2020. *Aves de Extremadura. Volumen 6 (2015-2019)*. SEO/BirdLife y Junta de Extremadura.
- Sánchez, J.J. 1998a. *The recovery of the Black Vulture Aegypius monachus in Spain*. In: Tewes, E., J.J. Sánchez, B. Heredia, Van Lexmondbijleveld (Eds.). *Proc. Int. Symp. On the Black Vulture in SE Europe and adjacent regions 1993: 89-99*. Black Vulture Conservation Foundation. Frankfurt Zoological Society. Palma. Black Vulture Conservation Foundation-Frankfurt Zoological Society.
- Sánchez, J.J. 1998b. *The recovery of the black vulture Aegypius monachus in Spain*. In: Tewes, E., J.J. Sánchez, B. Heredia y M. Bijleveld. *Proceedings of the international symposium on the black vulture in southern eastern Europe and adjacent regions*. Dadia. Grecia. BVCF-FZS. Mallorca.
- Sánchez-Bayo, F. y K.A. Wyckhuys. 2019b. *Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers*. Biological Conservation, 232: 8-27.

- Sánchez-Bayo, F. y K.A.G. Wyckhuys. 2019a. *¿Qué provoca el declive de los insectos?.* Investigación y Ciencia, 2019: 12-14.
- Sánchez-Corominas, T., P. González-Quirós y V.M. Vázquez. 2009. *El pico mediano (Dendrocopos medius), el pico menor (Dendrocopos minor) y el picamaderos negro (Dryocopus martius), (Picidae, Aves), en el Principado de Asturias (España)*. Boletín de Ciencias Naturales del Real Instituto de Estudios Asturianos, 50: 281-302.
- Sánchez-Zapata, J.A., J.A. Donázar, A. Delgado, M.G. Forero, O. Ceballos y F. Hiraldo. 2007. *Desert locust outbreaks in the Sahel: resource competition, predation and ecological effects of pest control*. Journal of Applied Ecology, 44: 323-329.
- Sandoval, A. y J.A. De Souza. 2004. *Colimbo grande, Gavia immer*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España: 33-34*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.
- Sandoval, A. 2015. *Las aves marinas de Estaca de Bares. Un diario personal*. Tundra Ediciones, Castellón.
- Sandoval, A., A. Torres, M. Martínez Lago y S. Martínez Lago. 2002. *Rissa tridactyla*. In: Salvadores, R. y C. Vidal (Eds.). *VII Anuario das Aves de Galicia 1999*.
- Sanmartí, R., J. Canut, A. Margalida, L. Toldra, A. Petit, A. Dalmau y T. Aparicio. 2005. *Atlas de las aves nidificantes del Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici y su entorno*. Parc Nacional d' Aigüestortes i Estany de Sant Maurici. DEPANA. Ed. Organismo Autónomo Parques Nacionales.
- Santiesteban, C. 2017. *Breeding ecology of pin-tailed and black-bellied sandgrouse in the Lleida plain*. TFM, CTFC, Solsona, España.
- Santos, M., R. Bessa, J. Cabral, F. Pacheco, D. Leitão, F. Moreira, M. Pinto, M. Lecoq y J.P. Silva. 2016. *Impacts of land use and infrastructural changes on threatened Little Bustard Tetrax tetrax breeding populations: Quantitative assessments using a recently developed spatially explicit dynamic modelling framework*. Bird Conservation International, 26(4): 418-435.
- Sanz Aguilar, A., R. Ramos, T. Militão, E. Marco, J.L. Linares, C. Grau, J.J. Mascarell, J. Hernández, A. Izquierdo, D. Gilabert, J. Segovia y J. Santamaría. 2020a. *Seguimiento de las colonias reproductoras de Paíño europeo (Hydrobates pelagicus melitensis) en la isla de Benidorm (ZEPA E-121) P.N. Serra Gelada*. Dirección General de Gestión del Medio Natural. Generalitat Valenciana. Informe inédito.
- Sanz-Aguilar, A., A. Martínez-Abraín, G. Tavecchia, E. Mínguez y D. Oro. 2009. *Evidence-based culling of a facultative predator: efficacy and efficiency components*. Biological Conservation, 142: 424-431.
- Sanz-Aguilar, A., A. Payo-Payo, A. Rotger, L. Yousfi, S. Moutailler, C. Beck, M. Dumarest, J. M. Igual, M. Á. Miranda y M. V. Torres. 2020b. *Infestation of small seabirds by Ornithodoros maritimus ticks: Effects on chick body condition, reproduction and associated infectious agents*. Ticks and tick-borne diseases, 11: 101281.
- Sanz-Aguilar, A., F. De Pablo y J.A. Donázar. 2015. *Age-dependent survival of island vs. mainland populations of two avian scavengers: delving into migration costs*. Oecologia, 179(2): 405-414.
- Sanz-Aguilar, A., G. Tavecchia, E. Mínguez, B. Massa, F.L Valvo, G.A. Ballesteros, G.G. Barberá, J.F. Amengual, A. Rodriguez y M. McMinn. 2010. *Recapture processes and biological inference in monitoring burrow-nesting seabirds*. Journal of Ornithology, 151: 133-146.
- Sanz-Aguilar, A., I. Zuberogoitia, Á. Sallent, V. Picorelli, J.G. Navedo y R. Garaita. 2019. *Paíño europeo – Hydrobates pelagicus*. In: López, P., J. Martín y J. González-Solís (Eds.). Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid.
- Sanz-Aguilar, A., J.A. Sánchez-Zapata, M. Carrete, J.R. Benítez, E. Ávila, R. Arenas y J.A. Donázar. 2015. *Action on*

multiple fronts, illegal poisoning and wind farm planning, is required to reverse the decline of the Egyptian vulture in southern Spain. Biological Conservation, 187: 10-18.

- Sanz-Aguilar, A., J.M. Igual, G. Tavecchia, M. Genovart y D. Oro. 2016. *When immigration mask threats: The rescue effect of a Scopoli's shearwater colony in the Western Mediterranean as a case study*. Biological Conservation, 198: 33-36.

- Sanz-Aguilar, A., V. Picorelli, R. Vaquer-Sunyer y N. Barrientos. 2021. *Paíño europeo (Hydrobates pelagicus)*. In: Vaquer-Sunyer, R. y N. Barrientos (ed.). *Informe Mar Balear 2021*. Marilles Foundation.

- Sanz-Pérez A, F. Sardà-Palomera, G. Bota, R. Sollmann, N. Pou y D. Giralt. 2021. *The potential of fallow management to promote steppe bird conservation within the next EU Common Agricultural Policy reform*. Journal of Applied Ecology, 58(7): 1545-1556.

- Sanz-Pérez, A. 2021. *Integrando agricultura y conservación: El valor de las tierras en barbecho y su gestión para la conservación de aves de medios agrícolas y esteparios*. Tesis doctoral, Universitat de Barcelona.

- Sanz-Pérez, A., D. Giralt, I. Robleño, G. Bota, C. Milleret, S. Mañosa y F. Sardà-Palomera. 2019. *Fallow management increases habitat suitability for endangered steppe bird species through changes in vegetation structure*. Journal of Applied Ecology, 56: 2166-2175.

- Sargatal, J. y J. Del Hoyo, J. 1989. *Els ocells del Parc Natural dels Aiguamolls de l'Empordà.* Lynx Edicions. Barcelona.

- Sargatal, J. y J.A. Díaz Caballero. 2003. *Cerceta carretona, Anas querquedula*. In: Martí, R. y J.C. Del Moral (Eds.). 2003. *Atlas de las aves reproductoras de España*. Dirección general de Conservación de la Naturaleza- Sociedad Española de Ornitología. Madrid.

- Sargatal, J. 2000. *Restauración y gestión de humedales y de su avifauna en el Parque natural de los Aiguamolls de l'Empordà*. In: Carbonell, R. y M. Julià (Eds.). *Actas de las XII Jornadas Ornitológicas Españolas:* 33-51. SEO/BirdLife. Madrid.

- Sargatal, J. 2004. *Xarrasclet, Anas querquedula*. In: Estrada, J., V. Pedrocchi, L. Brotons y S. Hernando (Eds.). *Atles dels ocells nidificants de Catalunya 1999-2002: 96-97*. Institut Català d'Ornitologia (ICO)/Lynx Edicions. Barcelona.

- Sarmento, R., D. Brito, R.J. Ladle, G. Leal da Rosa y M.A. Efe. 2014. *Invasive house (Rattus rattus) and brown rats (Rattus norvegicus) threaten the viability of red-billed tropicbird (Phaethon aethereus) in Abrolhos National Park, Brazil*. Tropical Conservation Science, 7(4): 614-627.

- Sastre, P., C. Ponce, C. Palacín, C.A. Martín y J.C. Alonso. 2009. *Disturbances to great bustards (Otis tarda) in central Spain: human activities, bird responses and management implications*. European Journal of Wildlife Research, 55(4): 425-432.

- Sauer, F. 1984. *Aves Acuáticas*. Ed. Blume. Barcelona.

- Schekkerman, H., W. Teunissen y E. Oosterveld. 2008. *The effect of 'mosaic management' on the demography of black-tailed godwit Limosa limosa on farmland*. Journal of Applied Ecology, 45: 1067-1075.

- Schmid, H. 2020. *Common Swift, Apus apus*. In: Keller, V., S. Herrando, P. Voříšek, M. Franch, M. Kipson, P. Milanesi, D. Martí, M. Anton, A. Klvaňová, M.V. Kalyakin, H.-G. Bauer y R.P.B. Foppen. *European Breeding Bird Atlas 2: Distribution, Abundance and Change: 204-205*. European Bird Census Council y Lynx Edicions. Barcelona.

- Schmidt, M.H., G. Lefebvre, B. Poulin y T. Tscharntke. 2005. *Reed cutting affects arthropod communities, potentially reducing food for passerine birds*. Biological Conservation, 121: 157-166.

- Schuster, C., J.J. Iglesias-Lebrija, L.M. Carrascal. 2012. *Recent population trends of the houbara bustard in the Canary Islands. Methods and conservation status*. Animal Biodiversity and Conservation, 35: 125-139.

- Schwendtner, O., S. Carcamo, P. Azkona, A. Senosiain y C. Fernandez. 2014. *Population trends for White-backed Woodpecker at a management beech forest in the Western Pyrenees (Navarra, Spain) over the last 20 years*. In: Fernández-García, J.M., G. Pasinelli, H. Robles y J. Rubines (Eds.). *7th International Woodpeckers Conference. Book of Abstracts.* Vitoria-Gasteiz, February 2014.
- Scott, D. 1970. *The breeding biology of the Storm Petrel Hydrobates pelagicus.* Tesis doctoral. Universidad de Oxford, UK.
- Scott, D.A. y P.M. ROSE. 1996. *Atlas of Anatidae populations in Africa and Western Eurasia*. Wetlands International Publication no. 41. Wetlands International, Wageningen.
- SCV (Sociedad para la Conservación de los Vertebrados). 2003. *Censo de las colonias nidificantes de canastera (Glareola pratincola) en la zona de La Mancha en 1997*. Informe inédito.
- SEHUMED. 1997. *Bird mortality in the Hondo (Elche, Spain)*. Boletín SEHUMED, vol. 3.
- Self, M. 2005. *A review of management for fish and bitterns, Botaurus stellaris, in wetland reserves*. Fisheries Management and Ecology, 12: 387-394.
- Senner, K.R., R. Nathan, J.C.E.W. Hooijmeijer, R. Márquez-Ferrando, J. Figuerola, J.A. Masero, M.A. Verhoeven y T. Piersma. 2016. *Estimating the size of the Dutch breeding population of Continental Black-tailed Godwits from 2007-2015 using resighting data from spring staging sites*. Ardea, 104 (3): 213-225.
- Senner, N.R., M.A. Verhoeven, J.M. Abad-Gómez, J.S. Gutiérrez, J.C.E.W. Hooijmeijer, R. Kentie, J.A. Masero, T.L. Tibbitts y T. Piersma. 2015. *When Siberia came to the Netherlands: the response of continental black-tailed godwits to a rare spring weather event*. Journal of Animal Ecology, 84: 1164-1176.
- SEO/BirdLife. 2001. *Aves Petroleadas*. SEO/BirdLife y Consellería de Medi Ambient (Gover de les Illes Balears).
- SEO/BirdLife. 2002. *Tendencias de las poblaciones de aves comunes en España (1996-2001). Programa SACRE*. Informe 2001. SEO/BirdLife, Madrid.
- SEO/BirdLife. 2003. *Impacto de la marea negra del Prestige sobre las Aves Marinas*. Madrid.
- SEO/BirdLife. 2008. *Enciclopedia de las Aves de España*. Editada por SEO/BirdLife y la Fundación BBVA.
- SEO/BirdLife. 2009. *La enciclopedia de las aves de España*. Madrid.
- SEO/BirdLife. 2010. *Estado de conservación de las aves en España en 2010*. SEO/BirdLife. Madrid.
- SEO/BirdLife. 2012a. *Análisis preliminar del banco de datos de anillamiento de aves del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, para la realización de un atlas de migración de aves de España*. SEO/BirdLife-Fundación Biodiversidad. Madrid.
- SEO/BirdLife. 2012b. *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, SEO/BirdLife. Madrid.
- SEO/BirdLife. 2014. *Prevención y seguimiento del impacto de los parques eólicos sobre los murciélagos y las aves en Canarias*. Memoria técnica. SEO/BirdLife y Dirección General de Protección de la Naturaleza del Gobierno de Canarias. 18 pp. + anexos.
- SEO/BirdLife. 2018a. *Censos de aves acuáticas reproductoras, estatus y tendencia de sus poblaciones en Canarias (temporada de 2018)*. Gobierno de Canarias y SEO/BirdLife. Informe inédito.
- SEO/BirdLife. 2018b. *Resultados del programa Sacre 1998-2017*. SEO/BirdLife. Madrid.
- SEO/BirdLife. 2019a. *Programas de seguimiento de aves y grupos de trabajo de SEO/BirdLife 2018*. SEO/BirdLife. Madrid.

- SEO/BirdLife. 2019b. *Censos invernales de aves acuáticas, estatus y tendencia de sus poblaciones en Canarias (enero de 2019)*. Gobierno de Canarias y SEO/BirdLife.
- SEO/BirdLife. 2019c. *Estudio sobre el estado de las poblaciones de aves raras y amenazadas en el Parque Nacional de Garajonay. Memoria final*. SEO/BirdLife y Dirección General de Protección de la Naturaleza del Gobierno de Canarias. Informe inédito.
- SEO/BirdLife. 2020a. *Programas de seguimiento y grupos de trabajo de SEO/BirdLife 2019*. SEO/BirdLife. Madrid.
- SEO/BirdLife. 2020b. *Censos invernales de aves acuáticas, estatus y tendencia de sus poblaciones en Canarias (enero de 2020)*. Gobierno de Canarias y SEO/BirdLife.
- SEO/BirdLife. 2020c. *Identificación de las principales amenazas para la población cantábrica de urogallo (Tetrao urogallus) y propuestas para su eliminación*. Informe elaborado en el marco del proyecto *"Gestión forestal FSC para la conservación y mejora del hábitat del urogallo cantábrico (Tetrao urogallus cantabricus)"*. SEO/BirdLife. FSC-España, Fundación Biodiversidad. Inédito.
- SEO/BirdLife. 2021. *Censos de Aves Acuáticas*.
- SEO/BirdLife. 2021. *III Atlas de las Aves en Época Reproductora en España 2014-2018*. SEO/BirdLife. Madrid. (en preparación).
- Seoane, J. y J.C. Illera. 2012. *Tarabilla canaria, Saxicola dacotiae*. In: Del Moral, J.C., B. Molina, A. Bermejo y D. Palomino (Eds.). *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010: 408-409*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife, Madrid.
- Seoane, J. 2005. *El alzacola en España. I Censo nacional (2004)*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Seoane, J., A. Kouri, J.C. Illera, D. Palomino, C.L. Alonso y L.M. Carrascal. 2010b. *La tarabilla canaria en España. Población reproductora en 2005-2006 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.
- Seoane, J., A. Kouri, J.C. Illera, D. Palomino, C.L. Alonso y L.M. Carrascal. 2010a. *New data on the population, distribution and habitat preferences of the Canary Islands Stonechat (Saxicola dacotiae)*. Ardeola, 57: 387-405.
- Seoane, J., J. Viñuela, R. Díaz-Delgado y J. Bustamante. 2003. *The effects of land use and climate on red kite distribution in the Iberian Peninsula*. Biological Conservation, 111(3): 401-414.
- Seoane, J., L.M. Carrascal, L. Palomino y C.L. Alonso. 2010. *Population size and habitat relationships of Black-bellied Sandgrouse Pterocles orientalis in the Canary Islands, Spain*. Bird Conservation International, 20: 161-175.
- SEO-Asturias. 2018. *Censo de aves acuáticas invernantes en la comunidad autónoma de Asturias. 2018*. Informe elaborado por SEO-Asturias (SEO/BirdLife) para la Dirección General de Biodiversidad del Principado de Asturias. SEO/BirdLife. Informe inédito.
- SEO-Asturias. 2019. *Censo de aves acuáticas invernantes en la comunidad autónoma de Asturias. 2019*. Informe elaborado por SEO-Asturias (SEO/BirdLife) para la Dirección General de Biodiversidad del Principado de Asturias. SEO/BirdLife. Informe inédito.
- SEO-Asturias. 2020. *Censo de aves acuáticas invernantes en la comunidad autónoma de Asturias. 2013-2020*. Informes elaborados por SEO-Asturias (SEO/BirdLife) para la Dirección General de Biodiversidad del Principado de Asturias. SEO/BirdLife. Informe inédito.
- Sergio, F. 2021. *Eurasian Hobby, Falco subbuteo*. In: Keller, V. y Al.(Eds.). *European Breeding Bird Atlas 2: Distribution, Abundance and* Change: 522. European Bird Census Council y Lynx Edicions, Barcelona.
- Sergio, F., A. Tanferna, J. Chicano, J. Blas, G. Tavecchia y F. Hiraldo. 2019. *Protected areas under pressure: decline, redistribution, local eradication and projected extinction of a threatened predator, the red kite, in Doñana National Park, Spain*. Endangered Species Research, 38: 189-204.

- Sergio, F., G. Tavecchia, J. Blas, A. Tanferna y F. Hiraldo. 2021. *Demographic modelling to fine-tune conservation targets: importance of pre-adults for the decline of an endangered raptor*. Ecological Applications, 31(3): e02266.
- Sergio, F., I. Newton y L. Marchesi. 2005. *Top predators and biodiversity*. Nature, 436: 192.
- Sergio, F., J. Blas, A. Tanferna y F. Hiraldo. 2021. *Protected areas enter a new era of uncertain challenges: extinction of a non-exigent falcon in Doñana National Park*. Animal Conservation (en prensa)
- Sergio, F., L. Marchesi y P. Pedrini. 2009. *Conservation of Scops Owl Otus scops in the Alps: relationships with grassland management, predation risk and wider biodiversity.* Ibis, 151: 40-50.
- Serrano, D., A. Cortés-Avizanda, I. Zuberogoitia y Al. 2021. *Phenotypic and environmental correlates of natal dispersal in a long-lived territorial vulture*. Sci. Rep., 11: 5424.
- Serrano, D., A. Margalida, J.M. Pérez-García, J. Juste, J. Traba, F. Valera, M. Carrete, J. Aihartza, J. Real, S. Mañosa, C. Flaquer, I. Garin, M.B. Morales, J.T. Alcalde, B. Arroyo, J.A. Sánchez-Zapata, G. Blanco, J.J. Negro, J.L. Tella, C. Ibañez, J.L. Tellería, F. Hiraldo y J.A. Donázar. 2020. *Renewables in Spain threaten biodiversity*. Science (New York, NY), 370(6522): 1282-1283.
- Serrano, L. 2018. *Balancing water uses at the Doñana national park, Spain*. In: Finlayson, C. y Al. (eds.). *The Wetland Book: 1141-1147.* Springer, Dordrecht.
- Servicio de Vida Silvestre y RN 2000. 2020. *Datos de los programas de seguimiento del Chorlitejo patinegro y de aves acuáticas nidificantes en la Comunidad Valenciana*. Generalitat Valenciana.
- Sheldon, R., N. Mikander y J.F. Orueta (Compilers). 2018. *International Single Species Action Plan for the Conservation of the White-headed Duck (Oxyura leucocephala)*. 1st revision. CMS Technical Series No. XX, AEWA Technical Series No XX. Bonn, Germany.
- Shipley, J.R., C.W. Twining, C.C. Taff, M.N. Vitousek, A. Flack y D.W. Winkler. 2020. *Birds advancing lay dates with warming springs face greater risk of chick mortality*. Proceedings of the National Academy of Sciences, 117: 25590-25594.
- Shirihai, H., G. Gargallo y A.J. Helbig. 2001. *Sylvia Warblers. Identification, Taxonomy and Phylogeny of the Genus Sylvia*. Princeton University Press, New Jersey.
- Sierra, M. y D. Santiago. 1987. *Organochlorine pesticide levels in barn owls collected in León, Spain*. Bulleting of Environmental Contamination and Toxicology, 38(2): 261-265.
- Sierro, A. y A. Erhardt. 2019. *Light pollution hampers recolonization of revitalised European Nightjar habitats in the Valais (Swiss Alps)*. Journal of Ornithology, 160(3): 749-761.
- Silva, J.P., B. Arroyo, A.T. Marques, M.B. Morales, P. Devoucoux y F. Mougeot. 2021. *Threats affecting little bustards: human impacts*. In: Bretagnolle, V., J. Traba y M.B. Morales (Eds.). *Little Bustard Ecology and Conservation*. Springer Wildlife Research Monographs. Springer, Berlin.
- Silva, J.P., I. Catry, J.M. Palmeirim y F. Moreira. 2015. *Freezing heat: thermally imposed constraints on the daily activity patterns of a free-ranging grassland bird*. Ecosphere, 6: 1-13.
- Silva, J.P., J.M. Palmeirim, R. Alcazar, R. Correia, A. Delgado y F. Moreira. 2014. *A spatially explicit approach to assess the collision risk between birds and overhead power lines: a case study with the Little Bustard*. Biological Conservation, 170: 256-263.
- Silva, J.P., M. Santos, L. Queirós, D. Leitão, F. Moreira, M. Pinto, M. Lecoq y J.A. Cabral. 2010. *Estimating the influence of overhead transmission power lines and landscape context on the density of Little Bustard Tetrax tetrax breeding populations*. Ecol. Model., 221: 1954-1963.
- Silva, J.P., N. Faria y T. Catry. 2007. *Summer habitat selection and abundance of the threatened Little Bustard in*

Iberian agricultural landscapes. Biological Conservation, 139: 186-194.

- Silva, J.P., R. Correia, H. Alonso, R.C. Martins, M. D'Amico, A. Delgado, H. Sampaio, C. Godinho y F. Moreira. 2018. *EU protected area network did not prevent a countrywide population decline in a threatened grassland bird.* PeerJ, 6: e4284.

- Simms, E. 1992. *British Larks, Pipits y Wagtails*. Harper Collins, London.

- Siriwardena, G.M., H.Q.P. Crick, S.R. Baillie y J.D. Wilson (2000). *Agricultural habitat type and the breeding performance of granivorous farmland birds in Britain*. Bird Study, 47: 66-81.

- Siverio, F. y B. Rodríguez. 2018. *Distribución, tamaño y factores de amenaza de las poblaciones de halcón de Berbería Falco peregrinus pelegrinoides en las islas de El Hierro y Tenerife (Canarias)*. S/C de Tenerife. Informe inédito.

- Siverio, F., M. Siverio, M. Cabrera y B. Rodríguez. 2018. *Actualización de la información sobre la población de cuervo grande Corvus corax canariensis en Fuerteventura, islas Canarias (2018)*. Gesplan, S.A.-Gobierno de Canarias-Unión Europea (Fondo Europeo de Desarrollo Regional). Informe inédito.

- Siverio, F., M. Siverio, M. Cabrera y B. Rodríguez. 2019. *Población de cuervo grande Corvus corax canariensis en Fuerteventura, islas Canarias (2016-2019)*. Gesplan, S.A.-Gobierno de Canarias-Unión Europea (Fondo Europeo de Desarrollo Regional). Informe inédito.

- Siverio, M. y D. Concepción. 2004. *Halcón Tagarote, Falco pelegrinoides pelegrinoides*. In: Madroño, A., C. González, y J.C. Atienza (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España*. Ministerio de Medio Ambiente-SEO/BirdLife. Madrid.

- Siverio, M. y F. Siverio. 1997. *Population size and breeding data of the Osprey Pandion haliaetus on Tenerife, Canary Islands*. Airo, 8(1/2): 97-39.

- Siverio, M. 2000. *El macizo de Teno, uno de los principales enclaves para la avifauna en Tenerife*. Makaronesia, 2: 71-78.

- Siverio, M., B. Rodríguez y F. Siverio. 2009. *El halcón Tagarote en Canarias*. In: Del Moral, J.C. (Ed.). *El halcón peregrino en España. Población reproductora en 2008 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.

- Siverio, M., B. Rodríguez, F. Siverio y A. Rodríguez. 2005. *El Águila Pescadora (Pandion haliaetus) en el Parque Rural de Teno, Tenerife: censo, reproducción, dieta, amenazas y conservación*. Área de Medio Ambiente y Paisaje del Cabildo Insular de Tenerife/Oficina de Gestión del Parque Rural de Teno.

- Siverio, M., F. Siverio y B. Rodríguez. 2018. *Valores de referencia sobre el estado de conservación de la población de águila pescadora en Canarias al inicio del Plan de Conservación*. Dirección General de Protección de la Naturaleza del Gobierno de Canarias-Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER), UE. Informe inédito.

- Siverio, M., F. Siverio, B. Rodríguez y J.C. Del Moral (Eds.). 2018. *El águila pescadora en España y Portugal: población invernante 2016-2017, reproductora en 2018 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.

- Smart, J., S.R. Wotton, I.A. Dillon, A.I. Cooke, I. Diack, A.L. Drewitt, P.V. Grice y R.D. Gregory 2014. *Synergies between site protection and agri-environment schemes for the conservation of waders on lowland wet grasslands*. Ibis, 156(3): 576-590.

- Smith, K.W. 1983. *The status and distribution of waders breeding on wet lowland grasslands in England and Wales*. Bird Study, 30: 177-192.

- Snow, D.W. y C.M. Perrins (Eds.). 1998. *The Birds of the Western Palearctic. Concise Edition. Volume 1. Non-passerines*. Oxford University Press, Oxford, UK.

- Snow, D.W. y C.M. Perrins (Eds.). 1998. *The Birds of the Western Palearctic*. Oxford University Press. London.

- Snow, D.W. y C.M. Perrins (Eds.). 1998. *The Birds of the Western Palearctic concise edition (2 vols.): 222-225*. Oxford University Press. Oxford.
- Soares, S.P. 2014. *Paretic syndrome in gulls (Laridae) in the south of Portugal*. Dissertation, University of Lisboa.
- Solano, S., P. Silva y P. González-Quirós. 2000. *Distribución de la perdiz pardilla en Asturias. Métodos de censo*. Informe inédito. Consejería de medio Ambiente, Principado de Asturias.
- Soler, M. y J.J. Soler. 1997. *Grajilla, Corvus monedula*. In: Purroy, F.J. (Ed.). *Atlas de las aves de España (1975-1995): 484-485*. Lynx Editions, Barcelona.
- Soler, M. y J.J. Soler. 2003. Grajilla, *Corvus monedula*. In: Martí, R. y J.C. Del Moral (Eds.). *Atlas de las aves reproductoras de España: 548-549*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid.
- Soler, M. 1984. *Biometría y biología de la Grajilla*. Tesis doctoral. Universidad de Granada. Granada.
- Soler, M. 1989. *Fracaso reproductor en Grajilla (Corvus monedula): pérdida de huevos y mortalidad de pollos*. Ardeola, 36: 3-24.
- Soler, M. 2016. *Grajilla - Corvus monedula*. In: Salvador, A. y M.B. Morales (Eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- Sonerud, G.A. 1985. *Nest hole shift in Tengmalm's owl Aegolius funereus as defense against nest predation involving long-term memory in the predator*. Journal of Animal Ecology, 54: 179-192.
- Soriano-Redondo, A., V. Cortés, J.M. Reyes-González, S. Guallar, J. Bécares, B. Rodríguez, J.M. Arcos y J. González-Solís. 2016. *Relative abundance and distribution of fisheries influence risk of seabird bycatch*. Scientific Reports, 6: 37373.
- Soto-Largo, E. 2001. *Directrices de gestión de la Fauna y Flora Silvestre en los humedales de importancia para la conservación del Avetoro Común en Navarra*. Informe inédito para el Departamento de Medio Ambiente. Gobierno de Navarra.
- Soto-Largo, E. 2002. *Censo y seguimiento de la población reproductora de Avetoro Común y valoración de las zonas de importancia para la conservación de la especie en Aragón*. Informe inédito para el Departamento de Medio Ambiente. Diputación General de Aragón.
- Sparks, T.H. y O. Braslavska´. 2001. *The effects of temperature, altitude and latitude on the arrival and departure of the swallow Hirundo rustica in the Slovak Republic*. International Journal of Biometeorology, 45: 212-216.
- Stewart, F.M., L.R. Monteiro y R.W. Furness. 1997. *Heavy metals concentrations in Cory's Shearwater, Calonectris diomedea, fledglings from the Azores, Portugal*. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 58: 115-122.
- Stienen, E. 2020. *Sandwich Tern, Thalasseus sandvicensis*. In: Keller, V. y Al. *European Breeding Bird Atlas: distribution, abundance and change*. European Bird Census Council y Lynx Edicions, Barcelona.
- Storch, I. 2007. *Grouse: Status Survey and Conservation Action Plan 27747746–27741774*. IUCN, Gland y World Pheasant Association, Fordingbridge.
- Storch, I. 2013. *Human disturbance of grouse - why and when?*. Wildlife Biology, 19(4): 390-403.
- Strix. 2012. *Developing and testing the methodology for assessing and mapping the sensitivity of migratory birds to wind energy development*. BirdLife International, Cambridge.
- Suárez, F. y J. Herranz. 2004. *Ganga ibérica, Pterocles alchata*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (eds.). *Libro rojo de las aves de España: 269-271*. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid.

- Suárez, F. y J. Herranz. 2004. *Ganga ortega, Pterocles orientalis*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (eds.). *Libro rojo de las aves de España: 265-269*. Organismo Autónomo Parques Nacionales – SEO/BirdLife. Madrid.

- Suárez, F. 2010. *La alondra ricotí (Chersophilus duponti)*. Dirección General para la Biodiversidad. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.

- Suárez, F., I. Hervás y J. Herranz. 2009. *Las alondras de España peninsular*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid.

- Suárez, F., I. Hervás, J. Herranz y J.C. Del Moral. 2006. *La ganga ibérica y la ganga ortega en España: población en 2005 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.

- Suárez, F., J.T. García, E. Carriles, M. Calero-Riestra, A. Agirre, J.H. Justribó y V. Garza. 2009. *Sex-ratios of an endangered lark after controlling for a male- biased sampling*. Ardeola, 56: 113-118.

- Suárez, F., J.T. Garcia, F.J. Sampietro y V. Garza. 2006. *The non-breeding distribution of Dupont's lark Chersophilus duponti in Spain*. Bird Conservation International, 16: 317-323.

- Suárez, F., V. Garza y M.B. Morales. 2003. *The role of extensive cereal crops, dry pasture and shrub-steppe in determining skylark Alauda arvensis densities in the Iberian peninsula*. Agriculture, Ecosystems and Environment, 95: 551-557.

- Suárez, F., V. Garza, J.J. Oñate, E. García de la Morena, A. Ramírez y M.B. Morales. 2004. *Adequacy of winter stubble maintenance for steppe passerine conservation in central Spain*. Agriculture, Ecosystems and Environment, 104: 667-671.

- Suárez-Seoane, S. y P. García-Rovés. (2004). *Do disturbances in surrounding areas affect a core population of Cantabrian capercaillie Tetrao urogallus cantabricus? The case of the natural reserve of Muniellos (Asturias, NW Spain)*. Ardeola, 51: 395-409.

- Sultana, J., J.J. Borg, C. Gauci y V. Falzon. 2011. *The Breeding Birds of Malta*. BirdLife Malta, Malta.

- Surmacki, A. 2004. *Habitat use by Reed Bunting Emberiza schoeniclus in an intensively used farmland in western Poland*. Ornis Fennica, 81: 137-143.

- Svanberg, F., R. Mateo, L. Hillström, A.J. Green, M.A. Taggart, A. Raab y A.A. Meharg. 2006. *Lead isotopes and lead shot ingestion in the globally threatened marbled teal (Marmaronetta angustirostris) and white-headed duck (Oxyura leucocephala)*. Science of the Total Environment, 370 (2-3): 416-424.

- Szijj, J. 1975. *Probleme des Anatidenzuges, dargestellt an den verlagerungen des europäischen Kolbenentenbestandes*. Ardeola, 21: 153-171.

- Szymanski, P., K. Deoniziak, K. Łosak y T.S. Osiejuk. 2017. The song of Skylarks Alauda arvensis *indicates the deterioration of an acoustic environment resulting from wind farm start-up*. Ibis, 159(4): 769-777.

- Taboada, J., R. Cruz y A. Lage. 2006. *O problema do cambio climático*. In: Naranjo, L. y V. Pérez (Eds.). *A variabilidade natural do clima en galicia: 187-217*. Consellería de Medio Ambiente e Desenvolvemento Sostible. Santiago de Compostela.

- Taggart, M.A., A.J. Green, R. Mateo, F. Svanberg, L. Hillström y A.A. Meharg. 2009. *Metal levels in the bones and livers of globally threatened marbled teal and white-headed duck from El Hondo, Spain*. Ecotoxicology and Environmental Safety, 72(1): 1-9.

- Tait, WC. 1924. *The Birds of Portugal*. H. F. y G. Witherby. Londres.

- Tajuelo, F.J. 1993. *Influencia de los arados sobre las aves que nidifican en el suelo*. Quercus, 94: 18-19.

- Tajuelo, F.J., J.A. Díaz y M. Máñez, M. 2003. *Canastera común, Glareola pratincola*. In: Martí, R. y J.C. Del Moral (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España: 248-249*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza–SEO. Madrid.

- Tajuelo, F.J., J.A. Díaz y M. Máñez, M. 2004. *Canastera común, Glareola pratincola*. In, Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España: 225-227*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/ BirdLife. Madrid.

- Talabante, C. 2020. *El morito común (Plegadis falcinellus) en la Comunidad de Madrid: evolución de su población y actualización de su estatus regional*. Anuario Ornitológico de Madrid 2018.

- Tanneberger, F. y J. Kubacka (Eds.). 2018. *The Aquatic Warbler Conservation Handbook*. Brandenburg State Office for Environment (LfU), Potsdam.

- Tapia, L., A. Gil-Carrera, A. Regos y J. Domínguez. 2016. *Collapse of Montagu's Harrier (Circus pygargus) population in Galicia (NW Spain) associated to land use changes*. Livro de Resumos: IX Congresso de Ornitologia da SPEA, VI Congreso Ibérico de Ornitología: 236.

- Tapia, L., J. Dominguez y L. Rodriguez Lado. 2004. *Modelling habitat use and distribution of Hen harrier (Circus cyaneus) and Montagu´s harrier (Circus pygargus) in a mountainous area in Galicia (NW-SPAIN)*. Journal of Raptor Research, 38(2): 133-144.

- Tapia, L., J. Domínguez y L. Rodríguez. 2008. *Modelling habitat preferences by raptors in two areas of northwestern Spain using different scales and survey techniques*. Vie et Milieu, 58 (3-4): 257-262.

- Tarjuelo, R., A. Benítez-López, F. Casas, C. Martin, J.T. García, J. Viñuela y F. Mougeot. 2020 *Living in dynamic agrarian pseudo-steppes: the role of natural and semi-natural habitats in the movements and habitat selection of a declining farmland bird*. Biological Conservation, 251: 18794.

- Tarjuelo, R., A. Margalida y F. Mougeot. 2020. *Changing the fallow paradigm: a win-win strategy for the new post-2020 Common Agricultural Policy to halt farmland bird declines*. Journal of Applied Ecology, 57: 642-649.

- Tarzia, M., J.M. Arcos, A. Cama, V. Cortés, R. Crawford, J. Morkūnas, S. Oppel, L. Raudonikas, C. Tobella y O. Yates. 2017. *Seabird Task Force: 2014–2017*. Technical report.

- Tauler-Ametller, H. 2018. *Viabilitat demogràfica i efecte dels canvis ambientals antropogènics en la distribució, dieta i condició física d'una població d'aufrany Neophron percnopterus en expansió*= Demographic viability and effect of anthropogenic environmental changes in the distribution, diet and body condition of an expanding population of Egyptian Vulture Neophron percnopterus (Doctoral dissertation, Universitat de Barcelona).

- Tauler-Ametller, H., A. Hernández-Matías, F. Parés, J.L. Pretus y J. Real. 2018. *Assessing the applicability of stable isotope analysis to determine the contribution of landfills to vultures' diet*. PLoS ONE, 13(5): e0196044.

- Tauler-Ametller, H., A. Hernández-Matías, J.L. Pretus y J. Real. 2017. *Landfills determine the distribution of an expanding breeding population of the endangered Egyptian Vulture Neophron percnopterus.* Ibis, 159(4): 757-768.

- Taylor, R.C. y S.G. DODD. 2013. *Negative impacts of hunting and suction redging on otherwise high and stable survival rates in Curlew Numenius arquata*. Bird Study, 60 (2): 221-228.

- Teixeira, A.M. 1984. *Aves marinhas nidificantes no litoral portugués*. Boletim Liga para a Proteçao da Natureza, 18: 105-115.

- Tejera G., B. Rodríguez, C. Armas y A. Rodríguez. 2018. *Wildlife-vehicle collisions in Lanzarote Biosphere Reserve, Canary Islands*. PLoS ONE 13 (3): e0192731.

- Tejera, G., B. Rodríguez, C. Armas y A. Rodríguez. 2018. *Wildlife-vehicle collisions in Lanzarote biosphere reserve, Canary Islands*. PloS one, 13(3): e0192731.

- Tella, J.L. 2001. *Action is needed now, or BSE crisis could wipe out endangered birds of prey*. Nature, 410(6827): 408-408.
- Tellería, J.L., B. Asensio y M. Díaz. 1999. *Aves Ibéricas. II Paseriformes*. J.M. Reyero Editor. Madrid.
- Tenan, S., J. Adrover, A. Muñoz Navarro, F. Sergio y G. Tavecchia. 2012. *Demographic consequences of poison-related mortality in a threatened bird of prey*. PLoS One, 7(11): e49187.
- Tenan, S., R. Pradel, G. Tavecchia, J.M. Igual, A. SANZ-Aguilar, M. Genovart y D. Oro. 2014. *Hierarchical modelling of population growth rate from individual capture-recapture data*. Methods in Ecology and Evolution, 5: 606-614.
- Terra Naturalis. 2017. *Indicadores de Evaluación de la Biodiversidad*. LIFE 15NAT/ES/000734: Estepas de la Mancha. Fundación Global Nature.
- Thanner, R.V. 1910. *Beiträge zur Ornis Gran Canaria's*. Ornithologisches Jahrbuch Organ für das Palaearktisch Faunengebiet, 21: 81-101.
- Thibault, J.C. 1995. *Effect of predation by the Black Rat Rattus rattus on the breeding success of Cory's shearwater Calonectris diomedea in Corsica*. Marine Ornithology, 23: 1-10.
- Thibault, J.C., V. Bretagnole y J.M. Dominici. 2001. *Le Balbuzard pêcheur en Corse. Du martyre au sumbole de la protection de la nature.* Éditions Alain Piazzola. Ajaccio.
- Thiel, D., E. Menoni, J.F. Brenot y L. Jenni. 2007. *Effects of Recreation and Hunting on Flushing Distance of Capercaillie*. Journal of Wildlife Management, 71(6): 1784-1792.
- Thiel, D., S. Jenni-Eiermann, R. Palme y L. Jenni. 2011. *Winter tourism increases stress hormone levels in endangered capercaillie Tetrao urogallus*. *Ibis,* 153(1): 122-133.
- Thiel, D., S. Jenni-Eiermann, V. Braunisch, R. Palme y L. Jenni. 2008. *Ski tourism affects habitat use and evokes a physiological stress response in capercaillie Tetrao urogallus*. Journal of Applied Ecology, 45(3): 845-853.
- Thiollay, J.M. 2006. *The decline of raptors in West Africa: long-term assessment and the role of protected areas*. Ibis, 148: 240-254.
- Tintó, A., J. Real y S. Mañosa. 2010. *Predicting and correcting electrocution of birds in Mediterranean areas*. *Journal of Wildlife Management,* 74(8): 1852-1862.
- Tirado, M., P. Vera, J. Marco, A. Alcocer, J. Bort, M. García, V. Esteller, J. Greño y E. Luque. 2017. *Anuario Ornitológico de la Comunidad Valenciana. Vol. XV. 2012 - 2013*. Internatura. Castellón.
- Torner, À.O., J. Martí-Aledo y A.B. Riera. 2009. *Últimes tendències poblacionals del corriol camanegre Charadrius alexandrinus a l'Empordà*. Annals de l'Institut d'Estudis Empordanesos, 40: 163-175.
- Torres Esquivias, J.A. y B. Moreno Arroyo. 2000a. *Presencia de la malvasía canela (Oxyura jamaicensis) en España*. Oxyura. Revista sobre las zonas húmedas, 10: 69-78.
- Torres Esquivias, J.A. y B. Moreno-Arroyo. 2000b. *Datos sobre mortalidad de malvasía cabeciblanca (Oxyura leucocephala)*. Oxyura. Revista sobre las zonas húmedas, 10 (1): 237- 238.
- Torres Esquivias, J.A. 1982. *Informe sobre la reproducción de la población española de malvasías (Oxyura leucocephala)*. Boletín Circular de la SEO, 62: 9.
- Torres Esquivias, J.A. 2004. *Malvasía cabeciblanca, Oxyura leucocephala*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds.). *Libro rojo de las Aves de España: 199-202*. Dirección General para la Biodiversidad y SEO/BirdLife. Madrid.
- Torres Esquivias, J.A. 2008. *La malvasía cabeciblanca*. In: Ballesteros, G., M. Cabrera, J.L. Echevarrías, J.A. Lorenzo, C. Raya, J.A. Torres-Esquivias y C. Viedma. *Tarro canelo, cerceta pardilla, porrón pardo, malvasía cabeciblanca y fo-*

cha moruna en España. Población en 2007 y método de censo. SEO/BirdLife. Madrid.

- Torres Esquivias, J.A. 2015. *Informe anual relativo a la población española de malvasía cabeciblanca (Oxyura leucocephala). Año 2014*. Inédito.

- Torres Esquivias, J.A. 2016. *Informe anual relativo a la población española de malvasía cabeciblanca (Oxyura leucocephala). Año 2015*. Inédito.

- Torres, A., C. Palacín, J. Seoane y J.C. Alonso. 2011. *Assessing the effects of a highway on a threatened species using Before–During–After and Before–During–After-Control–Impact designs*. Biological Conservation, 144(9): 2223-2232.

- Torres, J.M. 2007. *La desertificación de Fuerteventura*. Rincones del Atlántico, 4: 11.

- Touati, L., R. Nedjah, F. Samraoui, A.H. Alfarhan, L. Gangoso, J. Figuerola y B. Samraoui. 2017. *On the brink: Status and breeding ecology of Eleonora's Falcon Falco eleonorae in Algeria*. Bird Conservation International, 27(4): 594-606.

- Traba, J. y M.B. Morales. 2019. *The decline of farmland birds in Spain is strongly associated to the loss of fallowland*. Scientific Reports, 9: 9473.

- Traba, J., M.B. Morales, J.P. Silva, V. Bretagnolle y P. Devoucoux. 2021. *Habitat selection and space use*. In: Bretagnolle, V., J. Traba y M.B. Morales (Eds.). *Little Bustard Ecology and Conservation*. Springer Wildlife Research Monographs. Springer, Berlin. En prensa.

- Traba, J., M.B. Morales, N. Faria, V. Bretagnolle, F. Moreira y G. Bota. 2021. *Little bustard and humans: Conservation and population management*. In: Bretagnolle, V., J. Traba y M.B. Morales (Eds.). *Little Bustard Ecology and Conservation*. Springer Wildlife Research Monographs. Springer, Berlin.

- Traba, J., V. Garza, A. García-Antón, J. Gómez-Catasús, J. Zurdo, C. Pérez-Granados, M.B. Morales, J.J. Oñate, J. Herranz y J. Malo. 2019. *Criterios para la gestión y conservación de la población española de alondra ricotí Chersophilus duponti*. Fundación Biodiversidad, Ministerio para la Transición Ecológica. Madrid.

- TRAGSA. 2017. *Bases ecológicas para la conservación de las especies de fauna silvestre incluidas en el Catálogo Español de Especies Amenazadas. (R.D. 139/2011). Valoración de su estado de conservación. Variables propuestas. Milano real*. TRAGSA. Madrid.

- Traveset, A., M. Nogales, J.A. Alcover, J.D. Delgado, M. López-Darias, D. Godoy, J.M. Igual y P. Bover. 2009. *A review on the effects of alien rodents in the Balearic (Western Mediterranean Sea) and Canary Islands (Eastern Atlantic Ocean)*. Biological Invasions, 11: 1653-1670.

- Treggiari, A.A., M. Gagliardone, I. Pellegrino y M. Cucco. 2013. *Habitat selection in a changing environment: the relationship between habitat alteration and Scops Owl (Aves: Strigidae) territory occupancy.* Italian Journal of Zoology, 80: 574-585

- Triay, R. y M. Siverio (Eds.). 2008. *El águila pescadora en España. Población en 2008 y método de censo.* SEO/BirdLife. Madrid.

- Triay, R. y M. Siverio. 2003. *Águila pescadora, Pandion haliaetus*. In: Martí, R, y J.C. del Moral (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España: 194-195*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.

- Triay, R. y M. Siverio. 2004. *Águila pescadora, Pandion haliaetus*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España: 157-160*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.

- Triay, R. 1993. *Evolución y Conservación del Águila Pescadora en las Islas Baleares*. Quercus, 90: 6-11.

- Triay, R. 1999. *L'Àguila Peixetera (Pandion haliaetus) a l'Illa de Menorca*. Informe inédito para Institut Menorquí d'Estudis. Ciutadella de Menorca.

- Triay, R. 2005. *Halladas dos águilas pescadoras muertas por electrocución en un parque natural de Menorca*. Quercus, 232: 68.
- Triay, R. 2016. *Águila pescadora – Pandion haliaetus*. In: Salvador, A. y M.B. Morales (Eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid.
- Triay, R., M. Siverio y B. Rodríguez. 2004. *Tendidos y molestias humanas, un revés para el águila pescadora*. Quercus, 217: 64-65.
- Triplet, P., O. Overdijk, M. Smart, S. Nagy, M. Schneider-Jacoby, E.S. Karauz, CS., Pigniczki, S. Baha El Din, J. Kralj, A. Sandor y J.G. Navedo (Compilers). 2008. *International Single Species Action Plan for the Conservation of the Eurasian Spoonbill Platalea leucorodia*. AEWA Technical Series No. 35. Bonn, Germany.
- Trujillo, D. y J. Leralta. 2005. *Competencia entre águilas pescadoras y halcones de Berbería*. Quercus, 233: 34.
- Trujillo, D. y M.Á. Rodríguez. 2020. *Fauna de El Hierro. Anfibios, reptiles, aves y mamíferos*. La Laguna: Turquesa Ediciones.
- Trujillo, D. 2008. *Seguimiento de una especie amenazada de ave de Canarias, pardela pichoneta (Puffinus puffinus), integrada en el proyecto interreg III B Azores-Madeira-Canarias (Bionatura)*. GesPlan S.A.
- Trujillo, D. 2010. *¿Están afectando los tendidos eléctricos a las pardelas pichonetas en las islas Canarias?*. Quercus, 292: 42-43.
- Trujillo, D. 2010. *Primera nidificación del halcón de Berbería en el islote de Lobos*. Quercus, 287: 50.
- Tsarpali, V., C. Kassara, C. Barboutis, M. Papadimitraki, M. Kloukinioti, S. Giokas y S. Dailianis. 2020. *Assessing the seasonal and intrinsic variability of neurotoxic and cyto-genotoxic biomarkers in blood of free-living Eleonoras' falcons*. Science of The Total Environment, 711: 135101.
- Tscharntke, T. 1992. *Fragmentation of Phragmites habitats, minimum viable population size, habitat suitability, and local extinction of moths, midges, flies, aphids, and birds*. Conservation Biology, 6: 530-536.
- Tucker G.M. y M.I. Evans. 1997. *Habitats for birds in Europe: a conservation strategy for the wider environment*. BirdLife International. BirdLife Conservation Series No. 6. Cambridge.
- Tucker, G.M. y M.F. Heath. 1994. *Birds in Europe. Their conservation status*. BirdLife International. BirdLife Conservation Series No.3. Cambridge, UK.
- Turner, A. y D.A. Christie. 2019. *Barn Swallow (Hirundo rustica)*. In: Del Hoyo, J., A. Elliott, J. Sargatal, D.A. Christie y E. De Juana (Eds.). *Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- Turner, A. K. 1991. *Studies of west Palearctic birds: 190. Swallow*. British Birds, 84: 555-569.
- Turner, A.K. 2004. *Family Hirundinidae (Swallows and Martins)*. In: Del Hoyo, J., A. Elliott y D.A. Cristie (Eds.). *Handbook of the Birds of the World, Volume 9: Cotingas to Pipits and Wagtails*. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- Tutiš, V., J. Kralj, D. Radović, D. Ćiković, AND S. Barišić. 2013. *Red Data Book of birds of Croatia*. 2nd ed. Ministry of Environment and Nature Protection, State Institute for Nature Protection. Republic of Croatia.
- UICN France, MNHN, LPO, SEOF y ONCFS. 2016. *La Liste rouge des espèces menacées en France - Chapitre des Oiseaux de France métropolitaine*. Paris, France.
- UICN. 2012a. *Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1. Segunda edición.* Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido: UICN. vi + 34pp. Originalmente publicado como IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. Second edition. (Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN, 2012).

- UICN. 2012b. *Directrices para el uso de los Criterios de la Lista Roja de la UICN a nivel regional y nacional: Versión 4.0*. Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido: UICN. III + 43pp. Originalmente publicado como Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional and National Levels: Version 4.0. (Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN, 2012).
- UICN. 2015. *Scolopax rusticola*. European Bird List Assessment.
- UICN. 2017. *Directrices de uso de las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN*. Versión 13. Preparado por el Subcomité de Estándares y Peticiones.
- UICN. Standards and Petitions Committee. 2019. *Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 14.* Prepared by the Standards and Petitions Committee.
- Unanue, A., M. Salvador y G. Auzmendi. 2010. *Estudio del pico mediano (Dendrocopos medius) en el entorno de los Montes de Vitoria, municipio de Vitoria-Gasteiz*. Informe inédito para el Ayuntamiento de Vitoria.
- Urdiales, C. 1992. *El avetoro (Botaurus stellaris) en España. Base documental para su gestión*. Informe inédito para ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- Urios, V., J. Vidal-Mateo, A. Bermejo, J. De la Puente y U. Mellone (Eds.). 2020. *Migración y ecología espacial de las poblaciones españolas del halcón de Eleonora*. Monografía n.º 6 del programa Migra. SEO/BirdLife. Madrid.
- Urios, V., J.V. Escobar, R. Pardo y J.A. Gómez. 1991. *Atlas de las aves nidificantes de la Comunidad Valenciana*. Conselleria d'Agricultura i Pesca. Generalitat Valenciana. Valencia
- Vadász, C., Á. Német, Z. Karcza, M. Loránt, C. Biró y T. Csörgő. 2008. *Study on breeding sitefidelity of Acrocephalus Warblers in Central Hungary*. Acta Zool. Acad. Sci. Hung., 54 (Suppl. 1): 167-175.
- Valeiras, J. y J.A. Camiñas. 2003. *The incidental capture of seabirds by Spanish drifting longline fisheries in the westerm Mediterranean Sea*. Scientia Marina, 67: 65-68.
- Valeiras, X., S. García y E. Abad. 2011. *Observación de aves marinas desde cabos: la Red de observación de Aves y Mamíferos marinos (RAM)*. Boletín GIAM, 34: 37-42.
- Valverde, J.A. 1953. Le Corbeau freux nicheur en Espagne. Nos oiseaux, 22: 78-82.
- Valverde, J.A. 1960. *Vertebrados de las Marismas del Guadalquivir: introducción a su estudio ecológico*. Archivos del Instituto de Aclimatación de Almería, 9: 1-168.
- Valverde, J.A. 1964. *Datos sobre Cerceta Pardilla en las Marismas*. Ardeola, 9: 121-132.
- Van Den Tempel, M.W. 1993. *Vogelslachtoffers in het wegverkeer*. Vogelbescherming-Directoraat Generaal Rijkswaterstaat.
- Van Gils, J., P. Wiersma y G.M. Kirwan. 2020. *Common Redshank (Tringa totanus), version 1.0*. In: Del Hoyo, J., A. Elliott, J. Sargatal, D.A. Christie y E. De Juana (Eds.). *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.
- Van Overveld, T., M. García-Alfonso, N.J. Dingemanse, W. Bouten, L. Gangoso, M. De la Riva, D. Serrano y J.A. Donázar. 2018. *Food predictability and social status drive individual resource specializations in a territorial vulture*. Scientific Reports, 8: 15155.
- Vargas, J.M., J. Duarte, M.A. Farfán, R. Villafuerte y J.E. Fa. 2012. Are Reclamo Hunting Seasons for the Spanish Red-Legged Partridge off the Mark?. The Journal of Wildlife Management, 76(4): 714-720.
- VCF, 2018. *Single Species Action Plan for the conservation of the Western Palearctic population of Bearded Vulture Gypaetus barbatus barbatus*. EuroSAP (LIFE14 PRE/UK/000002) LIFE preparatory project, coordinated by BirdLife International and co-financed by the European Commission Directorate General for the Environment, the African-Eurasian Migratory Waterbird Agreement (AEWA), the MAVA Foundation and each of the project partners.
- Velando, A. y I. Munilla. 2011. *Disturbance to a foraging*

seabird by sea-based tourism: Implications for reserve management in marine protected areas. Biological Conservation, 144: 1167-1174.

- Velando, A., D. Álvarez y D. Oro, 2018. *Complex demographic heterogeneity from anthropogenic impacts in a coastal marine predator*. Ecological Applications, 28: 612-621

- Velando, A., P. Moran, R. Romero, J. Fernandez y V. Piorno. 2017. *Invasion and eradication of the American mink in the Atlantic Islands National Park (NW Spain): A retrospective analysis*. Biological Invasions, 19: 1227-1241.

- Velasco, T. 1999. *La Mancha húmeda en 1997: situación de su avifauna acuática*. In: Otero, C. (Ed.). *Patrimonio Natural y propiedad rural en España: 183-192*. Exlibris Ediciones, S.L. Madrid.

- Velasco, T. 2001. *Aves acuáticas nidificantes en humedales de la provincia de Toledo. Año 2001*. Consultores en Iniciativas Ambientales S.L., Informe inédito. Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha. Toledo.

- Velasco, T. 2002. *Aves acuáticas nidificantes en los humedales de la provincia de Ciudad Real. Año 1998*. Anuario ornitológico de Ciudad Real 1995-2001: 35-50.

- Velazquez, J., J. Gutiérrez, A. Hernando y A. García-Abril. 2017. *Evaluating landscape connectivity in fragmented habitats: Cantabrian capercaillie (Tetrao urogallus cantabricus) in northern Spain*. Forest Ecology and Management, 389: 59-67. 10.1016/j.foreco.2016.12.006.

- Vera, P. 2017. *Selección de hábitat en el escribano palustre iberoriental, estructura genética y tendencia poblacional: aplicaciones para su conservación*. Tesis doctoral. Universitat de València.

- Vera, P. 2019. *Seguimiento de las aves acuáticas nidificantes en l'Albufera de Valencia. 2019*. Informe inédito.

- Vera, P. 2020a. *Seguimiento de las aves acuáticas nidificantes y macroinvertebrados acuáticos durante el cultivo de arroz en l'Albufera de Valencia. 2020*. Informe elaborado por SEO/BirdLife para la Conselleria de Agricultura, Desarrollo Rural, Emergencia Climática y Transición Ecológica.

- Vera, P. 2020b. *Seguimiento de las aves acuáticas nidificantes en el Marjal del Moro y Marjal de Almenara. 2020*. Informe elaborado por SEO/BirdLife para la Conselleria de Agricultura, Desarrollo Rural, Emergencia Climática y Transición Ecológica.

- Vera, P., A. Valentín, R. González y M. Giménez. 2016. *Gestión de humedales artificiales para mejorar el estado de conservación de las aves. Manuales técnicos para la gestión de humedales artificiales en espacios naturales*. LIFE Albufera.

- Vera, P., E.J. Belda, L. Kvist, S.I. Encabo y J.S. Monrós. 2011. *Habitat preference of endangered eastern Iberian Reed Bunting (Emberiza schoeniclus witherbyi)*. Bird Study, 58: 238-247.

- Vera, P., E.J. Belda, L. Kvist, S.I. Encabo, M. Marín y J.S. Monrós. 2014. *Habitat preferences for territory selection by the endangered Eastern Iberian reed bunting Emberiza schoeniclus witherbyi*. Ardeola, 67: 97-110.

- Vera, P., M. Marín, E.J., Elda y J.S. Monrós. 2009. *Estructura y composición del nido de Escribano Palustre Iberoriental Emberiza schoeniclus witherby*i. Revista Catalana d'Ornitologia, 25: 43-48.

- Vergara, P., J.A. Fargallo, E. Banda, D. Parejo, J.A. Lemus y M. García-Montijano. 2008. *Low frequency of anti-acetylcholinesterase pesticide poisoning in lesser and Eurasian kestrels of Spanish grassland and farmland populations*. Biological Conservation, 141:499-505.

- Viada, C. y R. Triay. 1991. *Pla de Conservació dels Rapinyaires de les Illes Balears.* Documents Tècnics de Conservació núm. 8. Conselleria d'Agricultura i Pesca. Govern Balear. SEFOBASA. Palma de Mallorca.

- Viada, C. 2017a. *Mortalidad de aves por electrocución en tendidos eléctricos en Baleares, 1999-2016*. Estudio técnico para la Dirección General de Espacios Naturales y Biodiversidad. Conselleria de Medi Ambient, Agricultura y Pesca. Marzo.

- Viada, C. 2017b. *Mortalidad por electrocución y correcciones en LIFE Bonelli*. In: Equipo LIFE Bonelli (2017). Recuperación Integral de las poblaciones de Águila de Bonelli en España. Seminario internacional (Sangüesa-Navarra, septiembre de 2017): 161-176.

- Vicens, P. 2001. *Determinació de la población reproductora de Querca Botaurus stellaris al Parc Natural de s'Albufera de Mallorca. Cens per detecció de cants*. Informe inédito para el Parc Natural de s'Albufera de Mallorca. Conselleria de Medi Ambient, Govern de les Illes Balears.

- Vigil-Morán, A. y E. García. 2014. *Perdix perdix*. In: García, E., P. García-Rovés, A. Vigil Morán, L.M. Alonso Cuetos, M.A. Fernández Pajuelo, G. Silva González, D. Pascual Stevens y D. Álvarez (Eds.). *Atlas de las aves nidificantes de Asturies (1990-2010): 140-143*. Coordinadora Ornitolóxica d'Asturies, Avilés.

- Viksne, J., S. Svazas, A. Czajkowski, M. Janaus, A. Mischenko, A. Kozulin, A. Kuresoo y V. Serebryakov. 2010. *Atlas of Duck Populations in Eastern Europe.* Akstis. Vilnius.

- Vilches Morales, A. 2013. *Ecología trófica y selección de hábitat del martín pescador Alcedo atthis L. 1758 en Navarra*. Universidad de Navarra. Tesis doctoral.

- Vilches, A., R. Miranda y J. Arizaga. 2019. *Does the Common Kingfisher (Alcedo atthis) select the most energetic fish prey?*. Ornis Fennica, 96(1): 33-40.

- Villafuerte, R., J. Viñuela y J.C. Blanco. 1998. *Extensive predator persecution caused by population crash in a game species: the case of red kites and rabbits in Spain*. Biological Conservation, 84(2): 181-188.

- Village, A. 1990. *The Kestrel*. London: T y AD Poyser.

- Villarino, A., S. González y F. Bárcena. 2017. *Vertebrados da Limia. I. Non Paseriformes*. Centro de Estudos da Limia. A Coruña.

- Villers, A., A. Millon, F. Jiguet, J.M. Lett, C. Attie, M.B. Morales y V. Bretagnolle. 2010. *Migration of wild and captive-bred Little Bustards Tetrax tetrax: releasing birds from Spain threatens attempts to conserve declining French populations*. Ibis, 152(2): 254-261.

- Vinicombe, K.E. y A.H.J. Harrop. 1999. *Ruddy Shelducks in Britain and Ireland, 1986-1994*. British Birds, 92: 225-255.

- Viñuela, J. 1996. *Situación del milano real (Milvus milvus) en el Mediterráneo*. In: Muntaner, J. y J. Mayol (Eds.). *Biología y conservación de las rapaces mediterráneas 1994: 91-100*. Monografía n.º 4. SEO/BirdLife. Madrid.

- Viñuela, J. 2004. *Milano real, Milvus milvus*. In: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds.). *Libro rojo de las aves de España: 120-125*. Dirección General para la Biodiversidad y SEO/BirdLife. Madrid.

- Viñuela, J., R. Martí y A. Ruiz (Eds.). 1999. *El milano real en España*. Monografía nº 6. SEO/BirdLife. Madrid.

- Voelker, G. y J.E. Light. 2011. *Palaeoclimatic events, dispersal and migratory losses along the Afro-European axis as drivers of biogeographic distribution in* Sylvia *warblers*. BMC Evolutionary Biology, 11 (163): 1-13.

- Vögeli, M., D. Serrano, J.L. Tella, M. Méndez y J.A. Godoy. 2007. *Sex determination of Dupont´s lark Chersophilus duponti using molecular sexing and discriminant functions*. Ardeola, 54: 69-79.

- Voříšek, P., F. Jiguet, A. Van Strien, J. Škorpilová, A. Klvaňová y R.D. Gregory. 2010. *Trends in abundance and biomass of widespread European farmland birds: how much have we lost?* BOU Proceedings - Lowland Farmland Birds III.

- Wang, S., S. Wang y P. Smith. 2015. *Ecological impacts of wind farms on birds: Questions, hypotheses, and research needs*. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 44: 599-607.

- Warham, J. 1990. *The petrels: their ecology and breeding systems*. Academic Press. London, UK.

- Weisshaupt, N., R. Arlettaz, T.S. Reichlin, A. Tagmann-Ioset y M. Schaub, M. 2011. *Habitat selection by foraging Wrynecks Jynx torquilla during the breeding season: identifying the optimal habitat profile*. Bird Study, 58: 111-119.
- Wetlands International. 2006. *Waterbird Population Estimates – Fourth Edition*. Wetlands International, Wageningen, The Netherlands.
- Wetlands International. 2015. *Waterbird Population Estimates*. Summary Report. Wetlands International, Wageningen, The Netherlands.
- Wetlands International. 2016. *Waterbird Population Estimates*.
- Wetlands International. 2017. *Flyway trend analyses based on data from the African-Eurasian Waterbird Census from the period of 1967-2015*. Wetlands International, Wageningen, The Netherlands.
- Wetlands International. 2019. *Waterbird Population Estimates*.
- Wetlands International. 2021. *Waterbird Populations Portal*. Retrieved from wpp.wetlands.org on Wed Aug 25 2021.
- White, C., R. Ambrose y J. Longmire. 1995. *Remarks on systematics and sources of variation in Peregrine Falcon Falco peregrinus: the relevance to the reintroduction of falcons into Poland*. Acta Ornithologica, 30: 31-42.
- White, G., J. Purps y S. Alsbury. 2006. *The bittern in Euruope: a guide to species and habitat management*. The RSPB, Sandy.
- Whittaker, R.J. 1999. Island biogeography: ecology, evolution, and conservation. Oxford University Press, Oxford.
- Wijk, R.E. y M.F. Tizón. 2016. *Wintering Habitat Selection by Eurasian Wrynecks Jynx torquilla in the West of the Iberian Peninsula*. Ardeola, 63(2): 349-356.
- Wijk, R.E., M. Schaub, D. Tolkmitt, D. Becker y S. Hahn. 2013. *Short-distance migration of Wrynecks Jynx torquilla from Central European populations*. Ibis, 155: 886-890.
- Wilcox, C., E. Van Sebille y B.D. Hardesty. 2015. *Threat of plastic pollution to seabirds is global, pervasive, and increasing*. Proceedings of the National Academy of Sciences, 112(38): 11899-11904.
- Wilson, J. y W. Peach. 2006. *Impact of an exceptional winter flood on the population dynamics of bearded tits (Panurus biarmicus)*. Animal Conservation, 9: 463-473.
- Wilson, J.D., R.P. Anderson, S. Bauiley, J. Chetcuti, N.R. Cowie, M.H. Hancock, C.P. Quine, N. Russell, L. Stephen y D.B.A. Thompson. 2014. *Modelling edge effects of mature forest plantations on peatland waders informs landscape-scale conservation*. Journal of Applied Ecology, 51: 204-213.
- Wilson-Aggarwal, J.K., J.T. Troscianko, M. Stevens y C.N. Spottiswoode. 2016. *Escape distance in ground-nesting birds differs with individual level of camouflage*. The American Naturalist, 188(2): 231-239.
- Winfield, I.J. y D.K. Winfield. 1994. *Feeding ecology of the diving ducks pochard (Aythya ferina), tufted duck (A. fuligula), scaup (A. marila) and goldeneye (Bucephala clangula) overwintering on Lough Neagh, Northern Ireland*. Freshw. Biol., 32: 467-477.
- Winkler, A., A. Nessi, D. Antonioli, M. Laus, N. Santo, M. Parolini y Paolo Tremolada. 2020. *Occurrence of microplastics in pellets from the common kingfisher (Alcedo atthis) along the Ticino River, North Italy*. Environmental Science and Pollution Research, 27: 41731-41739.
- Winkler, H., D.A. Christie y G.M. Kirwan. 2020. *Eurasian Wryneck (Jynx torquilla), version 1.0*. In: Del Hoyo, J., A. Elliott, J. Sargatal, D.A. Christie y E. de Juana (Eds.). Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.
- Woodall, P.F. 2020. *Common Kingfisher (Alcedo atthis), version 1.0*. In: Del Hoyo, J., A. Elliott, J. Sargatal, D.A. Christie y E. De Juana (Eds.). Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.

- Wormworth, J. y K. Mallon. 2006. *Bird species and climate change: The global status report version 1.0*. Climate Change Pty Ltd. WWF, Australia.
- Wynn, R.B., A. Rodríguez-Molina y M. McMinn-Grivé. 2010. *The predation of Balearic shearwaters by peregrine falcons*. British Birds, 103: 350-356.
- Xende, A., A. Alcalde y F. Docampo. 2017. *Rissa tridactyla*. In: Calleja, D., D. Rodríguez Vieites y C.D. Romay (coord.). *XV Anuario das Aves de Galicia 2007*. Sociedade Galega de Ornitoloxía, Santiago de Compostela.
- Xunta de Galicia. 1993. Plan de Ordenación dos Recursos Pesqueiros e Marisqueiros de Galicia. Consellería de Pesca, Marisqueo e Acuicultura. Santiago de Compoistela.
- Zingg, S., R. Arlettaz y M. Schaub. 2010. *Nestbox design influences territory occupancy and reproduction in a declining, secondary cavity-breeding bird*. Ardea, 98: 67-75.
- Zino, F., M.V. Hounsome, A.P. Buckle y M. Biscoito. 2008. *Was the removal of rabbits and house mice from Selvagem Grande beneficial to the breeding of Cory's shearwaters Calonectris diomedea borealis?*. Oryx, 42: 151-154.
- Zuberogoitia, I. 2016. Halcón peregrino – *Falco peregrinus*. In: Salvador, A. y M.B. Morales (Eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- Zuberogoitia, I. 2017. *El alcotán europeo. Distribución y tendencia poblacional. Rapaces y carnívoros de Bizkaia*.
- Zuberogoitia, I. 2020. *Aves rapaces, chovas y cuervos de Bizkaia*. *Atlas de aves nidificantes de Euskadi*. Informe inédito.
- Zuberogoitia, I., F. Ruiz Moneo y J.J. Torres (Eds.). 2002. *El Halcón peregrino.* Servicio Publicaciones de la Diputación Foral de Bizkaia.
- Zuberogoitia, I., J. Zabala, J.A. Martínez, J.E. Martínez y A. Azkona. 2008. *Effect of human activities on Egyptian vulture breeding success*. Animal Conservation, 11(4): 313-320.
- Zuberogoitia, I., J. Zabala, J.E. Martínez, J.A. González-Oreja y P. López-López. 2014. *Effective conservation measures to mitigate the impact of human disturbances on the endangered Egyptian vulture*. Animal Conservation, 17(5): 410-418.
- Zuberogoitia, I., J.F. Ruiz y J.J. Torres. 2002. *El Halcón Peregrino*. Bizkaia: Diputación Foral de Bizkaia.

SEO BirdLife

www.seo.org



Con el apoyo de:

GOBIERNO DE ESPAÑA

VICEPRESIDENCIA TERCERA DEL GOBIERNO

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO

Fundación Biodiversidad