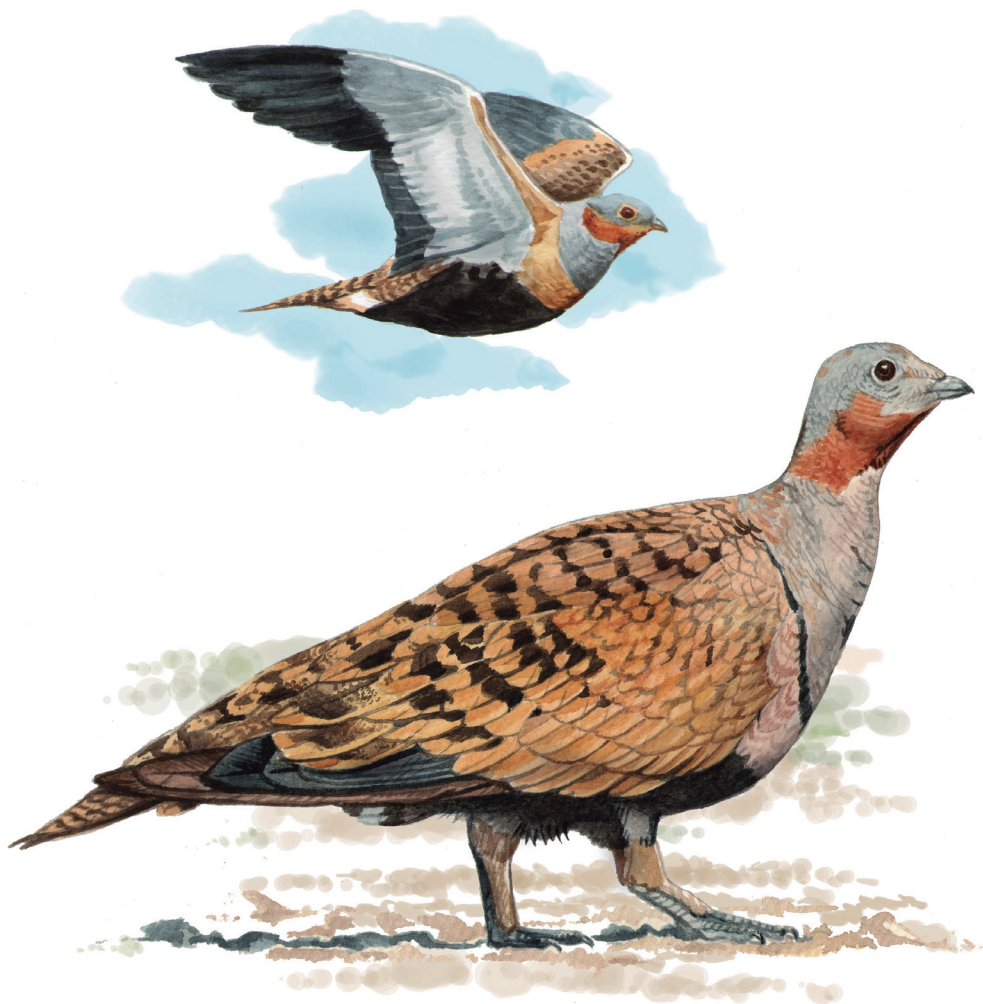


# ANUARIO ORNITOLÓGICO DE MADRID 2021



## Anuario Ornitológico de Madrid 2021

**Editores:** Miguel Juan, Marce Martín y Virginia de la Torre

**Comité Científico Asesor:** Ángel Hernández Lázaro, Guillermo Fandos Guzmán, Javier de la Puente, Javier García Fernández, Juan Arizaga, Juan Ramírez, Luis Miguel Bautista, Miguel Ángel Díaz Portero, Raúl Aymí y Tomás Santos

**Ilustraciones cubiertas e interiores:** Ignacio Sevilla Hidalgo

**Diseño y maquetación:** Noemí Alonso Moreno

**Impresión:** TruCco Copias

### Direcciones de contacto:

#### Anuario Ornitológico de Madrid

anuarioornitologicomadrid@gmail.com

[www.seomonticola.org/anuario](http://www.seomonticola.org/anuario)

#### Grupo Ornitológico SEO-Monticola

Edificio de Biología, Unidad de Zoología  
c/ Darwin 2, Universidad Autónoma de Madrid  
28049 Madrid  
seo-monticola@seo.org  
[www.seomonticola.org](http://www.seomonticola.org)

#### SEO/BirdLife

c/ Melquiades Biencinto 34  
28053 Madrid  
Tel. 91 434 09 10  
seo@seo.org; [www.seo.org](http://www.seo.org)

### Cita recomendada para esta publicación:

Juan, M.; Martín, M. y De la Torre, V. (ed.) 2022. *Anuario Ornitológico de Madrid 2021*. SEO-Monticola. Madrid.

Reservados todos los derechos. No se puede reproducir ninguna parte de esta publicación, ni almacenar en cualquier sistema de reproducción, ni transmitir de ninguna forma ni bajo ningún concepto, mecánicamente, en fotocopias, en grabación, digital o de ninguna otra manera sin el permiso de los propietarios de los derechos de autor.

Edita: Grupo Ornitológico SEO-MONTICOLA

© 2022 Grupo Ornitológico SEO-MONTICOLA, de los textos

© 2022 Ignacio Sevilla Hidalgo, de las ilustraciones de las cubiertas e interiores

I.S.B.N.: 978-84-934750-4-8

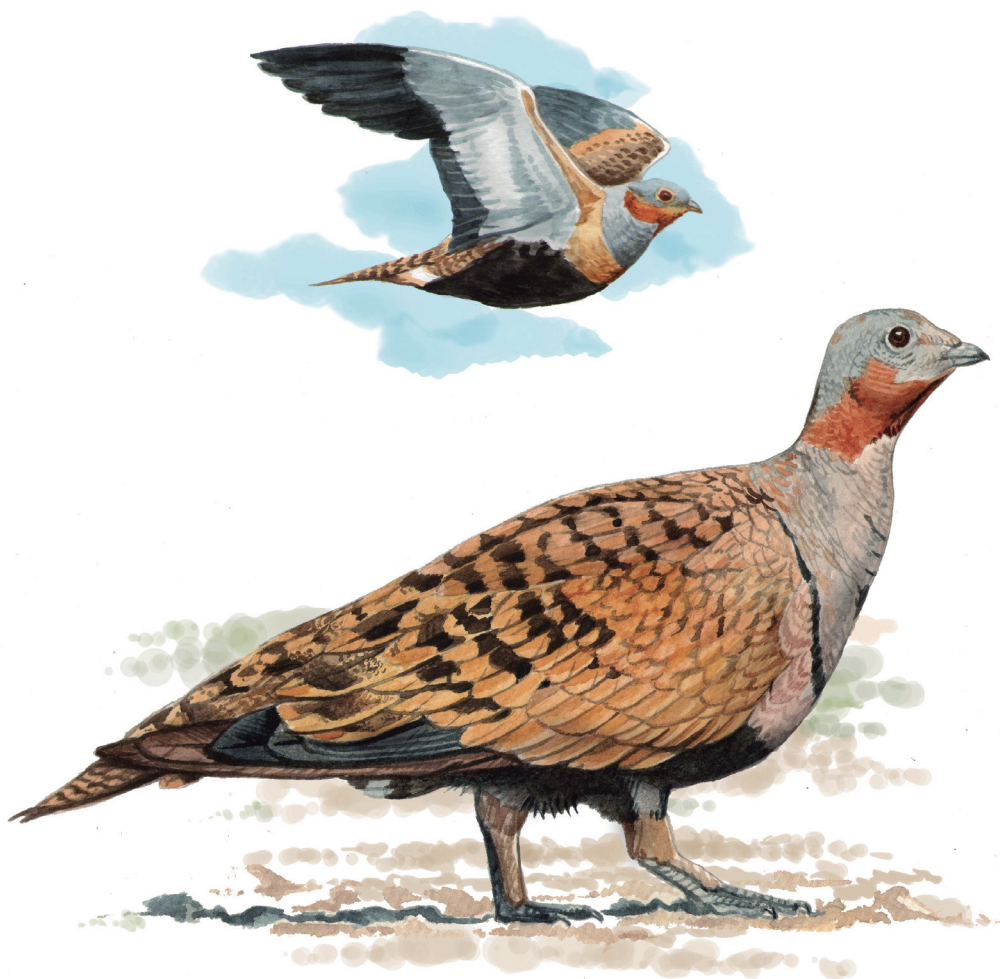
Depósito Legal: M-2590-1997

Printed in Spain/Impreso en España



The mark of  
responsible forestry

# ANUARIO **ORNITOLÓGICO** DE MADRID 2021



**GRUPO ORNITOLÓGICO SEO-MONTICOLA**

Miguel Juan // Marce Martín // Virginia de la Torre  
(editores)

# Índice

Prólogo	6
Editorial	8
Agradecimientos	12
Normas de aportación y utilización de colaboraciones	15
<b>Artículos</b>	
Selección de hábitat, distribución y población del alcaudón dorsirrojo ( <i>Lanius collurio</i> ) en la Comunidad de Madrid <i>Juan Carlos Hidalgo y Elena Baonza</i>	21
Migración del carricerín cejudo ( <i>Acrocephalus paludicola</i> ) en la Comunidad de Madrid <i>David Miguélez</i>	47
Seguimiento de las colisiones de aves en pistas de pádel en la Sierra Norte de Madrid <i>Ángel Quirós</i>	61
Situación poblacional, parámetros reproductivos, uso del territorio y dispersión juvenil del águila perdicera ( <i>Aquila fasciata</i> ) en la Comunidad de Madrid en 2020 <i>Juan José Iglesias-Lebrija, Ernesto Álvarez, Sergio de la Fuente, Juan Pablo Díaz, Miguel Marco, Manuel Galán, Pablo Izquierdo, Ismael Pérez, Virginia Moraleda y Juan Martínez</i>	75
Relaciones de las cotorras argentinas ( <i>Myiopsitta monachus</i> ) con otras especies de aves en entornos urbanos de la ciudad de Madrid <i>Sandra Estela Moreno y Francisco Javier de Miguel</i>	91

La subespecie de la gaviota patiamarilla (*Larus michahellis lusitanus*) en Madrid **109**

*Miguel Juan, Delfín González, Juan M. Ruiz, Javier Marchamalo, Mercedes Fernández y David Fernández*

Aumenta el riesgo de extinción de las aves esteparias de la Comunidad de Madrid **121**

*Carlos Palacín y Juan Carlos Alonso*

### **Censos y Notas Breves**

Censo de la población reproductora de cigüeña blanca (*Ciconia ciconia*) en la Comunidad de Madrid 2021 **133**

*Alejandro López-García y José I. Aguirre*

La cigüeña negra (*Ciconia nigra*) en el embalse de El Pardo (Madrid) en los años 2020 y 2021 **145**

*José Antonio Matesanz*

Declive y extinción local de la población de ganga ortega (*Pterocles orientalis*) en la Comunidad de Madrid **153**

*Carlos Palacín y Carlos Alfonso Martín*

**Lista patrón de aves en Madrid 2021** **163**

*Miguel Juan, Marce Martín y Virginia de la Torre*

**Observaciones ornitológicas destacadas 2021** **191**

*Marce Martín, Miguel Juan y Virginia de la Torre*

## Prólogo

Es una satisfacción reencontrarnos en estas páginas con motivo de la presentación de este nuevo *Anuario Ornitológico de Madrid 2021*. La normalidad y la rutina han vuelto a nuestras vidas en este último año tras la pandemia, los alumnos a las clases presenciales en las aulas y en las prácticas, y el anuario también ha vuelto a su formato clásico con este volumen anual. Sin duda alguna todos hemos puesto lo mejor de nosotros para alcanzar los respectivos objetivos y el Comité Editorial del Grupo Ornitológico SEO-Monticola ha mantenido el compromiso de realizar este anuario y publicar un esmerado contenido gracias a la dedicación desinteresada de los autores y revisores.

La Universidad Autónoma de Madrid, una vez más y a través de la nueva Oficina de Sostenibilidad-UAM, ha apoyado la publicación del anuario, como parte de su compromiso con el estudio y divulgación de contenidos científicos sobre estado y conservación de la biodiversidad. Esta nueva edición del Anuario, desde sus artículos rigurosos y sus

abundantes observaciones de aves, constituye una herramienta necesaria para conocer mejor nuestro patrimonio natural en Madrid, y a la vez, permite sustentar científicamente la necesidad de su conservación.

El evidente interés para la conservación de este anuario, este año se materializa en artículos como los de especies estivales migratorias, una en claro proceso expansivo por las sierras en la Comunidad de Madrid, el alcaudón dorsirrojo, y otra con una situación muy delicada a nivel mundial y con pocos registros en la región, pero de gran importancia en la migración otoñal, el carricerín cejudo. El novedoso trabajo sobre impacto del acristalamientos de las pistas de pádel sobre las aves da luz al fenómeno cotidiano y muy generalizado de las colisiones de pájaros en ventanas y edificios acristalados. Los datos de reproducción del águila perdicera en Madrid durante 2020 muestran los esperanzadores frutos de la reintroducción en el incremento de nuevas parejas. Un trabajo fin de grado (TFG) da

lugar a un estudio centrado en las relaciones de las cotorras argentinas con otras especies de aves en algunos parques de Madrid. Si la migración atrae nuestra atención, entre los miles de gaviotas que invernan en Madrid aparece una subespecie muy escasa, la gaviota patiamarilla cantábrica. Y cierra esta amplia sección el análisis de la situación de varias especies vinculadas a hábitats «esteparios» o de cultivos de secano, alerta sobre su serio declive y necesitadas de medidas efectivas de conservación.

La sección de notas breves contiene el censo de cigüeña blanca en 2021 que constata su buena situación a nivel regional, los conteos de cigüeña negra en el embalse de El Pardo en el bienio 2020-2021, y un censo de gangas ortegas durante el invierno, que describe su precaria situación poblacional. Y concluye con la actualización de la lista patrón de aves en Madrid. Esta última incorpora la información recién publicada que afecta a las especies de la región, como el Libro Rojo de las aves de España y los cambios

taxonómicos consensuados en la nueva *Lista de aves de España* y en la nueva *Lista de aves exóticas e introducidas en España*. Las observaciones más relevantes producidas en la Comunidad de Madrid se presentan en un nuevo formato, más breve y principalmente centrado en las especies ocasionales y accidentales.

Con satisfacción por el resultado obtenido un año más y el firme deseo de continuar con esta tradición de colaboración editorial UAM - SEO/Birdlife, articulada por el grupo SEO-Monticola, os invito a que leáis y consultéis este estupendo volumen científico.

**Marta Morgade Salgado**

Vicerrectora de Compromiso  
Social y Sostenibilidad  
Universidad Autónoma de Madrid



## Editorial

¡Nuevo *Anuario Ornitológico de Madrid!*, cinco palabras que se dicen en un instante y que nos alegran a todos los aficionados a la observación de aves. En general, por la curiosidad innata que nos suele acompañar para ver lo que desconocemos, en este caso para leer el nuevo contenido plasmado en sus páginas.

Atrás hemos dejado los confinamientos derivados de la pandemia y que mejor situación para un ornitólogo que la libertad de movimiento, de igual modo que la ansiada y admirada capacidad de las aves, su vuelo. Aunque con los pies en la tierra, hemos podido ir allá donde disfrutamos de las aves, a buscar especies que no habíamos visto antes o a deleitarnos con sus migraciones o con sus quehaceres diarios en función de la estación del año. Unos con libreta en mano, otros con la cámara de fotos y todos con los prismáticos, para recabar información y guardar emociones. Esa información, esas anotaciones, esos datos serán los que acaben siendo la base de un

artículo, de una nota breve o de una entrada en un blog. Así es como esta publicación ha conseguido mantenerse, nada menos que durante 26 años.

El equipo editorial reitera su satisfacción por contar con el verdadero activo de esta publicación, los autores y colaboradores, así como todos los que llevan tantos años enriqueciéndola: los revisores que aportan toda su experiencia y conocimiento para mejorar los artículos, los ilustradores de los dibujos y de las cubiertas, los aficionados que envían sus fantásticas fotografías de aves observadas en Madrid, y también los compañeros que han pasado por el equipo editorial. Todos ellos hacen del *AOM* la publicación ornitológica de referencia en la región.

El apoyo y patrocinio de la Universidad Autónoma de Madrid es fundamental para que el *AOM* sea tal como está en tus manos o pantalla; gracias a su colaboración podemos continuar acercando, de manera científica, la ornitología madrileña



a todas las personas interesadas en las aves y el medio ambiente en general.

Este anuario se edita completamente a color, y esperamos que guste a todos nuestros colaboradores y lectores. También se mantiene la posibilidad de que los autores añadan material suplementario de forma *online* a sus artículos. En la sección «anuario» del sitio web del Grupo Ornitológico SEO-Monticola se podrán consultar y descargar los archivos relacionados con los artículos que lo indiquen. En esta ocasión, más autores recurren a esta forma virtual de aportar información adicional a sus trabajos.

Habitualmente se ha señalado el número de especies de aves citadas en la Comunidad de Madrid, apoyados en la «Lista sistemática» publicada en todos los anuarios anteriores. Ya informamos en el último volumen del cambio propuesto por el Comité Editorial respecto a esta extensa y consultada sección del *AOM*. En este anuario no aparece, y sinceramente sentimos tomar

esta decisión, quizá por ser una de las más atractivas del anuario. La recopilación de observaciones de tipo fenológico, su selección y ordenamiento requiere un esfuerzo adicional muy difícil de realizar. Existen alternativas para aquellos aficionados que deseen aportar sus datos, y también para los que solo quieran consultar y obtener información de algunas especies de aves en las diferentes plataformas *online*. Su lugar lo ocupa una nueva sección denominada «Observaciones ornitológicas destacadas», que de un modo más abreviado, compila los avistamientos más relevantes durante 2021, a juicio del comité editorial. Todas las especies accidentales y ocasionales son objeto de seguimiento, además de otras que aporten datos de interés como censos o movimiento de individuos marcados. Además, de igual forma, se ha suprimido la «Lista de colaboradores de la Lista sistemática» en la que se nombraban a todos al inicio del anuario. Este agradecimiento se ha trasladado al final de la nueva sección. Esperamos que guste a todos ellos y a nuestros lectores.

En este libro se presentan dos artículos que estudian especies migratorias: una, el alcaudón dor-sirrojo, en clara expansión por las áreas montañosas de Madrid; y otra, el carricerín cejudo, considerado como Vulnerable a nivel mundial, y con pocos registros en la región aunque, a pesar de ello, indican la importancia de algunos de los humedales del sur en su migración otoñal. Después, se estudia el impacto que producen las colisiones de las aves en los acristalamientos de las pistas de pádel, fenómeno por desgracia muy generalizado en todo tipo de ventanas y superficies verticales transparentes. Le sigue un artículo del águila perdicera, donde se presentan los resultados positivos de 2020 mediante los proyectos de reintroducción llevados a cabo en los últimos años en la región y que han visto como aumenta el número de parejas reproductoras. Este volumen también da cabida a nuevos autores con un estudio proveniente del trabajo fin de grado (TFG), como es el caso del que arroja luz sobre las relaciones de

las cotorras argentinas con otras especies de aves en tres parques de la ciudad de Madrid. Luego se presenta un estudio de una subespecie de gaviota muy escasa en el interior, la gaviota patiamarilla «cantábrica». Completan los artículos, un análisis de la preocupante situación de varias especies de aves ligadas a cultivos de secano y hábitats «esteparios», todas en serio declive y necesitadas de medidas efectivas de conservación, con propuestas de nuevas categorías de amenaza a nivel regional.

La sección de notas breves comienza con los datos del censo de cigüeña blanca en 2021, que constata la buena situación en la comunidad autónoma. Le siguen los conteos de cigüeña negra en el embalse de El Pardo en el bienio 2020-2021. Por último, un censo de gangas ortegas durante el invierno 2020/21, pone de manifiesto su precaria situación poblacional. Se continúa con la segunda edición de la «Lista patrón de aves en Madrid», al incorporar información recientemente

publicada en la *Lista de aves de España* y en la *Lista de aves exóticas e introducidas en España*, relacionada con los cambios taxonómicos consensuados por los investigadores internacionales. Todo ello permite adecuarla a las especies observadas en la región. Y terminamos con las observaciones más relevantes producidas en la Comunidad de Madrid, que se presentan en un nuevo formato, más breve y principalmente centrado en las especies ocasionales y accidentales. Los dos últimos trabajos nos facultan el control de las especies observadas en la Comunidad de Madrid en 2021 y hacer el balance de las 391 especies registradas, de las que 319 son nativas, una más que el año pasado por el correlimos pectoral, y 72 exóticas, una menos al retirar al obispo acollarado.

Por último, ha llegado la hora de la despedida de este Comité Editorial, compuesto por tres aficionados apasionados por las aves, que hemos volcado en el Anuario muchas horas de nuestro tiempo

libre. Marce se incorporó en 2020, Virginia en 2018 y Miguel allá por 2004, casi uno de los «históricos», y al igual que los anteriores editores, hemos conseguido mantener el nivel y el ritmo del Anuario como en su mejores años. Y los tiempos han cambiado, lo cual abre una nueva etapa para quienes continúen con esta absorbente labor editorial. Deseamos que la incertidumbre inicial se transforme en ilusión por seguir con esta publicación de reconocido prestigio entre los ornitólogos madrileños, y también un referente para muchos aficionados a nivel nacional. Larga vida al AOM.



## Agradecimientos

Los miembros del Comité Editorial queremos expresar nuestro más sincero agradecimiento a aquellas personas que año tras año hacen realidad el *Anuario Ornitológico de Madrid*: observadores aficionados, ornitólogos profesionales y todas y cada una de las personas cuya afición aparece reflejada en esta publicación y contribuye al conocimiento de la avifauna madrileña. No queremos pasar por alto a los muchos lectores del *AOM* que, de forma anónima, se interesan y consultan su contenido, pues también forman parte de esta gran familia y por ello agradecemos su atención. También damos las gracias a quienes lo citan en sus trabajos y blogs, pues contribuyen a su difusión e incrementan la divulgación y utilidad de su contenido.

El primer agradecimiento es para todos los ornitólogos, aficionados a la observación de aves y naturalistas que aportaron, en la medida de sus posibilidades, las citas y fotografías que componen las «Observaciones ornitológicas destacadas 2021», bien a través de nuestro correo electrónico ([anuarioornitologicomadrid@gmail.com](mailto:anuarioornitologicomadrid@gmail.com)) o bien rellenando

el formulario del sitio web del Grupo Ornitológico SEO-Monticola ([www.seomonticola.org/anuario](http://www.seomonticola.org/anuario)). Sus nombres están recogidos en los apartados «Listado de colaboradores» y «Agradecimientos» de esta nueva sección (páginas 191-208). En este volumen son 134 personas las que se detallan en esta sección, algunas colaboran por primera vez en el *AOM* y por ello les damos la bienvenida deseando que continúen durante los próximos años, pero más de la mitad participan asiduamente desde hace años. Para aquéllos que han mostrado su fidelidad durante todo este tiempo y para los que han respondido amablemente a las solicitudes de colaboración, nuestro más afectuoso agradecimiento. Confiamos en poder seguir contando con todas estas colaboraciones muchos años. Así mismo, pedimos disculpas a aquellas personas que por diferentes motivos, y siempre de forma involuntaria, se haya omitido su nombre o aparezcan citadas de manera errónea.

También queremos dar las gracias a todos los autores que han elegido el *AOM* como medio de divulgación para los resultados de sus estudios,

incrementando el contenido y valor científico de esta publicación, con especial afecto a los autores noveles que publican en este volumen. Las secciones de «Artículos» y «Censos y Notas Breves» no tendrían sentido sin sus interminables horas elaborando artículos y después corrigiendo las revisiones pacientemente.

En este volumen Ángel Hernández Lázaro, Guillermo Fandos Guzmán, Javier de la Puente, Javier García Fernández, Juan Arizaga, Juan Ramírez, Luis Miguel Bautista, Miguel Ángel Díaz Portero, Raúl Aymí y Tomás Santos revisaron detenidamente las versiones originales de los trabajos recibidos, a quienes agradecemos su tiempo y encomiable dedicación. Seguimos disfrutando con las acuarelas que ilustran la cubierta y contracubierta de Ignacio Sevilla Hidalgo, así como las láminas interiores, que viene realizando desde 2001. Noemí Alonso ha contribuido en el trabajo de producción, diseño y maquetación del *AOM*.

Queremos mencionar a la Universidad Autónoma de Madrid, sede del

Grupo Ornitológico SEO-Monticola, y agradecer a la Unidad de Zoología la ayuda prestada, así como a todos los miembros del grupo SEO-Monticola y otros grupos locales, su colaboración y apoyo. Finalmente, a todas las personas de SEO/BirdLife que ofrecieron su ayuda siempre que fue necesario y a la librería Linneo por aumentar la difusión de la publicación.

Con el objetivo de recopilar la mayoría de las observaciones de interés registradas en Madrid en 2021, también se han incluido citas publicadas en páginas web y blogs, que se suman a las recibidas por correo electrónico y a través del formulario en la web del grupo. De igual modo, se han extraído citas del Noticiero Ornitológico y de los informes del Comité de Rarezas publicados en la revista *Ardeola* de SEO/BirdLife. También agradecemos a la plataforma eBird la difusión de observaciones ornitológicas mediante su sitio web y el envío de datos bajo petición, así como a los autores de dichas observaciones. Por último, agradecemos la colaboración de los administradores de los grupos de WhatsApp «Mundo Pajarero» y

«BirdersMadrid» y a sus miembros la gentileza de permitir publicar sus citas. En los tres casos se solicitó su consentimiento, y por ello aparece su nombre en vez de la plataforma.

A continuación, se detallan las consultas realizadas:

**Web eBird:**

<https://ebird.org>

**Base de datos eBird:**

eBird Basic Dataset. Version: EBD\_relJan-2022. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, New York. Feb 2022.

**Web Reservoir Birds:**

<https://www.reservoirbirds.com>

**Blog Cuaderno de Aves Exóticas:**

<http://grupodeavesexoticas.blogspot.com>

**Conteos y anillamientos de aves migradoras:**

<https://www.trektellen.nl>

Y una vez más, agradecemos la confianza que continúa depositando en nosotros la Universidad Autónoma de Madrid con su patrocinio a través de su Oficina de Sostenibilidad-UAM y del Servicio de Publicaciones para la impresión del presente volumen.

Es todo un estímulo y una tranquilidad contar con su colaboración en la publicación del *Anuario Ornitológico de Madrid* y deseamos que se mantenga en los próximos años.



## Normas de aportación y utilización de colaboraciones

El *Anuario Ornitológico de Madrid* publica trabajos originales e inéditos sobre ornitología dentro del ámbito de la Comunidad de Madrid, así como observaciones ornitológicas de interés dentro del mismo ámbito geográfico. La primera parte del anuario se compone de «Artículos», estudios que no excedan las 15 páginas impresas, aunque pueden aceptarse excepcionalmente de mayor extensión si su interés lo justifica. La sección de «Censos y Notas Breves» incluye trabajos más cortos (hasta 6 páginas impresas), habitualmente dedicados a seguimientos de aves con periodicidad anual o descripciones de algún aspecto biológico destacable. La última parte del Anuario está constituida por las observaciones de interés ornitológico enviadas por los colaboradores y también extraídas de plataformas en internet. Todas estas citas son revisadas y las seleccionadas se publican en la sección denominada «Observaciones ornitológicas destacadas».

Uno de los objetivos del anuario es constituir una fuente de información actualizada sobre la avifauna

madrileña. Para ello, es conveniente que los trabajos y observaciones se publiquen el año de su elaboración.

La fecha límite para la recepción de colaboraciones correspondientes al año anterior, para ser publicadas en el *Anuario Ornitológico de Madrid*, es el 1 de mayo del año en curso.

Los artículos o citas recibidos después de esta fecha podrán ser publicados en volúmenes posteriores.

### Envío de colaboraciones

Para agilizar las comunicaciones entre autores, revisores y editores, solo se acepta el uso del correo electrónico para todo tipo de correspondencia. Los artículos y notas deberán redactarse en castellano y enviarse, en formato Word (.doc, .docx). Las citas se registrarán, preferentemente, en un archivo Excel (.xls, .xlsx), utilizando la plantilla disponible en la sección «Anuario» del sitio web [www.seomonticola.org](http://www.seomonticola.org). Todos estos documentos se enviarán a la siguiente dirección: **[anuarioornitologicomadrid@gmail.com](mailto:anuarioornitologicomadrid@gmail.com)**

El Comité Editorial dará acuse de recibo de las colaboraciones durante la semana siguiente a su recepción.

### **Autoría de las colaboraciones**

Los artículos, notas y citas publicados en el *Anuario Ornitológico de Madrid* son enviados de forma voluntaria por sus colaboradores, que deben ser citados como autores de los mismos en cualquier informe o publicación. A efectos de citación, el Anuario será tratado como un libro (con sus editores reconocidos como tales) y los artículos, notas y citas como capítulos con sus correspondientes autores.

Los autores serán personas, nunca instituciones o asociaciones, que serán citadas como direcciones de filiación de los autores. Los autores habrán contribuido sustancialmente a la realización del trabajo, ya sea ideándolo, responsabilizándose del diseño y ejecución del muestreo, sintetizando sus resultados o escribiendo el manuscrito. No deberían ser autores las personas que hayan colaborado ayudando en

el trabajo de campo o aportando financiación (estas personas deberían ser citadas en los agradecimientos, o si se desea, en un apartado especial titulado «Equipo de trabajo»). En el caso de las citas de las «Observaciones ornitológicas destacadas» se podrá considerar como autor a una institución o asociación, pero se recomienda que los autores sean personas. En las citas procedentes de plataformas de internet, se citará la plataforma de origen cuando no se pueda detallar la autoría.

### **Preparación de manuscritos**

Los autores interesados en publicar sus trabajos en el *Anuario Ornitológico de Madrid* pueden descargar un documento con las normas completas de preparación de manuscritos desde la sección «Anuario» del sitio web [www.seomonticola.org](http://www.seomonticola.org). Los trabajos que no se ajusten a dichas normas podrán ser devueltos a los autores sin revisión. Se recomienda consultar la presentación de los artículos en el último volumen publicado.



Generalmente, los artículos y notas breves serán enviados para su evaluación crítica por uno o más revisores y se comunicará a los autores la decisión del Comité Editorial en los dos meses siguientes a la recepción del manuscrito.

Los autores recibirán pruebas de imprenta de los artículos y notas aceptados para corregir posibles errores de maquetación o tipográficos. A los autores y revisores se les obsequiará con un volumen del *AOM* en el que salga publicada su aportación.

### Preparación de citas u observaciones

Los autores de citas de interés, según los criterios establecidos por el comité editorial y publicados en la sección «Observaciones ornitológicas destacadas» del último anuario impreso, enviarán sus observaciones utilizando la plantilla Excel o el formulario, disponibles en [www.seomonticola.org/anuario](http://www.seomonticola.org/anuario). Para cada cita se aportarán los siguientes datos:

1. **Nombre científico** de la especie. Se agradece que los listados de especies se ordenen según la última *Lista Sistemática*.
2. **Término municipal**, localidad si es una pedanía, paraje, en que se realizó la observación, y opcionalmente las coordenadas (en formato decimal). También resulta de gran interés describir muy brevemente el hábitat (por ejemplo: encinar adhesionado, pastizal encharcado, etc.).
3. **Número de ejemplares** observados y, si es posible distinguirlo, sexo y edad de los mismos.
4. **Condiciones** que acompañaron a la observación (por ejemplo: en tiempo tormentoso, con buena iluminación, duración de la observación, etc.).
5. **Fecha** o fechas de inicio y fin de la observación.
6. **Material gráfico y audiovisual** disponible, como fotografías, videos o grabaciones de audio. En el caso de las fotografías,

preferentemente irán en formato .jpg o .tif con una resolución de al menos 300 ppi. Se recomienda aportar alguna fotografía, independientemente de su calidad, cuando se trate de observaciones de especies accidentales y raras a nivel nacional o regional. Al igual que en otras colaboraciones, se indicará la autoría de las fotos que se publiquen.

7. Se aconseja una breve explicación del **interés de la cita** (por ejemplo: avistamiento de especies ocasionales, presencia rara en la localidad, etc.). Para las especies **accidentales** se deben respetar estrictamente los puntos anteriores y es recomendable añadir una pequeña descripción del ave. Aquellas especies consideradas **rareza** están sometidas a homologación por el Comité de Rarezas de SEO/BirdLife (CR) al que se debe remitir la información detallada de la observación. Se publicarán todas aquellas citas sujetas a homologación por el CR así como las correspondientes a especies accidentales y ocasionales en la Comunidad

de Madrid y, de modo general, las que aporten nuevos datos al conocimiento del estatus de una especie o de su fenología migratoria. Por tanto, son interesantes las citas en nuevas localidades de cría y las desapariciones en un área; los conteos y censos de reproducción y/o invernada, las de concentraciones notables de aves en migración y los registros de individuos marcados de especies escasas. El criterio de selección de citas destacadas para algunas especies, ha de entenderse más como una guía que como un requisito estricto; se recomienda consultar el último volumen publicado. No obstante, se ruega enviar una descripción completa en el caso de citas correspondientes a especies raras o de identificación complicada en épocas no habituales para las mismas.

8. **Nombre de los observadores** (indicando nombre y dos apellidos). Es necesario incluir una dirección de correo electrónico y/o número de teléfono de contacto.

Excepcionalmente, se aceptará el envío de citas fuera de la plantilla Excel si presentan el siguiente formato:

Especie:

**Nombre común y científico**

- **Municipio**, localidad si es diferente, **lugar** o paraje (coordenadas si se conocen), interés de la cita, **número de aves, sexo y edad, fecha** (**nombre** completo de los observadores).

Por ejemplo:

Falaropo picogruoso (*Phalaropus fulicarius*)

- Soto del Real, embalse de Santillana, 1 adulto se alimenta en la orilla el 23.X (J. Ruiz).

Las citas que no se ajusten a dichas normas podrán ser devueltas a los autores para ser aclaradas.

El Comité Editorial se reserva el derecho de publicación de las citas, notas y artículos recibidos.





# Selección de hábitat, distribución y población del alcaudón dorsirrojo (*Lanius collurio*) en la Comunidad de Madrid

Juan Carlos HIDALGO\* y Elena BAONZA

ÁLULA, Asociación para el Estudio y la Defensa de la Naturaleza y el Anillamiento Científico de Aves. c/ Los Caños 2, 28410 Manzanares el Real (Madrid)

\* ProyectoLANCOL@gmail.com

## Resumen

La reciente colonización a finales del siglo XX por el alcaudón dorsirrojo de territorios propicios para la reproducción en el centro peninsular presenta un gran interés biogeográfico y ecológico. Esta expansión resulta paradójica teniendo en cuenta los datos de tendencia negativa de la especie en la práctica totalidad de su área de distribución mundial. El presente estudio expone los resultados sobre la distribución altitudinal y geográfica, preferencias de hábitat y de población actual estimada del alcaudón dorsirrojo durante el periodo reproductor en la Comunidad de Madrid, obtenidos en los trabajos de campo realizados entre los años 2018 y 2020, así como su distribución potencial. La población reproductora de alcaudón dorsirrojo en el área de estudio se compuso regularmente de medio millar de parejas, con una marcada preferencia por parajes frescos desarbolados, como los pastos de puerto o los mosaicos de prados con matorrales de rosáceas, situados entre los 1.140 y los 1.570 m s. n. m. Estas características lo diferencian de las poblaciones situadas en la región Eurosiberiana, por lo que, junto a las particularidades antrópicas y socio-económicas del área de estudio, deben considerarse para el establecimiento de las adecuadas acciones de conservación y evitar su extinción local en un mundo cambiante.

Este artículo refiere a material suplementario electrónico, disponible en la biblioteca online del *Anuario Ornitológico de Madrid* ([www.seomonticola.org/anuario](http://www.seomonticola.org/anuario)).

## Palabras clave

Densidad, distribución altitudinal, distribución potencial.

## Introducción

A diferencia de especies animales menos móviles, las aves pueden realizar grandes desplazamientos, e

incluso algunas pueden desarrollar migraciones de larga distancia a través de vastas regiones biogeográficas (Alerstam 1990). Esto da como resultado grandes modificaciones

estacionales en su distribución. En muchas especies, sus poblaciones están condicionadas a sus centros de abundancia, allí donde las condiciones ambientales son más favorables para ellas, mientras que, en los bordes de su área de distribución es de esperar una disminución de sus densidades y frecuencias de aparición (Brown 1984; Sagarin y Gaines 2002). Otros factores ambientales a escala más local, y su variación temporal, también pueden afectar a su abundancia (p. ej. Brown 1984). Adicionalmente, el conocimiento espacio-temporal de ocurrencias y abundancias presenta una mayor complejidad en aves migradoras, ya que los requisitos ecológicos de los hábitats que ocupan pueden variar a lo largo del ciclo anual de reproducción, invernada y migración. En este contexto, el estudio de los hábitats empleados en época reproductora tiene un papel fundamental (Morrison *et al.* 2021) y su selección está influenciada principalmente por factores como el riesgo de sufrir depredación, parasitismo, competencia, existencia de sustratos adecuados para la nidificación y la abundancia de alimento (Alerstam 1990; Newton 2003).

El conocimiento de los parámetros ambientales que determinan la presencia y distribución de una especie, y su monitorización a largo plazo de cara a conocer su dinámica espacio-temporal, es esencial para poder adoptar medidas eficaces para su conservación, más aún en un escenario de cambio climático que podría alterar de forma directa o indirecta los recursos disponibles,

y afectaría a la abundancia poblacional, distribución espacial y probabilidad de extinción local (Sanz 2002; Araújo *et al.* 2011; Morelli *et al.* 2012).

A las técnicas tradicionales de censos para estimación de poblaciones, se unen los desarrollos que emplean análisis basados en información ambiental. Entre estos últimos, se encuentran los modelos estadísticos que vinculan los datos de presencia de individuos de una especie con información ambiental espacial. Estos algoritmos de modelización de distribución de especies (*species distribution models*-SDMs), también conocidos como modelos de nicho ecológico (*environmental niche models*-ENMs), combinan información de la presencia de especies con información ambiental relevante, con el objetivo de obtener una extrapolación del hábitat favorable para la especie y su idoneidad. Las aplicaciones de estas técnicas en aves pueden ser muy diversas (Engler *et al.* 2017), como el diseño de programas de seguimiento o la determinación de áreas propicias para el desarrollo de trabajos de campo, mediante la creación de mapas de disponibilidad de hábitats con condiciones ambientales favorables, que pueden interpretarse como hábitats idóneos. Estas técnicas son ampliamente empleadas en varios estudios sobre el alcaudón dorsirrojo (*Lanius collurio*) a diversas escalas (Titeux *et al.* 2007; Brambilla *et al.* 2009; Brambilla y Ficetola 2012).

El alcaudón dorsirrojo es un paseriforme migrador de larga distancia

que posee una extensa distribución en las regiones Paleártica y Afrotropical. Durante la época reproductora se distribuye por amplias zonas de Europa y Asia Central: por el norte, desde el sur de Escandinavia hasta el oeste de Siberia; y por el sur, desde el noroeste y centro de la península ibérica hasta el mar Caspio. Vinculado a hábitats propios de la región Eurosiberiana, dentro de la región Mediterránea coloniza parajes frescos donde la sequía estival es menor (Lefranc y Workfolk 1997). La invernada la realiza en zonas de sabana semiárida al sureste de África (Bruderer y Bruderer 1993).

En la península ibérica, el alcaudón dorsirrojo presenta una distribución condicionada por la combinación de un conjunto de variables ambientales a diferentes escalas. Entre estas variables, las climáticas deben considerarse como el principal factor limitante de la distribución espacial de la especie a gran escala (Reino *et al.* 2006; Tellería 2018a), mientras la disponibilidad y estructura del hábitat condiciona su distribución a escala regional o local (Morelli 2012; Morelli *et al.* 2012, 2016). Se encuentra presente en buena parte de su mitad norte, desde los Pirineos a la cordillera Cantábrica, Galicia, norte de Portugal y sistema Ibérico septentrional (De Juana 1980; Hernández 2003). En época reciente amplía su área de distribución en la provincia de Soria (Hernández 2003) y sistema Ibérico meridional en Teruel, Cuenca, Tarragona y Castellón (Prades *et al.* 2016; eBird Basic Dataset 2019). De forma

similar a la colonización del centro peninsular por el bisbita arbóreo (*Anthus trivialis*) en la década de los 70 (Tellería *et al.* 1999), el alcaudón dorsirrojo coloniza nuevas áreas propicias en el sistema Central (Roviralta 2002; Hernández 2003; López Septiem *et al.* 2004; Hidalgo *et al.* 2020), donde no era conocido como reproductor hasta 1997 en la Comunidad de Madrid (De la Puente *et al.* 1998). También se constata su presencia como reproductor en las provincias de Segovia, Guadalajara, Ávila, Salamanca y Cáceres (eBird Basic Dataset 2019). Entre las causas de dicha colonización se describen factores, como las pérdidas de hábitat óptimo y la acelerada reducción de la abundancia de insectos en gran parte de su área de distribución dentro de la región Eurosiberiana, incluida la peninsular, debido fundamentalmente a la intensificación agrícola y la concentración parcelaria, así como el uso de pesticidas y la consecuente disminución de las poblaciones de artrópodos (Hernández 2003; Tryjanowski *et al.* 2006; Tellería 2018a, 2018b; Tellería *et al.* 2020). No se descartan otros factores a escala más global fruto del cambio climático que podrían estar alterando los ciclos de productividad en sus áreas de cría dentro de la región Eurosiberiana y que justificarían su retracción hacia áreas de montaña, como en el caso del centro peninsular, tendencia pendiente de ser confirmada (Tellería *et al.* 2020). El alcaudón dorsirrojo es considerado un excelente indicador de la biodiversidad de los hábitats que ocupa (Safriel 1995; Brambilla *et al.* 2009).

La población ibérica de alcaudón dorsirrojo se estima en unas 360.000 aves (263.000 - 492.000 para un intervalo de confianza /C del 90%) hace más de una década (Carrascal y Palomino 2008). Entre 1998 y 2016 presenta una tendencia poblacional en España del -54%, y cercana al -60% en la región Euro-siberiana. El declive de la especie a escala europea se estima en el 38%. Además de estas tendencias, en su área de distribución europea, sus poblaciones sufren oscilaciones interanuales por motivos aún no explicados (Escandell 2017; Tellería *et al.* 2020).

En cuanto a su estatus de protección mundial y europea, el alcaudón dorsirrojo se encuentra catalogado por BirdLife International (2017) para la IUCN Red List como LC (*Least Concern*, Preocupación Menor), e incluido en el Anexo I de la Directiva Aves, Directiva 2009/147/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 30 de noviembre de 2009 relativa a la conservación de las aves silvestres. En España se encuentra incluido en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero).

El presente trabajo tiene como objetivo el estudio de la selección de hábitat en periodo reproductor del alcaudón dorsirrojo en la Comunidad de Madrid y su comparación con otros enclaves de las regiones Eurosiberiana y Mediterránea, así como estimar su distribución y población, actual y potencial, amenazas y acciones de conservación dentro del área de estudio.

## Material y métodos

### Área de estudio

El estudio se realizó en las sierras de Ayllón, del Rincón, Somosierra y Guadarrama, dentro del límite administrativo de la Comunidad de Madrid. El área estudiada ocupa 1.436 km<sup>2</sup> aproximadamente, entre los 1.000 y 1.800 m s. n. m. Con un gradiente altitudinal entre los 700 - 2.400 m en su sector madrileño, y junto con su orientación noreste-suroeste, el sistema Central genera una climatología muy heterogénea que tiene como resultado la existencia de varios pisos bioclimáticos, diversidad de hábitats y elevada riqueza en un área relativamente pequeña dentro de la región Mediterránea.

### Método de estudio

Se han diseñado y desarrollado trabajos de campo para la localización y censo de territorios reproductores de alcaudón dorsirrojo. Los datos históricos de citas se han empleado únicamente para el diseño de los muestreos. Los datos de ocurrencias obtenidos en muestreos fueron tratados y georreferenciados para obtener la distribución altitudinal y selección de hábitat. Por último, se ha procedido a estimar mediante SDM la distribución geográfica y población potencial de la especie en la Comunidad de Madrid.

### Diseño de los trabajos de campo y toma de datos

Los trabajos de campo se desarrollaron en los años 2018, 2019 y 2020, en los que se realizaron censos regulares desde finales de abril a mediados de septiembre.

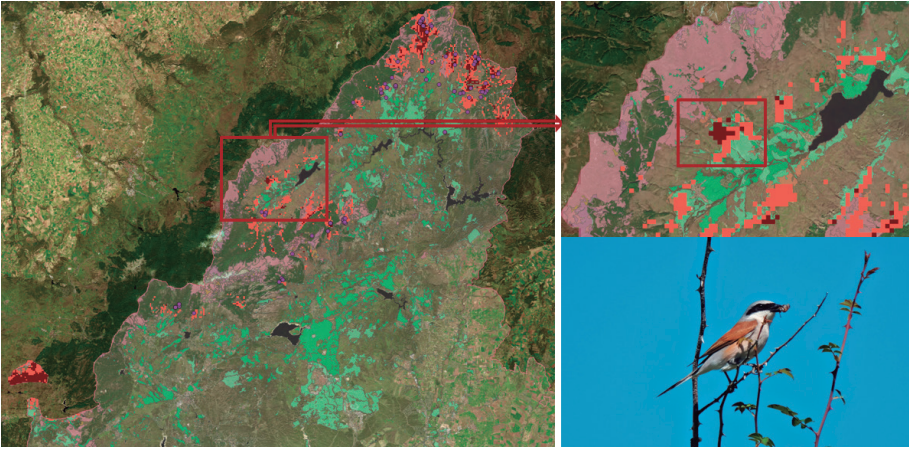


Para la selección de zonas de trabajo dentro del área de estudio y organización de los muestreos, se tuvo en cuenta el conocimiento previo de la especie, sus requerimientos de hábitat, así como las citas publicadas hasta la fecha en el *Anuario Ornitológico de Madrid* (De la Puente *et al.* 1997; Juan *et al.* 2020), en eBird (eBird Basic Dataset 2019, y actualizaciones para datos posteriores en versión web), propias o de colaboradores, con un nivel de exactitud en georreferenciación inferior a 100 metros. Durante 2018 y 2019 se realizó una selección y visita de zonas de trabajo a partir de ocurrencias, o consideradas favorables por hábitat propicio para la reproducción de la especie, e identificadas mediante cartografía del Instituto Geográfico Nacional y fotografías aéreas procedentes del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea, para lo que se empleó QGIS (QGIS Development Team 2020).

Esta especie emplea un nicho estacional bastante característico durante su periodo reproductor (véase discusión), lo que se aprovechó para, en 2020, utilizar como técnica adicional la herramienta Maxent (versión 3.4.1.; Phillips *et al.* 2017), programa predictivo basado en el enfoque de máxima entropía para modelizar nichos de especies y distribuciones. Con Maxent se modelizó la distribución espacial (SDM) en función de variables ambientales orográficas, climatológicas y de vegetación, lo que permitió localizar posibles zonas de muestreo con hábitat propicio no consideradas en los dos años anteriores.

De esta forma, se incorporaron al plan de muestreo las cuadrículas con un valor del área bajo la curva (*area under curve* - AUC) superior a 0,8 (hábitats óptimo y subóptimo; figura 1). Por último, se tuvo en cuenta la facilidad de acceso a las zonas para reducir el esfuerzo y optimizar los recursos disponibles para el estudio.

Todas las zonas de trabajo seleccionadas fueron muestreadas completamente, al menos una vez al año dentro del periodo reproductor, con el fin de conocer presencia de ejemplares y de territorios ocupados por parejas. Cada zona seleccionada fue censada a pie, a marcha lenta, en las cuatro horas siguientes al amanecer, o en las tres horas anteriores al anochecer. Se empleó la metodología *Mapping Methods* (Bibby *et al.* 2000) mejorada con las sugerencias de Tryjanowski *et al.* (2003) para la especie, mediante localización directa de ejemplares y observaciones adicionales del comportamiento de individuos, parejas y la localización de nidos mediante evidencias del aporte de material o cebas. Se evitó la localización visual cercana por lo sensible de la especie a las molestias durante la construcción de nido, puestas e incubación (Tryjanowski y Kuzniak 1999). Las primeras visitas (finales de abril a 20 de mayo), anteriores al periodo de reproducción, tuvieron como objeto obtener un conocimiento previo del terreno, localizar arbustos propicios para su empleo como posaderos o nidificación, y aportar datos fenológicos de primeros individuos migrantes en ocupar territorios. Se realizó un



**Figura 1**

Ejemplo de empleo de cartografía obtenida a partir del SDM combinado con un Sistema de Información Geográfica empleando citas históricas (desde 1987) para la identificación de áreas potenciales para la reproducción del alcaudón dorsirrojo. A la derecha arriba, detalle de la identificación de una nueva zona de trabajo a incluir en el plan de muestreo, donde posteriormente se confirmó la presencia de la especie durante los trabajos de campo. A la izquierda, teselas de 100 x 100 m: en rojo corresponden a valores AUC > 0,9 = hábitat óptimo, en naranja indican valores AUC 0,8 - 0,9 = hábitat subóptimo. A la derecha abajo, un macho de alcaudón dorsirrojo con cebsa localizado en una zona de trabajo.

mayor esfuerzo de visitas (85%) en periodo reproductor, coincidiendo con la llegada de individuos tras la migración prenupcial a las zonas de reproducción, cuando es más fácil localizar a los machos en actitud territorial, o en la segunda mitad del periodo de cría, cuando la pareja debe realizar las cebas a pollos o volantones de forma más intensa. El resto de las visitas tuvieron como objetivo confirmar la presencia de individuos, obtener datos de fenología reproductora, así como, estimar el tamaño y ocurrencia de los territorios ocupados. Las aves y nidos localizados fueron georreferenciados con ayuda de GPS, con anotación de la localidad, fecha, hora,

climatología, tipo de hábitat, así como, edad, sexo y comportamiento de los individuos observados (marcage o defensa del territorio, posado, caza, aporte de material para nido, presencia de egagrópilas, almacén de alimentos, cortejo o cebas). Los límites de los territorios se estimaron mediante polígonos, resultado de unir las ocurrencias más exteriores de un mismo individuo obtenidas en las observaciones de machos posados o disputas territoriales.

### Tratamiento de datos

Únicamente se tuvieron en cuenta los datos de muestreos con presencia de individuos adultos desde el 20 de mayo al 10 de agosto,

considerado como periodo reproductor (datos propios). Con ayuda de QGIS, se realizó un segundo filtro para evitar la pseudorreplicación, se eliminaron aquellos registros coincidentes o con proximidad entre ellos inferior a 24 m, distancia máxima a la que se situarían dos registros contiguos en teselas colindantes de 12 m, es decir, el doble del tamaño de las teselas de las capas ambientales empleadas en el SDM.

### Distribución altitudinal

A partir de los datos obtenidos en los trabajos de campo, y con ayuda de QGIS, se tabularon los valores de altitud para cada punto de ocurrencia, y posteriormente se obtuvo su media y desviación estándar.

### Selección de hábitat en periodo reproductor

Para su determinación se realizaron *buffers* o zonas de influencia de 25 metros de diámetro alrededor de los puntos de ocurrencia de la especie, y posterior recorte con ayuda de QGIS frente a mapa digital continuo de vegetación de la Comunidad de Madrid (spacmveg2006 2019) para altitudes comprendidas entre 1.000 y 1.800 m s. n. m. El recorte así obtenido fue tabulado y se calcularon las superficies correspondientes a cada macro-categoría de vegetación dentro del área de estudio ( $A_p$ ), y número de ocurrencias ( $U_p$ ) (tabla 1).

Para medir el grado de significancia del ajuste de los resultados, se aplicó un test Chi-cuadrado de Pearson, con el que se relacionó la

frecuencia del número de ocurrencias obtenidas ( $U_p$ ) con el número esperado en función de la proporción de hábitat existente en el área de estudio ( $A_p$ ). Esto es, la frecuencia que cabría esperar del número de ocurrencias sobre cada hábitat si no hubiera una selección positiva por parte de la especie.

Para la evaluación de la preferencia de hábitat se utilizó el Índice de Selección de Ivlev  $I_i$  (Ivlev 1961), el cual relaciona la proporción de individuos en un hábitat sobre el total de individuos detectados ( $U_p$ ), y la proporción de dicho hábitat disponible sobre el total del área de estudio ( $A_p$ ).

$$I_i = (U_i - A_i)/(U_i + A_i)$$

A partir del valor del índice, con resultados entre +1 y -1, pueden establecerse conclusiones sobre el grado de selección de hábitat de la especie con la siguiente categorización: selección fuertemente positiva cuando sea mayor de 0,6, selección moderada entre 0,2 y 0,59, neutra entre 0,19 y -0,19, rechazo moderado entre -0,2 y -0,59, y rechazo fuerte cuando sea inferior a -0,6.

### Distribución geográfica y población potencial

Los datos de ocurrencias se emplearon para la modelización de la distribución potencial de la especie mediante Maxent. Como variables ambientales, climáticas y topográficas se emplearon capas ráster con una resolución espacial de 12 x 12 metros por píxel o tesela

**Tabla 1**

Resultados de muestreos realizados entre 2018 y 2020, y superficies de hábitats de alcaudón dorsirrojo en la Comunidad de Madrid. Hábitats y unidades de vegetación según el mapa digital continuo de vegetación de la Comunidad de Madrid para altitudes comprendidas entre 1.000 y 1.800 m s. n. m.

Hábitat-Estructura Vegetación	Superficie disponible en la Comunidad de Madrid 1.000-1.800 m s. n. m. (% sobre el total) (A)	Superficie parches de hábitat muestreados (% sobre el total) (A)	Superficie hábitat favorable según modelo Maxent (% sobre el total)	Nº de ocurrencias registradas en muestreos (U)	Número de parejas registradas en Muestreos (número de parches de hábitat)	Número de parejas e IC 95 % según modelo Maxent (AUC > 0,9)
Pastizal y erial-Monte desarbolado	1.976 ha (9,0%)	75,9 ha (26,0%)	392,8 ha (26,3%)	76	35 (n=7)	182 (162-217)
Prado-Monte desarbolado	8.657 ha (6,0%)	67,5 ha (23,2%)	450,6 ha (30,2%)	67	25 (n=4)	167 (94-252)
Matorral espinoso de rosáceas-Monte desarbolado	1.035 ha (0,7%)	52,6 ha (18,0%)	370,9 ha (24,9%)	52	21 (n=2)	147 (54-252)
Pasto de puerto-Monte desarbolado	999 ha (0,7%)	47,4 ha (16,3%)	105,6 ha (7,1%)	47	18 (n=3)	41 (18-67)
Otros-Monte desarbolado	39.612 ha (27,6%)	31,7 ha (10,9%)	55,3 ha (3,7%)	31	13 (n=4)	22 (12-34)
Otros-Monte arbolado	21.781 ha (15,2%)	16,3 ha (5,6%)	72,1 ha (4,8%)	16	4 (n=1)	19 (0-78)
Otros-Bosque	51.250 ha (35,7%)	0 ha (0%)	32,8 ha (2,2%)	---	---	--
Otros-Zonas Humanizadas	7.297 ha (5,1%)	0 ha (0%)	11,5 ha (0,8%)	---	---	--

transformadas a ESRI ASCII (Material suplementario, tabla S1). La altitud no fue considerada como variable al encontrarse fuertemente correlacionada con la temperatura en áreas de montaña (Köner 2007). Otras variables orográficas como la orientación de las laderas o la pendiente del terreno fueron descartadas en el modelo final debido a su escasa contribución, y/o presentar una acusada correlación con otras variables empleadas de forma directa o indirecta (p. ej., la orientación y la altitud, ambas correlacionadas con la temperatura).

Para elegir el modelo de mayor calidad predictiva se tuvo en cuenta el AUC, indicador de la exactitud predictiva del modelo, y por lo

tanto de su grado de ajuste. El valor de AUC oscila entre 0 y 1, con valores más altos al aumentar su grado de ajuste. El modelo (ver parámetros en apéndice S2) fue recalculado diez veces empleando de forma aleatoria para cada modelo obtenido, el 75 % de los datos de ocurrencia a modo de ensayo, y el 25 % restante a modo de test. El resultado obtenido para valores de AUC > 0,9, hábitat óptimo según Swets (1988), fue empleado para elaborar un mapa de distribución potencial de la especie.

La población potencial ( $P$ ) se calculó mediante el múltiplo de la densidad del número de parejas por hectárea ( $D$ ) por la superficie total de la distribución potencial de

la especie ( $A$ ), de forma segregada para cada tipo de hábitat, debido a la relativa heterogeneidad espacial de la especie obtenida al analizar la selección de hábitat en periodo reproductor,

$$P = D \times A$$

La densidad de población ( $D$ ) se estimó mediante la relación entre el promedio del número de parejas ( $p$ ) registrado para cada zona y tipo de hábitat, corregido por el índice de detectabilidad ( $ID$ ), frente al promedio del área muestreada ( $a$ ) en hectáreas para ese tipo de hábitat,

$$D = \frac{p}{ID \times a}$$

Para la estima del  $ID$ , en algunas zonas (tabla 3) los censos visuales fueron complementados con la captura de ejemplares mediante técnicas de anillamiento científico y su marcaje con anillas de color para lectura a distancia. Estos marcajes tienen como cometido principal otros estudios, pero a la vez, permitieron mejorar el conocimiento del número máximo de parejas ( $N$ ) y territorios ocupados en cada zona mediante observación directa en visitas posteriores, ya que se individualizan ejemplares y evitó contabilizar por lo bajo cuando no se estuvo seguro de si un ejemplar visto era el mismo que otro localizado anteriormente. Por ello, el marcaje ayudó a estimar el  $ID$  de la especie en los hábitats evaluados (tabla 1). Además, el  $ID$  ha permitido una mejor estimación del número de parejas

reproductoras en aquellas zonas menos visitadas.

$$ID = \frac{p}{N}$$

Por último, la superficie de la distribución potencial ( $A$ ) fue obtenida con el modelo de Maxent para un valor de AUC superior a 0,9 (hábitat óptimo o de alta precisión). Se descartaron los polígonos de superficie inferior a 3 ha, considerada área de parche de hábitat mínimo para la presencia de la especie (Tellería 2018a; datos propios inéditos), y se calculó la superficie para cada hábitat mediante su intersección con el mapa de vegetación de la Comunidad de Madrid.

Los valores de intervalo de confianza ( $IC$ ) 95% ( $\alpha = 0,05$ ) para cada hábitat, teniendo en cuenta los sesgos debidos a las estimas de  $D$  e  $ID$ , pueden calcularse como,

$$IC(95\%) = \left[ \bar{D} \pm 1,96 \frac{SD_D}{\sqrt{n_D}} \right] \times \left[ 1 + 1,96 \frac{SD_{ID}}{\sqrt{n_{ID}}} \right] \times A$$

Para la estimación del tamaño poblacional potencial de la especie a escala regional se tuvieron en cuenta variables como las características de los hábitats que ocupa y su densidad poblacional en la superficie ocupada por la especie en el área de estudio, así como los sesgos de la propia metodología de muestreo empleada. Se asume el margen de error de las estimas poblacionales efectuadas, cuantificando sus fuentes de variación mediante intervalos de confianza que reflejan su magnitud (Bibby *et al.* 2000; Carrascal y Palomino 2008).

**Tabla 2**

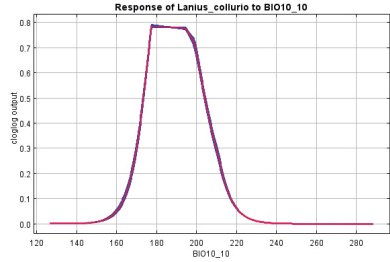
Porcentaje de contribución y tipo de efecto para cada una de las variables ambientales consideradas en el modelo Maxent de modelización de la distribución espacial del alcaudón dorsirrojo en el área de estudio, en función de variables ambientales orográficas, climatológicas y de vegetación.

**Variable-Contribución relativa al modelo Efecto**

Temperatura media cuatrimestre más cálido (BIO10\_10)  
81,9%

Negativo para valores superiores a 20,0°C

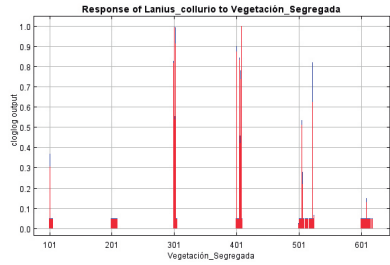
**Curvas de respuesta para cada variable ambiental**



Formación Vegetal-Estructura  
15,1%

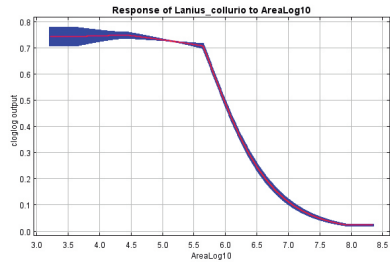
Series segregadas,  
100- Zonas Humanizadas  
200-Cultivos  
300-Prados, pastizales y eriales  
400-Vegetación arbustiva  
500-Bosques y montes de frondosas  
600-Bosques y montes de coníferas

Respuestas AUC > 0,7 ordenados de mayor a menor,  
410-Matorral espinoso de rosáceas  
302-Pasto de puerto  
304-Helechal\_Monte desarbolado  
402-Brezal  
406-Piornal, codesar y escobonal  
301-Prado  
408-Matorral de leguminosas



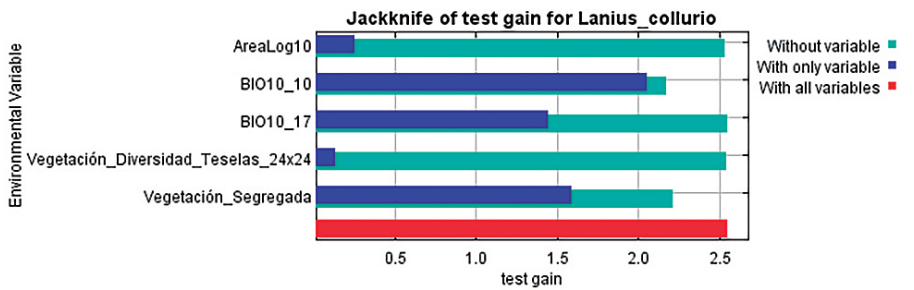
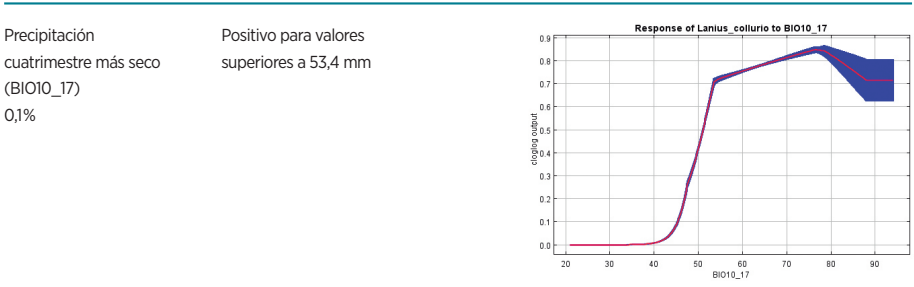
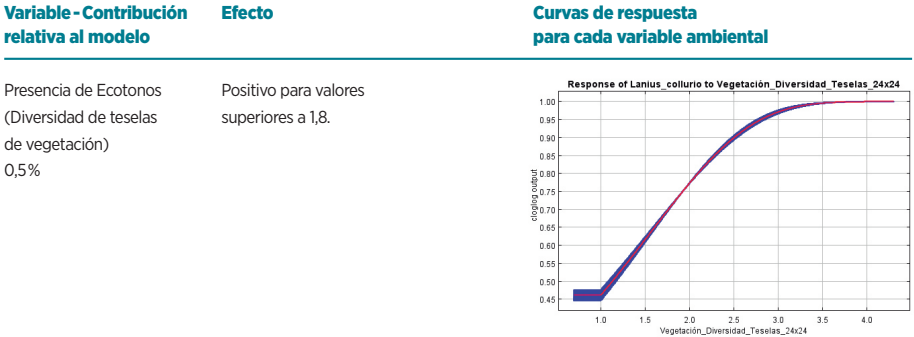
Área Parche de Vegetación (Log10)  
2,3%

Negativo para valores superiores a 46 ha (AreaLog10=5,66)



**Tabla 2. Continuación**

Porcentaje de contribución y tipo de efecto para cada una de las variables ambientales consideradas en el modelo Maxent de modelización de la distribución espacial del alcaudón dorsirrojo en el área de estudio, en función de variables ambientales orográficas, climatológicas y de vegetación.



Contribución de cada variable ambiental considerada en el SDM.

**Tabla 3**

Zonas de trabajo seleccionadas donde el esfuerzo de muestreo fue más intensivo empleando Mapping Methods mejorado según Tryjanowski *et al.* (2003), y marcaje individualizado de ejemplares mediante técnicas de anillamiento científico.

Zona	Altitud media (m s. n. m.)	Piso Bioclimático - Vegetación predominante	Superficie (ha)	Nº Máximo de territorios	Densidad (pares/10 ha)	Promedio de territorios detectados (número de visitas)	Índice de Detectabilidad (ID)
Arroyo de la Laguna (Robregordo)	1.550	Supramediterráneo sup. --- Pastizal húmedo con cervunales ( <i>Nardus stricta</i> ) y rosáceas ( <i>Rosa</i> sp.) rodeado de matorral de altura de piorno ( <i>Cytisus oromediterraneus</i> )	13,1	7	5,37	6,00 ± 1,05 (n=10)	0,750
Collado Cerrado (Canencia)	1.450	Supramediterráneo sup. --- Prado de puerto con cervunales ( <i>Nardus stricta</i> ), arbustos dispersos de rosáceas ( <i>Rosa</i> sp.) y enebro rastrero ( <i>Juniperus communis</i> subsp. <i>nana</i> ) rodeados de piorno ( <i>Cytisus oromediterraneus</i> ) y pinar ( <i>Pinus sylvestris</i> )	30,2	8	2,65	4,82 ± 0,883 (n=17)	0,603
Hueco de San Blas (Manzanares el Real)	1.300	Supramediterráneo med. --- Pastizales con matorral espinoso de rosáceas ( <i>Rosa</i> sp. y <i>Rubus</i> sp.), majuelos ( <i>Crataegus monogyna</i> ) y <i>Genista florida</i> , rodeados de pinar ( <i>Pinus sylvestris</i> ) y vegetación de ribera arbustiva ( <i>Salix</i> sp.)	10,1	5	5,94	3,86 ± 0,900 (n=7)	0,771
Molino de Vadillo (Braojos)	1.275	Supramediterráneo med. --- Matorral espinoso de rosáceas ( <i>Rosa</i> sp. y <i>Rubus</i> sp.) con pastos y enebros ( <i>Juniperus communis</i> subsp. <i>nana</i> ) rodeado de pinar ( <i>Pinus sylvestris</i> ) y vegetación de ribera arbustiva ( <i>Salix</i> sp.)	8,19	6	7,32	4,25 ± 0,707 (n=8)	0,708



Los análisis estadísticos fueron llevados a cabo con R (R Core Team 2017), empleando el paquete *ggplot2* (Wickham *et al.* 2020) para las representaciones gráficas e histogramas de frecuencias, y el paquete *electivity* (Quintans 2019) para la obtención del Índice de Selección de Ivlev. Los resultados son presentados como media  $\pm$  desviación estándar.

## Resultados

En total, se realizaron 150 visitas (35 en 2018, 59 en 2019 y 56 en 2020), a 30 zonas de estudio (18 en 2018, 24 en 2019 y 19 en 2020), con un total de 432 horas de esfuerzo (83 en 2018, 165 en 2019 y 184 en 2020). Dentro de este esfuerzo se encuentran otras actividades relacionadas con el estudio de la especie, como el marcaje de individuos mediante técnica de anillamiento científico.

Se recopilaron un total de 438 citas de la especie en época reproductora en el área de estudio para el período 1987-2020 que fueron empleadas únicamente para la organización y diseño de los trabajos de campo. Los muestreos realizados durante los años 2018 a 2020 dieron como resultado un total de 289 localizaciones de ejemplares después del tratamiento de datos, que fueron empleados para obtener la distribución altitudinal, selección de hábitat, distribución geográfica y población potencial del alcaudón dorsirrojo en la Comunidad de Madrid. Las zonas muestreadas suman una superficie total de 291 ha, que

corresponden aproximadamente al 20% del hábitat favorable para la especie (ver resultados de selección de hábitat), y únicamente al 0,2% de la superficie total del área de estudio.

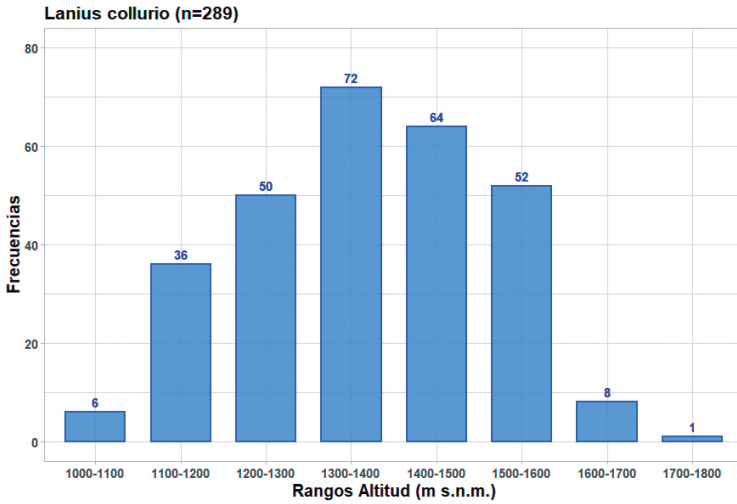
### Distribución altitudinal en el área de estudio

En el área de estudio, el alcaudón dorsirrojo presenta una distribución altitudinal en época reproductora desde los 1.040 m s. n. m. en Gascones a los 1.722 m en Prado del Toril, Canencia, con un valor medio de  $1.368 \pm 146$  m ( $n = 289$ ), y una mediana de 1.356 m con un rango intercuartílico de 217 m (figura 2).

### Selección de hábitat en periodo reproductor

Los hábitats preferentes de la especie (tabla 1) corresponden a prados (23,2%), pastizal-erial (26,0%), y pastos de puerto (16,3%), siempre y cuando posean pequeños árboles y, sobre todo, arbustos espinosos que sirvan para la nidificación, como posaderos de caza, y almacenes de presas, presentando en algunos casos helechales, y bordados de bosques, brezales, piornales u otras leguminosas. Destaca la ocupación de matorral espinoso de rosáceas (18,0%, 24,9% para el modelo Maxent obtenido), que representa únicamente el 0,7% de la superficie del área de estudio. La estructura predominante del monte es la desarbolada (94,4%) frente al monte arbolado (5,6%).

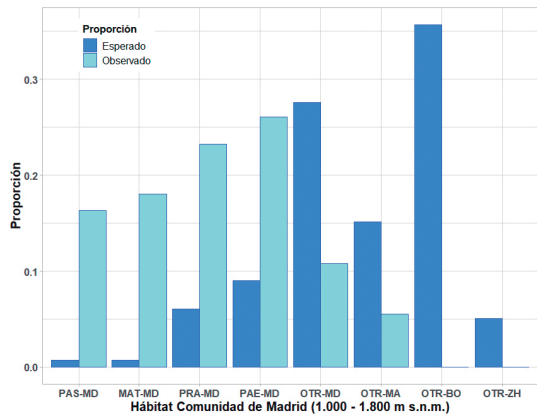
No se localizaron territorios reproductores en el interior de bosques, aunque sí en sus ecotonos.



**Figura 2**

Histograma de intervalos (100 m s. n. m.) de distribución altitudinal de ocurrencias de alcaudón dorsirrojo en periodo reproductor obtenidas desde 2018 a 2020 en la Comunidad de Madrid.

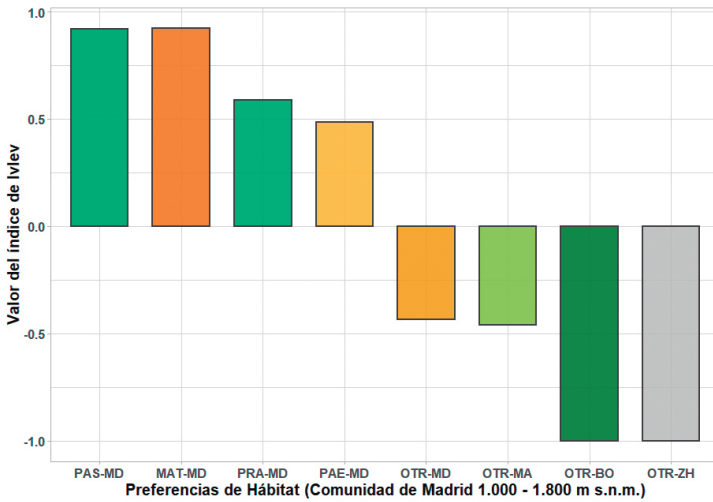
Tampoco se detectó la presencia de alcaudón dorsirrojo dentro de zonas humanizadas o infraestructuras, aunque este no parece ser un factor limitante, habiéndose localizado territorios reproductores colindantes a la periferia de pequeños núcleos urbanos. Estos resultados implican que existe una asociación altamente significativa entre la distribución de ocurrencias y determinados hábitats disponibles en el área de estudio ( $\chi^2 = 2604,2$   $p < 0,001$ ; figura 3).



**Figura 3**

Proporción en la selección de hábitat del alcaudón dorsirrojo en la Comunidad de Madrid, frente al hábitat disponible entre 1.000 y 1.800 m s. n. m. PRA-MD: Prado-Monte desarrollado, MAT-MD: Matorral espinoso de rosáceas-Monte desarrollado, PAE-MD: Pastizal y erial-Monte desarrollado, PAS-MD: Pasto de puerto-Monte desarrollado, OTR-MD: Otros-Monte desarrollado, OTR-MA: Monte arbolado, OTR-BO: Bosque, OTR-ZH: Zonas Humanizadas.

El Índice de Ivlev obtenido indica una selección fuertemente positiva por pastos de puerto (0,92) y matorral espinoso de rosáceas (0,92), siendo moderadamente positiva por prados (0,59) y pastizal-erial (0,48), con estructura de monte desarrollado en todos los casos. El índice también indica un rechazo moderado a otro tipo de montes desarbolados (-0,45) y montes



**Figura 4**

Preferencias de hábitat del alcaudón dorsirrojo en la Comunidad de Madrid según el Índice de Selección de Ivlev. PAS-MD: Pasto de puerto-Monte desarbolado, MAT-MD: Matorral espinoso de rosáceas-Monte desarbolado, PRA-MD: Prado-Monte desarbolado, PAE-MD: Pastizal y erial-Monte desarbolado, OTR-MD: Otros-Monte desarbolado, OTR-MA: Monte arbolado, OTR-BO: Bosque, OTR-ZH: Zonas Humanizadas.

arbolados (-0,46), y un rechazo fuerte a bosques (-1) y zonas humanizadas (-1) (figura 4).

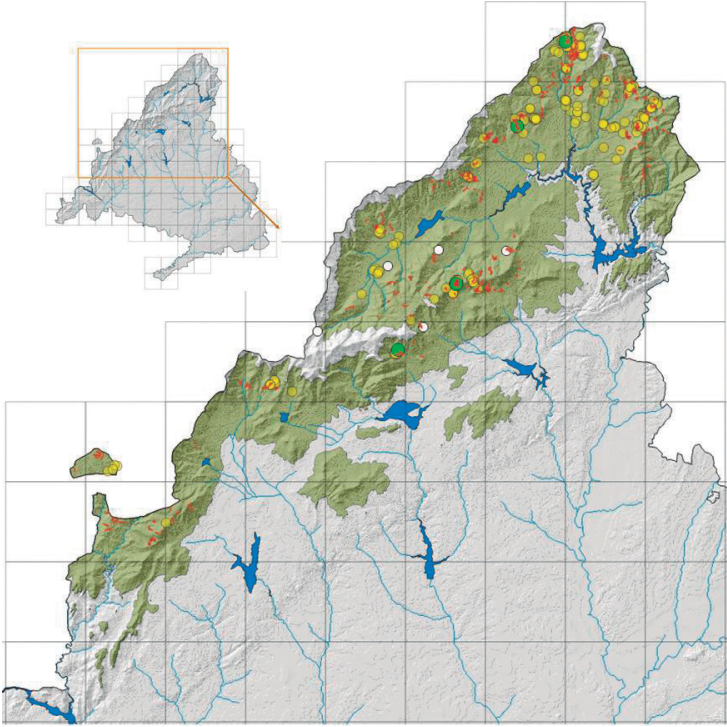
El tipo de hábitat con mayor índice de selección, los pastos con matorral espinoso, ocupa un 16,5 % de la superficie del territorio y se presenta fragmentado en pequeños parches, lo que les confiere abundancia de bordes, reflejando el modelo SDM empleado mayores ocurrencias en los ecotonos y menores en parches de hábitat excesivamente grandes (> 46 ha).

### Distribución geográfica y población potencial

Las diez réplicas del modelo Maxent reflejaron un valor medio de AUC para el alcaudón dorsirrojo en el

área de estudio de  $0,974 \pm 0,001$ , lo que representa un elevado grado de ajuste (AUC Test  $0,971 \pm 0,006$ ). Las variables ambientales más importantes para el modelo fueron la temperatura del cuatrimestre más cálido (81,9%) y la cobertura vegetal segregada (15,1%; tabla 2). Si se atiende al décimo percentil del umbral de presencia (o AUC > 0,9), tan solo el 1,04% del área de estudio entre los 1.000 y 1.800 m s. n. m. se considera óptimo para la especie (figura 5).

La distribución de valores de proporción de selección de hábitat obtenida con el modelo SDM de Maxent, se encuentra ajustada a la distribución de selección de hábitat obtenida para ocurrencias ( $\chi^2_7 = 0,1219$ ;  $p > 0,99$ ;



**Figura 5**

Resultados del modelo de distribución potencial de alcaudón dorsirrojo en la Comunidad de Madrid, representado en polígonos de color rojo. Se presentan también las ubicaciones de zonas de muestreo seleccionadas: círculos amarillos = resultado positivo, círculos blancos = resultado negativo, círculos verdes = muestreo intensivo. El sombreado verde corresponde al área con altitudes comprendidas entre 1.000 y 1.800 m s. n. m.

tabla 1). Las ligeras preferencias obtenidas para bosques o zonas humanizadas son achacables a la elevada ocurrencia en ecotonos y su efecto añadido a los errores de apreciación del modelo y mapas de vegetación empleados, por lo que no se han tenido en cuenta en los cálculos de población potencial.

Sobre las cuatro zonas de trabajo en las que se realizó un mayor esfuerzo de muestreo (tabla 3) se obtuvo un

promedio del índice de detectabilidad de  $0,708 \pm 0,075$ . En los parches de hábitat ( $n = 21$ ) de diversa tipología donde se realizaron censos periódicos mediante *Mapping Methods*, se localizaron 116 territorios ocupados por parejas en periodo reproductor con una densidad de  $4,59 \pm 1,54$  parejas/10 ha. Estos datos, segregados para cada tipo de hábitat, fueron empleados para el cálculo mediante extrapolación de la población en la Comunidad

de Madrid sobre el área potencial obtenida con el modelo Maxent empleado, obteniendo un total de 578 (rango 340-900) parejas potenciales en hábitat óptimo (tabla 1).

## Discusión

En la Comunidad de Madrid el alcaudón dorsirrojo presenta una distribución altitudinal en época reproductora coincidente con la observada por López-Septiem *et al.* (2004) entre los 1.000 y 1.700 m s. n. m. en la falda sur de la sierra de Guadarrama, superiores a los observados en el norte peninsular,  $142 \pm 8,9$  m (rango de 7-364,  $n=69$ ) en orientación norte, y  $770 \pm 47$  m (rango de 3-1.253,  $n=58$ ) en la ladera sur para la Cornisa Cantábrica (Tellería 2018a). Los valores encontrados son igualmente superiores o similares a los observados en otros países mediterráneos:  $838 \pm 116$  m en la región de Las Marcas en el centro de Italia (Morelli 2012); entre 500 y 1.500 m, alcanzando en ocasiones hasta los 1.700 m, en Alexandroupolis al noreste de Grecia (Moskát y Fuisz 2002); o entre 1.200 y 1.600 m, e incluso superiores, en el Mount Hermon en Israel (Inbar 1995).

En el área de estudio durante el periodo reproductor, es de destacar el efecto positivo de la temperatura del cuatrimestre más cálido para valores inferiores a 20°C. Se trata de valores alejados de los registrados para poblaciones más norteñas con una temperatura media no superior en julio a 16°C (Hernández 2003), pero similares

a los recogidos para La Rioja con valores inferiores a 20°C en agosto (De Juana 1980), o no superiores en julio a 20°C por encima de los 700 m s. n. m. para las poblaciones al norte de Portugal (Reino *et al.* 2006). La precipitación parece ser limitante a valores inferiores a 53,4 mm para el cuatrimestre más seco (tabla 2).

Así pues, la distribución geográfica y selección de hábitat durante el periodo reproductor de la especie están fuertemente caracterizadas por estas variables ambientales (temperatura del cuatrimestre más cálido y precipitación) que proporcionan sus requisitos ecológicos dentro del sector supramediterráneo, donde los rigores estivales propios de la región Mediterránea se suplen con la altitud, y las pequeñas diferencias topográficas, microclimáticas, geológicas, edafológicas y antrópicas, pueden determinar la idoneidad de un lugar de reproducción. A este respecto, un reciente estudio (Pedersen *et al.* 2020) encuentra diferencias fenológicas en la llegada de los primeros alcaudones reproductores entre distintas poblaciones de la región Eurosiberiana. Así, para la mayoría de las poblaciones europeas, la llegada de los primeros individuos reproductores es coincidente con el incremento de la vegetación, y la eclosión de los pollos con el momento de máxima productividad vegetal y abundancia de insectos. Por contra, en dos poblaciones estudiadas en el norte de España y Grecia, los primeros individuos llegan cuando los índices de vegetación se encuentran en

su máximo, lo que condiciona las cebas de su prole al momento de disminución de la productividad vegetal, si bien, se desconoce si esta circunstancia puede ocasionar un coste de las tasas de supervivencia y reclutamiento en años posteriores.

Las preferencias de hábitat del alcaudón dorsirrojo en Europa son tratadas en numerosos estudios (Lefranc y Worfolk 1997; Svendsen *et al.* 2015), incluidas sus áreas de reproducción en climas mediterráneos (Moskát y Fuisz 2002; Brambilla *et al.* 2009; Tsiakiris *et al.* 2009; Morelli 2012; Morelli *et al.* 2012, 2016), donde la especie presenta una gran plasticidad para la selección de hábitats en época reproductora, con preferencia por zonas agrícolas de paisajes abiertos con matorrales o árboles dispersos, destacando los bordes de bosques y setos densos próximos a praderas. Ocupa también los bordes de carreteras e incluso parques y jardines abiertos, siempre con presencia de arbustos espinosos para la nidificación, perchas como posaderos, y zonas abiertas donde localizar sus presas (Tryjanowski *et al.* 2006; Morelli 2012; Morelli *et al.* 2016; Svendsen *et al.* 2015). En el norte y noreste de la península ibérica ocupa varios hábitats, con preferencia por el paisaje de campiña en mosaico de la región Eurosiberiana, con zonas de matorral espinoso (*Rubus* sp., *Prunus* sp. y *Crataegus monogyna*), pastos o borde de bosques, seleccionando zonas con una mayor cobertura arbustiva frente a otras especies de alcaudones (Her-

nandez 1994, 2003; Tellería *et al.* 1999). Estas preferencias se mantienen en el área de estudio, donde la especie presentó una marcada inclinación por hábitats abiertos y desarbolados provistos de arbustos espinosos, fundamentalmente *Rosa* sp. y *Rubus* sp. Se trata de paisajes con gran mosaicismo dotados de elevada heterogeneidad estructural y funcional que proporcionan una alta riqueza y biomasa de artrópodos, así como abundancia de posaderos (Lewis 1970; Golawski y Meissner 2008; Svendsen *et al.* 2015). En contraposición, la especie no es favorecida por una excesiva cobertura arbórea o grandes extensiones de bosques.

Nuestro estudio muestra una clara relación entre la idoneidad ambiental estimada mediante modelo SDM de presencia de la especie y los resultados de campo obtenidos. Los algoritmos de modelización de distribución potencial de la especie han demostrado ser de gran utilidad para la identificación de enclaves propicios para la reproducción del alcaudón dorsirrojo que no habían sido citados previamente dentro del área de estudio. Por tanto, esta metodología puede ser de gran interés para la localización de potenciales zonas importantes de reproducción para la especie en otras zonas del sistema Central, sin menoscabo de la necesidad de realizar censos sobre el terreno que corroboren el modelo y aporten información detallada sobre densidades, preferencias de hábitat y requisitos ecológicos a escala local.

Respecto al tamaño poblacional, el número total de territorios ocupados por parejas en el área de estudio confirmó una importante población reproductora de alcaudón dorsirrojo en la Comunidad de Madrid. El número de parejas detectadas y la población potencial para hábitat óptimo es notablemente más elevada que la estimada hace dos décadas por López-Septiem *et al.* (2004) entre 50 y 100 parejas. En cuanto a las densidades de población, las obtenidas en este trabajo son muy superiores a las obtenidas en un muestreo parcial realizado en 2002 por López-Septiem *et al.* (2004) en el puerto de El Cardoso en Madrid sobre zonas de prados con matorral espinoso (valor aproximado de 0,13 p/10 ha), o a las observadas en una zona de la montaña palentina cerca de Cervera de Pisuerga (0,36 p/10 ha, Fombellida 2005), siendo similares a las registradas en el valle del río Torío (León) en claros de bosques con setos (2,8-4,5 p/10 ha), e inferiores a las obtenidas en bordes de bosques (10 p/10 ha) y zonas de campiña con arbustos o árboles aislados y escasa superficie dedicada a cultivos (15,2 p/10 ha) en el mismo área (Hernández 1994). En otras zonas de Europa se registran densidades que oscilan entre una media de 0,45 p/10 ha en la región de Wielkopolka, Polonia (Tryjanowski *et al.* 2003), las escasas 0,1 p/10 ha de la región de Champagne, Suiza, o las 10 p/10 ha registradas en algunas áreas de la región de Lombardía, Italia (Casale y Brambilla 2009). Esta elevada variabilidad podría estar relacionada con las diferencias metodológicas para su obtención, pero

también debido al pequeño tamaño de sus territorios, pudiendo alcanzar densidades elevadas en zonas de alta calidad ambiental como son los pequeños mosaicos de hábitat con abundancia de arbustos espinosos, pero sin poder descartar otros factores, como los cambios ambientales que podrían estar afectando a la demografía y distribución de la especie en su área de distribución europea.

## Medidas de conservación

En el centro peninsular algunos cambios en el uso del suelo durante los últimos 50 años, como el semi-abandono de pastizales para el ganado y su consecuente matorralización, da lugar a una mayor abundancia de hábitats propicios para la especie (Tellería 2018a). Al igual que en el caso de la campiña vasca (Llopis *et al.* 2014), los hábitats que ocupa en la sierra de Guadarrama fueron ampliamente aprovechados por la ganadería extensiva como pastos de verano que, en ausencia de grandes herbívoros naturales, mantienen la hierba con poca altura, lo que facilita la caza de insectos presa por el alcaudón dorsirrojo, en especial coleópteros y ortópteros (Golawski y Golawska 2008; Tellería *et al.* 2020). Junto con los ecotonos, una adecuada densidad de arbustos espinosos tiene como resultado una mayor heterogeneidad estructural de la vegetación que favorece la presencia de insectos y, por tanto, la disponibilidad de presas para el alcaudón dorsirrojo (Svendsen *et al.* 2015). Este aprovechamiento

agropecuario de baja intensidad y su consecuente modelización del paisaje también favorecen a otras especies de aves, como la curruca zarcera (*Curruca communis*). Por tanto, a falta de otros megaherbívoros, estos usos tradicionales deben potenciarse y contemplarse en el desarrollo de las políticas agrarias y ambientales. Una adecuada gestión de hábitats en la que se evite la excesiva matorralización, una adecuada densidad de arbustos espinosos, junto con la presencia de árboles dispersos o la instalación de posaderos de caza en zona carentes de ellos, pueden ayudar al asentamiento de poblaciones de alcaudón dorsirrojo en valles y collados de montaña con hábitat apropiado. En contraposición a la mayoría de las regiones Eurosiberianas con presencia histórica de alcaudón dorsirrojo, en el área de estudio existe un limitado uso de agroquímicos que parece no haber perjudicado a las poblaciones de artrópodos.

Los requerimientos ambientales expuestos en este trabajo deben considerarse para el establecimiento de las medidas de conservación local de la especie en sus áreas de cría. Además, la condición de migrador de larga distancia del alcaudón dorsirrojo complica la detección de los factores que pudieran estar influyendo en la disminución de sus poblaciones a escala continental, por lo que deberían potenciarse los estudios sobre la conectividad de las distintas poblaciones ibéricas para conocer su migratología, y poder determinar los cambios

ambientales y posibles amenazas en sus lugares de invernada y paso migratorio.

## Agradecimientos

Nuestro agradecimiento a todos los miembros del Grupo ÁLULA, Asociación para el Estudio y la Defensa de la Naturaleza y el Anillamiento Científico de Aves, sin cuyo apoyo y participación los trabajos de campo no hubieran sido posibles. A Jose Luis Tellería, Carlos Talabante, Federico Roviralta, Lykke Pedersen, Rien van Wijk y Anders P. Tøttrup por sus citas y valiosos comentarios al proyecto. A los colaboradores Valentín Rovira, José María de la Peña, Michael Vivian, Daniel Díaz, Miguel Ángel Sánchez, Luis Carretero, Jesús Ruiz, Alfredo H. Ortega, Ángel Quirós, Sergio Rodrigo, Jorge Canalda, Javier Adillo, Eduardo Ramírez, Juan Manuel de Alba y Jesús Abad por sus citas en distintos puntos del centro peninsular. A la administración del Parque Regional de la Cuenca Alta del Manzanares, y a la Consejería de Medio Ambiente, Ordenación del Territorio y Sostenibilidad de la Comunidad de Madrid por facilitar los permisos administrativos para los accesos y actividades necesarias. Dos revisores anónimos y el comité editorial contribuyeron con sus comentarios a mejorar el manuscrito original.

## Bibliografía

Alerstam, T. 1990. *Bird Migration*. Cambridge University Press, Cambridge, New York, Melbourne.



- Araújo, M. B., Guilhaumon, F., Neto, D. R., Pozo, I. y Calmaestra, R. 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, Medio Rural y Marino. Madrid.
- Bibby, C. J.; Burgess, N. D.; Hill, D. A. y Mustoe, S. 2000. *Bird Census Techniques. Second Edition*. Academic Press. London.
- BirdLife International. 2017. *Lanius collurio*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2017*: eT22705001A110988087. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-1.R.LTS.T22705001A110988087.en>
- Brambilla, M.; Casale, F.; Bergero, V. *et al.* 2009. GIS-models work well, but are not enough: Habitat preferences of *Lanius collurio* at multiple levels and conservation implications. *Biological Conservation*, 142: 2033-2042.
- Brambilla, M. y Ficetola, G. F. 2012. Species distribution models as a tool to estimate reproductive parameters: A case study with a passerine bird species. *Journal of Animal Ecology*, 81: 1-7.
- Brown, J.H. 1984. On the relationship between abundance and distribution of species. *American Naturalist*, 124: 253-279.
- Bruderer, B. y Bruderer, H. 1993. Distribution and habitat preference of Redbacked Shrikes *Lanius collurio* in southern Africa. *Ostrich*, 64: 141-147.
- Cai, T.; Cibois A.; Alström, P. *et al.* 2019. Near-complete phylogeny and taxonomic revision of the world's babblers (Aves: Passeriformes). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 130: 346-356.
- Carrascal, L. M. y Palomino, D. 2008. *Las aves comunes reproductoras en España. Población en 2004-2006*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Casale, F. y Brambilla, M., 2009. *Piano d'Azione per l'Averla piccola (Lanius collurio) in Lombardia*. Regione Lombardia e Fondazione Lombardia per l'Ambiente, Milano.
- De la Puente, J.; Bermejo, A. y Seoane, J. (ed.) 1997. Lista Sistemática. Alcaudón dorsirrojo (*Lanius collurio*). *Anuario Ornitológico de Madrid 1996*: 120. SEO-Monticola. Madrid.
- De la Puente, J.; Bermejo, A. y Seoane, J. (ed.) 1998. Lista Sistemática. Alcaudón dorsirrojo (*Lanius collurio*). *Anuario Ornitológico de Madrid 1997*: 153. SEO-Monticola. Madrid.
- De Juana, E. 1980. *Atlas Ornitológico de la Rioja*. Instituto de Estudios Riojanos. Logroño.
- eBird Basic Dataset. 2019. Version: EBD\_relOct-2019. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, New York.
- Escandell, V. 2017. Programa Sacre. En; SEO/BirdLife. *Programas de Seguimiento de Avifauna y Grupos de Trabajo 2016*: 4-11 SEO/Birdlife. Madrid.
- Engler, J. O.; Stiels, D.; Schidelko, K. *et al.* 2017. Avian SDMs: Current state, challenges, and opportunities. *Journal of Avian Biology*, 48: 1483-1504.
- Fombellida, I. 2005. Muestreo de la población de alcaudón dorsirrojo

- (*Lanius collurio*) en Cervera de Pisuerga (Palencia, N de España), verano de 2000. En: Jubete, F. (ed.). *Anuario ornitológico de Palencia (1998-2001)*: 297-302. Asociación de Naturalistas Palentinos, Palencia.
- Golawski, A. y Golawska, S. 2008. Habitat preference in territories of the Red- Backed Shrike *Lanius collurio* and their food richness in an extensive agriculture landscape. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 54: 89-97.
- Golawski, A. y Meissner, W. 2008. The influence of territory characteristics and food supply on the breeding performance of the Red-backed Shrike (*Lanius collurio*) in an extensively farmed region of eastern Poland. *Ecological Research*, 23: 347-353.
- Henández, A. 1994. Selección de hábitat en tres especies simpátricas de alcaudones (Real, *Lanius excubitor* L., Dorsirrojo, *Lanius collurio* L. y Común, *Lanius senator* L.): Segregación interespecífica. *Ecología*, 8: 395-413.
- Hernández, A. 2003. Alcaudón Dorsirrojo *Lanius collurio*. En: Martí, R. y Del Moral J. C., *Atlas de las aves reproductoras de España*: 530-531. SEO/Birdlife. Madrid.
- Hidalgo, J. C.; Talabante, C.; Baonza, E. y Ortega, A. H. 2020. Así fue como colonizó el alcaudón dorsirrojo el Sistema Central. *Quercus*, 416: 16-23.
- Inbar, R. 1995. Shrikes nesting on Mount Hermon, Israel. *The Western Foundation of Vertebrate Zoology*, 6: 215-217.
- Ivlev, V. S. 1961. *Experimental Ecology of the Feeding of Fishes*. Yale University Press. Connecticut.
- Juan, M.; De la Torre, V. y Pérez-Granados, (ed.) 2020. Lista Sistemática. Alcaudón dorsirrojo (*Lanius collurio*). *Anuario Ornitológico de Madrid 2018*: 171-172. SEO-Monticola. Madrid.
- Köner, C. 2007. The use of 'altitude' in ecological research. *Trends in Ecology & Evolution*, 22: 569-574.
- Lefranc, N. y Workfolk, T. 1997. *Shrikes. A guide to the shrikes of the world*. Pica Press, Sussex.
- Lewis, T. 1970. Patterns of distribution of insects near a windbreak of tall trees. *Annals of Applied Biology*, 65 (2): 213-220.
- Llopis, F.; Galarza, A. y Arizaga, J. 2014. Características y localización del nido del alcaudón dorsirrojo *Lanius collurio* L., 1758 en un paisaje de campiña en la costa vasca. *Munibe*, 62: 103-115.
- López-Septiem, J. C.; Domínguez, C.; Moreno, F. et al. 2004. Expansión y situación actual del Alcaudón dorsirrojo (*Lanius Collurio*) en la Comunidad de Madrid. En: De la Puente, J.; Pérez-Tris, J.; Bermejo, A. y Juan, M. (ed.). *Anuario Ornitológico de Madrid 2003*: 48-51. SEO-Monticola. Madrid.
- Morelli, F. 2012. Plasticity of habitat selection by red-backed shrikes (*Lanius Collurio*) breeding in different landscapes. *The Wilson Journal of Ornithology*, 124 (1): 51-56.
- Morelli, F.; Santolini, R. y Sisti, D. 2012. Breeding habitat of Red-backed Shrike *Lanius collurio* on farmland hilly areas of

- Central Italy: is functional heterogeneity an important key?. *Ethology Ecology and Evolution*, 24: 127-139.
- Morelli, F.; Mróz, E.; Pruscini, F. *et al.* 2016. Habitat structure, breeding stage and sex affect hunting success of breeding Red-backed Shrike (*Lanius collurio*). *Ethology Ecology and Evolution*, 28: 136-147.
- Morrison C. A.; Butler S. J.; Robinson R. A. *et al.* 2021. Covariation in population trends and demography reveals targets for conservation action. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 288: 20202955.
- Moskát, C. y Fuisz, T. I. 2002. Habitat segregation among the woodchat shrike, *Lanius senator*, the red-backed shrike, *Lanius collurio*, and the masked shrike, *Lanius nubicus*, in NE Greece. *Folia Zoologica*, 51 (2): 103-111.
- Newton, I. 2003. *The speciation and biogeography of birds*. Academic Press.
- Pedersen, L.; Onrubia, A.; Vardanis, Y. *et al.* 2020. Remarkably similar migration patterns between different red-backed shrike populations suggest that migration rather than breeding area phenology determines the annual cycle. *Journal of Avian Biology*, 51 (10), [e02475]. <https://doi.org/10.1111/jav.02475>
- Phillips, S. J.; Anderson, R. P.; Dudík, M.; Schapire, R.E. y Blair, M.E. 2017. Opening the black box: an open source release of Maxent. *Ecography*, 40: 887-893.
- Prades, R.; Greño, J. L.; Llopis, A. y Fabregat, C. 2016. Primers casos comprovats de nidificació d'es-corxadador (*Lanius collurio*) al País Valencià. *Nemus*, 6: 177-180.
- QGIS Development Team, 2020. *QGIS Geographic Information System*. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>.
- Quintans, D. 2019. *Algorithms for Electivity Indices*. R package version 1.0.2.
- R Core Team. 2017. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. <https://www.R-project.org>.
- Reino, L., Beja, P., Heitor, A. C. 2006. Modelling spatial and environmental effects at the edge of the distribution: the red-backed shrike *Lanius collurio* in Northern Portugal. *Diversity and Distributions*, 12: 379-387.
- Roviralta, F. 2002. Datos sobre la Tarabilla Norteña (*Saxicola rubetra*) y el Alcaudón Dorsirrojo (*Lanius collurio*) en el Valle de Lozoya y Somosierra. En: Bermejo, A.; De la Puente, J. y Seoane, J. (ed.). *Anuario Ornitológico de Madrid 2001*: 72-77. SEO-Monticola. Madrid.
- Sanz, J. J. 2002. Climate change and birds: have their ecological consequences already been detected in the Mediterranean Region? *Ardeola*, 49: 109-120
- Sagarin, R. D. y Caines, S. D. 2002. The «abundant centre» distribution: to what extent is it a biogeographical rule? *Ecology Letters*, 5: 137-147.
- Safriel, U. N. 1995. What's special about shrikes? Conclusions and recommendations. *Proceedings*

- Western Foundation Vertebrate Zoology*, 6: 299-308.
- spacmveg2006. 2019. Mapa digital continuo de vegetación de la Comunidad de Madrid. Servicio de Información Territorial de la Comunidad de Madrid. <https://datos.comunidad.madrid/catalogo/dataset/spacmveg2006/resource/e6a75abc-3c3b-40f8-8155-d5b74eb6c02a>
- Svendsen, J.; Sell, H.; Bøcher, P. K.; Svening, J. C. 2015. Habitat and nest site preferences of Red-backed Shrike (*Lanius collurio*) in western Denmark. *Ornis Fennica*, 92: 63-75.
- Swets, J. A. 1988. Measuring the Accuracy of Diagnostic Systems. *Science*, 240: 1285-93.
- Tellería, J. L. 2018a. Distribution of the Red-Backed Shrike *Lanius collurio* at its Western Range Boundary: Patterns and Conservation Prospects. *Ardeola*, 65 (2): 221-232.
- Tellería, J. L. 2018b. Old counts suggest the collapse of two Red-backed shrike *Lanius collurio* populations. *Ardeola*, 65 (2): 283-290.
- Tellería, J. L., Asensio, B. y Díaz, M. 1999. *Aves ibéricas II. Paseriformes*. J. M. Reyero. Editor. Madrid.
- Tellería, J. L., Lizarraga, A., Hernández, A. 2020. Alcaudón dorsirrojo-*Lanius collurio*. En: López, P., Martín, J., Moreno-Rueda, G. (ed.) *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org>
- Titeux, N.; Dufrene, M.; Radoux, J.; Hirzel, A. y Defourny, P. 2007. Fitness-related parameters improve presence-only distribution modelling for conservation practice: The case of the red-backed shrike. *Biological Conservation*, 138: 207-223.
- Tryjanowski, P. y Kuzniak, S. 1999. Effect of research activity on the success of Red-backed Shrike *Lanius collurio* nests. *Ornis Fennica*, 76: 41-43.
- Tryjanowski, P.; Hromada, M.; Antczak, M. et al. 2003. Which method is most suitable for censusing breeding populations of red-backed (*Lanius collurio*) and great grey (*L. excubitor*) shrikes? *Ornis Hungarica*, 12-13: 223-228.
- Tryjanowski, P.; Sparks, T. H. y Crick, H. Q. P. 2006. Red-backed Shrike *Lanius collurio* nest performance in a declining British population: a comparison with a stable population in Poland. *Ornis Fennica*, 83: 181-186.
- Tsiakiris, R.; Stara, K.; Pantis, J. 2009. Microhabitat Selection by Three Common Bird Species of Montane Farmlands in Northern Greece. *Environmental Management*, 44: 874-887.
- Wickham, H.; Chang, W.; Henry, L. et al. 2020. *Create Elegant Data Visualisations Using the Grammar of Graphics*. R package version 3.3.3. ■

Recibido: 30/03/2021; Aceptado: 13/03/2022





# Migración del carricerín cejudo (*Acrocephalus paludicola*) en la Comunidad de Madrid

David MIGUÉLEZ

Fundación Global Nature. c/ Corro Postigo 1, 34337 Fuentes de Nava (Palencia)

dmigulez@fundacionglobalnature.org

## Resumen

El carricerín cejudo es una especie migrante transahariana, que utiliza hábitats muy vulnerables como son los humedales y está globalmente amenazada. Por este motivo, el conocimiento de la distribución y el hábitat que ocupa es clave para el desarrollo de medidas de conservación adecuadas, que incluyan los lugares de descanso y sedimentación durante sus desplazamientos migratorios. Entre estos lugares se encuentran, en el centro de la península ibérica, los humedales de la Comunidad de Madrid, territorio que cuenta con registros de carricerín cejudo únicamente en cuatro localidades, pero que tiene un número de citas relativamente más elevado respecto al existente en otras provincias próximas. La recopilación bibliográfica permitió contabilizar un total de 43 individuos de carricerín cejudo en cuatro humedales, entre los que destacan por el número de aves registradas la Reserva Ornitológica de Los Albardales y, en menor medida, los humedales de Soto Gutiérrez. Aunque se trata de un migrante escaso en esta región, un mayor esfuerzo de seguimiento específico podría determinar mejor el papel que desempeñan los humedales madrileños como lugares de escala durante sus migraciones.

## Palabras clave

Conservación, distribución, especie amenazada, fenología, Meseta Sur.

## Introducción

El carricerín cejudo (*Acrocephalus paludicola*) es un migrante transahariano que dos veces cada año tiene que recorrer aproximadamente 6.000 kilómetros entre las áreas de cría europeas y las de invernada africanas (Flade y Lachmann 2008). Se trata de una de las especies de passeriformes más amenazadas de Europa continental

y está clasificada como Vulnerable a nivel global (BirdLife International 2020). Su desfavorable estado de conservación es debido a la fuerte reducción de sus poblaciones reproductoras durante el pasado siglo XX (Briedis y Keiřs 2016). Actualmente estas se encuentran muy fragmentadas, continúan las extinciones de poblaciones periféricas y se estima que entre 2007 y 2017 el número de machos cantores no

supera los 11.000 (Tanneberger y Kubacka 2018). Por ello es vital para su conservación conocer con la mayor exactitud su estrategia migratoria.

Durante las últimas décadas aumenta notablemente el conocimiento de la fenología de paso, las rutas migratorias y los lugares de sedimentación en la península ibérica (Atienza *et al.* 2001; Jubete *et al.* 2006; Neto *et al.* 2010; Miguélez 2015, 2021a). Durante su migración también se constata que es un especialista de hábitat muy estricto y que ocupa zonas húmedas con un determinado nivel de encharcamiento y fisonomía de vegetación palustre, es decir, zonas de aguas someras de pocos centímetros de profundidad y cubiertas por pastizales y helófitos de bajo y medio porte (Julliard *et al.* 2006; Flade y Lachmann 2008).

Además de su estrategia migratoria es muy importante estimar o determinar si existen suficientes lugares de sedimentación para no comprometer la supervivencia global de esta especie, en especial en el interior ibérico y que pueden jugar un papel importante en su conservación (Atienza *et al.* 2001; Miguélez 2015; Salewski *et al.* 2018). En concreto, algunos sectores de la Meseta Sur poseen una importante variedad y número de sistemas lagunares (Alonso 1998; Marchamalo y López Septiem 2001) que pueden constituir, por su situación e idoneidad, una valiosa área de paso durante las migraciones (Miguélez *et al.* 2019; Miguélez 2021a).

El objetivo de este estudio es recopilar y analizar todos los registros y datos relevantes del carricerín cedido en la Comunidad de Madrid, para conocer qué zonas y hábitats utiliza durante su migración, momento en el que aparece en este territorio. Asimismo, el mayor conocimiento de la distribución y del hábitat que ocupa, permitirá el desarrollo de mejores medidas de conservación, de manera especial en esta especie que utiliza entre otros medios, humedales enclavados en paisajes altamente modificados por la presión urbanística, la intensificación agraria y otros cambios en el uso del territorio, como es el caso de esta zona de la Meseta Sur.

## Material y métodos

### Área de estudio

El ámbito geográfico de este trabajo es la Comunidad de Madrid, situada en la parte central de la península ibérica. Esta comunidad autónoma está compuesta por dos tipos de paisaje, aproximadamente un tercio perteneciente al Sistema Central y sus estribaciones y otros dos tercios pertenecientes a la Meseta Sur. Los humedales del primer sector están constituidos por turberas y lagunas de alta montaña o bien embalses artificiales. Sin embargo, los humedales de la meseta son bien lagunas de origen natural o bien humedales de origen artificial, generalmente graveras, asociadas a los cursos fluviales de los ríos Tajo, Tajuña, Jarama, Henares y Manzanares; en todos los casos



pertenecientes a la cuenca hidrográfica del río Tajo. El conjunto de humedales de origen artificial y en menor medida de origen natural, constituye una variada y heterogénea red de zonas húmedas, con un diferente grado de naturalización y de desarrollo de vegetación palustre, que confieren a los humedales de este territorio de un gran interés para la avifauna acuática (Roblas y García-Avilés 1997; Marchamalo y López Septiem 2001).

## Recopilación de citas y análisis de datos

Para el desarrollo de este trabajo se revisaron todas las posibles fuentes de información con citas de carricerín cejudo hasta el año 2021 inclusive. Así, se revisaron artículos científicos, noticiarios, anuarios ornitológicos de Madrid, bancos de datos de las oficinas de anillamiento en España (SEO/BirdLife 2022; Aranzadi 2022), y la información publicada en bases virtuales de observaciones de aves (principalmente eBird, Reservoir Birds y Observado). También se utilizó como base la información recopilada en un estudio de un ámbito geográfico más amplio que incluye la recopilación de citas de carricerín cejudo en España hasta 2019 inclusive (Miguélez 2021a). En todo caso, es importante indicar que los registros de tipo visual recopilados se consideraron y deben considerarse cautamente dada la dificultad de identificación, especialmente las que no se acompañan de fotografías.

Según la fecha de la observación se agruparon los individuos registrados en paso prenupcial (febrero a mayo) y paso postnupcial (julio a noviembre), y por péntada juliana, siguiendo la fenología de Atienza *et al.* (2001). Para la elaboración del mapa de distribución se consideró el número de individuos. No se incluyeron en los análisis de datos, mapas y representaciones gráficas los registros procedentes de recapturas de anillamiento y de revisualizaciones de un mismo individuo durante la misma temporada en un mismo humedal. El criterio seguido para considerar ejemplares revisualizados se basó en dar un número mínimo de individuos según los datos de las citas aportados por los observadores, la proximidad de las fechas y los periodos de estancia promedio de la especie registrados en España en cada paso migratorio (Miguélez 2021a).

Por otro lado, se presentan los resultados de las campañas de anillamiento en la Reserva Ornitológica de Los Albardales, durante el paso postnupcial del periodo 2014-2017 (tabla 1). Se trata de un humedal de 15,4 ha; aproximadamente la mitad de la superficie está cubierta por vegetación palustre dominada por carrizo *Phragmites australis* y la otra mitad por vegetación de bajo y medio porte. Como sugiere Julliard *et al.* (2006) se usó el canto del carricerín cejudo como reclamo para atraer a los individuos a las redes. Para más detalles del área de estudio y de la metodología de captura véase SEO-Monticola (2017). También se calculó el índice

**Tabla 1**

Datos del esfuerzo, número de carricerines cejudos capturados por clases de edad e índice Acrola en las campañas de anillamiento postnupcial de la Reserva Ornitológica de Los Albardales (San Martín de la Vega, Madrid), en el periodo 2014-2017.

Año	Fecha de inicio	Fecha de fin	Nº Jornadas	Número adultos	Número juveniles	Índice Acrola
2014	28-ago	17-sep	9	2	1	1,62
2015	20-ago	29-ago	10		4	2,12
2016	20-ago	29-ago	10	1		0,34
2017	17-ago	15-sep	7	1	3	5,33

Acrola para cada una de las campañas de anillamiento. Este índice se calcula como el número de capturas de carricerín cejudo dividido entre el total de capturas de las especies del género *Acrocephalus*, expresado en porcentaje (Julliard *et al.* 2006).

Se examinaron las figuras de protección de todos los humedales con presencia de carricerín cejudo de los ámbitos: autonómico (Parque Natural/Regional, Refugios de Fauna, Humedal Catalogado); nacional (Parque Nacional, Inventario Español de Zonas Húmedas); europeo (Red Natura 2000: ZEC Zonas de Especial Conservación y ZEPA Zona Especial Protección para las Aves); y las pertenecientes a alguna

figura de conservación internacional (Humedal RAMSAR y Reserva de la Biosfera).

## Resultados

En conjunto se han registrado carricerines cejudos en únicamente cuatro humedales de la Comunidad de Madrid (tabla 2). La tipología de los humedales donde se registra son carrizales cercanos a cauces fluviales como el carrizal de Las Minas o la laguna de San Juan, o bien se trata de dehesas boyales o pastizales como los humedales de Los Albardales y Soto Gutiérrez.

El rango altitudinal de los humedales con presencia de cejudos es

**Tabla 2**

Situación de los registros de carricerín cejudo en los humedales de la Comunidad de Madrid. Se indica el nombre del humedal y localidad, coordenadas UTM (datum ETRS89 y huso 30S), altitud en m s. n. m. y figuras de protección: a = Refugio de Fauna, b = Parque Regional, c = Humedal Catalogado, d = Inventario Español de Zonas Húmedas, e = ZEC, f = ZEPA.

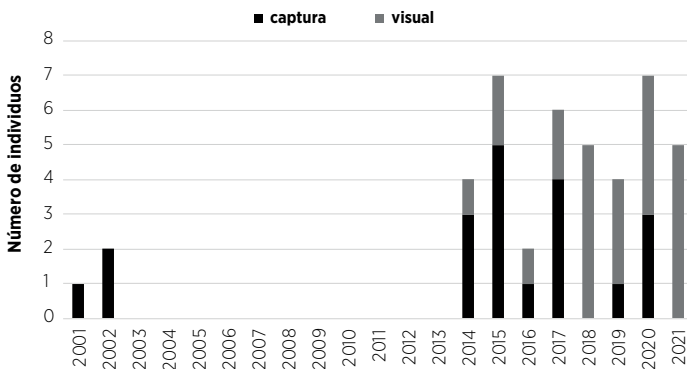
Humedal (localidad)	Número de aves en paso postnupcial	UTM	Altitud	Figura de protección
Carrizal de Las Minas (San Martín de la Vega)	2	30S 453422 4452756	509	b, e, f
Carrizal de Los Albardales (San Martín de la Vega)	30	30S 452074 4452412	513	b, e, f
Humedales Soto Gutiérrez (Ciempozuelos)	10	30S 451048 4447948	507	b, e, f
Laguna de San Juan (Chinchón)	1	30S 455858 4443737	512	a, c, d, e

muy estrecho debido a la proximidad de los mismos, se encuentra entre los 509-513 m s. n. m. Los cuatro humedales con presencia de la especie cuentan con al menos tres figuras de protección cada uno (tabla 2).

De la recopilación bibliográfica se obtuvieron 40 registros de carricerín cejudo entre 2001 y 2021 en la Comunidad de Madrid, que correspondieron al menos a 43 individuos (figura 1); no existieron registros durante el siglo XX. La primera cita fue registrada en el carrizal de Las Minas en agosto de 2001 cuando se capturó un ave para su anillamiento y que posteriormente fue recapturado en días posteriores; no obstante, las capturas se produjeron en redes adicionales muy próximas a la estación de anillamiento de este carrizal, pero situadas en campos de cultivo sin cultivar, con desarrollo de vegetación herbácea y parcialmente encharcados (Bermejo *et al.*

2002; De la Puente y Moreno-Opo 2002; Pérez-Granados y Barrero 2017). Al año siguiente, en agosto de 2002, se capturaron dos aves en un humedal cercano, en la Reserva Ornitológica de Los Albarcales (Pérez-Granados y Barrero 2017). Es precisamente este humedal el que concentra la mayor parte de los registros posteriores de la Comunidad de Madrid, incluso en el periodo 2014-2019 se detectó la presencia de cejudos todos los años, aunque no se tiene constancia de registros en el periodo previo 2003-2013. En resumen, este carrizal de Los Albarcales presenta un total de 30 aves detectadas. Además de estos dos carrizales existen otras dos localidades con presencia de carricerín cejudo en la Comunidad de Madrid, los carrizales de Soto Gutiérrez con 10 aves, y la laguna de San Juan con únicamente un ave registrada.

Del total de aves, 20 corresponden a individuos capturados para



**Figura 1**

Distribución del total de individuos de carricerín cejudo en la Comunidad de Madrid registrados por año en el periodo 2001-2021. Se diferencian dos tipos de registros: capturas para anillamiento y visuales.

anillamiento y 23 a individuos registrados de modo visual. Estos últimos corresponden con 17 observaciones de un solo individuo y tres de dos individuos. Los datos de sedimentación obtenidos mediante recapturas de individuos anillados en la Comunidad de Madrid fueron escasos: en el carrizal de Las Minas en 2001 un juvenil anillado el 19-ago se recapturó en tres ocasiones, la última el 31-ago; en la Reserva Ornitológica de Los Albardales en 2014 un juvenil anillado el 28-ago se recapturó el 5-sep, y en 2015 un juvenil anillado el 20-ago se recapturó el 23-ago. En todos los casos se produjo un incremento de peso corporal. Además, en 2021 y también en Los Albardales se registraron visualmente y en repetidas ocasiones varios ejemplares entre el 22-ago y el 15-sep, que se estimó en al menos cuatro individuos (Martín *et al.* 2022).

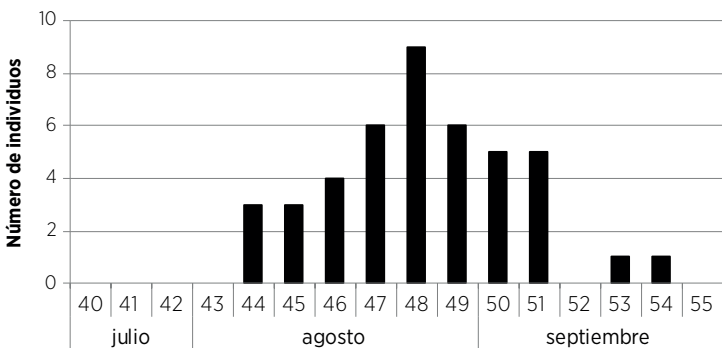
Durante las campañas de anillamiento en la Reserva Ornitológica de Los Albardales se capturaron 12

aves: 4 adultos y 8 juveniles (tabla 1) que en su conjunto representa un porcentaje de juveniles del 66,7%. El valor promedio del índice Acrola fue de  $2,35\% \pm 2,11$  ( $n=4$ ).

Respecto a la fenología, todos los datos de carricerín cejudo en la Comunidad de Madrid corresponden con registros durante el paso postnupcial (entre el 7 de agosto y el 26 de septiembre), preferentemente durante el mes de agosto (67,4%) y en menor medida septiembre (32,6%), con el pico máximo la péntada 48 correspondiente al periodo 24-28 de agosto (figura 2). Hasta final de 2021 no se registraron citas durante los meses de paso prenupcial.

## Discusión

Los cuatro humedales con presencia de carricerín cejudo en la Comunidad de Madrid se concentran en un pequeño sector del valle del río Jarama y su afluente el río Tajuña,



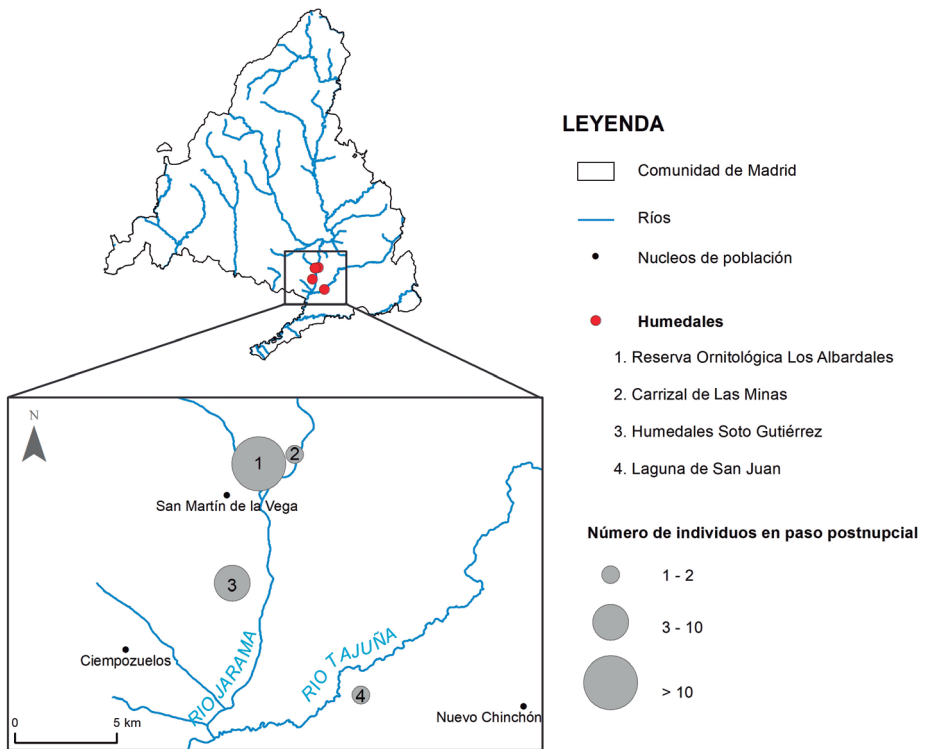
**Figura 2**

Fenología anual histórica del carricerín cejudo en la Comunidad de Madrid hasta el año 2021 expresada como número de individuos por mes y péntada juliana.

en el triángulo entre las localidades de San Martín de la Vega, Chinchón y Ciempozuelos (figura 3). El resto de la comunidad presenta lugares potencialmente favorables en los numerosos humedales asociados a los ríos Tajo, Henares, Jarama y Manzanares, especialmente por la presencia de numerosas graveras naturalizadas. También existen numerosos embalses y pequeños humedales en el resto de la geografía madrileña, que a priori pueden presentar vegetación palustre de bajo y medio porte y áreas de superficie encharcada, ambos factores muy

favorables para la sedimentación y parada de esta especie (Jubete *et al.* 2006). Además de por su escasez, la ausencia de citas de carricérin cejudo en muchos humedales puede deberse a la falta de estudios de prospección específica con uso de reclamo (Pérez-Granados y Barrero 2017), puesto que los humedales de este territorio ya cuentan con numerosas visitas de ornitólogos.

En este sentido, la realización de seguimientos específicos mediante anillamiento científico es relativamente escasa en la Comunidad



**Figura 3**

Situación de los humedales con presencia de carricérin cejudo en paso postnupcial en la Comunidad de Madrid hasta el año 2021.

de Madrid, y en general también en otras áreas de la Meseta Sur (Pérez-Granados y Barrero 2017; Miguélez *et al.* 2019). De hecho, únicamente se realizaron cuatro campañas específicas de anillamiento en la Reserva Ornitológica de Los Albardales en el periodo 2014-2017, de corta duración, pero donde se capturaron carricerines cejudos todos los años (SEO-Monticola 2017; SEO/BirdLife 2022). Posteriormente, en los años 2019-2020 se realizaron jornadas de prospección específica en el humedal de Soto Gutiérrez que permitieron la captura de tres adultos y un juvenil (Aranzadi 2022). No obstante, en otras áreas de la Meseta Sur donde se realizaron campañas específicas durante la migración postnupcial los resultados en el número de capturas fueron muy bajos (Fajardo y Lara 2018; Miguélez *et al.* 2019; Miguélez 2021b). Esto podría indicar que los niveles de encharcamiento y desarrollo de la vegetación palustre que determinan la calidad del hábitat sean menos favorables en la Meseta Sur respecto a los que encuentran en los humedales costeros cántabro-atlánticos o en los interiores de la mitad norte peninsular, y por tanto su capacidad de acogida sea menor. De hecho, en la Comunidad de Madrid son numerosas las campañas de anillamiento no específicas desarrolladas en humedales que incluyen el periodo de paso postnupcial, pero que presentan muy pocas capturas como el carrizal de Las Minas y la laguna de San Juan, o bien sin capturas como el embalse de Pedrezuela y el carrizal de Villamejor en Aranjuez.

Así, el número de individuos registrados y el número de humedales en los que se detectó al carricerín cejudo en la Comunidad de Madrid apuntan a que es una especie de paso migratorio irregular y escasa. El elevado número de ornitólogos que visitan los humedales y las numerosas estaciones de anillamiento en zonas húmedas apuntarían a hábitats poco adecuados para la especie, no obstante, en la mayoría no se usaron reclamos, fundamental para su detección (Jubete *et al.* 2006, Julliard *et al.* 2006). También en el *Anuario Ornitológico de Madrid 2019-2020* se considera como una especie ocasional (Juan 2021) y ya se había considerado como irregular y escasa anteriormente (Pérez-Granados y Barrero 2017; Miguélez 2021a). En esta línea, los últimos estudios realizados con el marcaje de adultos con geolocalizadores en las áreas de cría tampoco señalan a la Meseta Sur como un lugar importante para el carricerín cejudo (Salewski *et al.* 2018; Flade y Lisovski 2021).

No obstante, el número de individuos registrado en la Comunidad de Madrid es más elevado al existente en otras zonas próximas de la Meseta Sur, como Castilla-La Mancha y Extremadura, o incluso del sur de Castilla y León (Mayordomo *et al.* 2015; Miguélez 2019, 2021a). Además, el valor promedio del índice Acrola registrado en la Reserva Ornitológica de Los Albardales es intermedio comparado con los registrados en otras estaciones de anillamiento ibéricas (Miguélez 2015), lo que podría indicar que

este humedal reunió buenas condiciones de hábitat para la presencia del carricerín cejudo. También el porcentaje de juveniles es similar al de otras estaciones ibéricas en su misma longitud geográfica. Sin embargo, la escasez de recapturas en Los Albardales, y en el resto de la Comunidad de Madrid, no permite conocer con exactitud si se debió a un bajo esfuerzo o bien que los humedales madrileños son utilizados preferentemente como zonas de parada y descanso diurno, y en menor medida como lugares de sedimentación.

Respecto a la fenología del carricerín cejudo en la Comunidad de Madrid coincide con los periodos centrales de migración de la especie descritos a nivel nacional en paso postnupcial, cuando los humedales del interior ibérico cobran mayor importancia durante este paso (Atienza *et al.* 2001; Jubete *et al.* 2006; Miguélez 2021a). Además, no existen registros en migración prenupcial a diferencia de otras provincias castellano-manchegas que sí los tienen, a excepción de Toledo, (Miguélez *et al.* 2019). Es probable que la situación más noroccidental de los humedales madrileños, y toledanos, no sea muy favorable durante el paso primaveral, momento en que esta especie usa preferentemente humedales del litoral mediterráneo ibérico debido a su tipo de migración diferencial (Atienza *et al.* 2001).

Los cuatro humedales con presencia de carricerín cejudo en la Comunidad de Madrid están incluidos

en la Red Natura 2000 y en la red de espacios naturales autonómica, bien en el Parque Regional del Sureste o bien en el Refugio de Fauna de la Laguna de San Juan. Pero sólo este último se encuentra incluido dentro del Catálogo de Embalses y Humedales de la Comunidad de Madrid y del Inventario Español de Zonas Húmedas. Todas estas figuras de protección ayudarían a que desde sus propios planes de gestión se plantee la adopción de medidas directas dirigidas a una gestión compatible con la conservación y manejo del hábitat que usa el carricerín cejudo y su seguimiento mediante el anillamiento científico. En este sentido, clareos de vegetación palustre de alto porte mediante siegas y decapados para diversificar el hábitat y favorecer a otras especies vegetales palustres ya se han realizado en los carrizales de Las Minas, laguna de San Juan y en la laguna de la Presa del río Henares, que podrían beneficiar al carricerín cejudo, si bien no se realizaron de manera específica.

Sin embargo, la mayor parte de los humedales de origen artificial, como graveras y embalses, no cuentan con figuras de protección que garanticen unos planes de conservación de especies acuáticas amenazadas. Tampoco los planes de restauración y gestión de graveras generalmente atienden estas demandas que eviten su destrucción o que favorezcan una naturalización adecuada. No obstante, las graveras no pueden reemplazar la pérdida de humedales

naturales, pero a pesar de la rápida dinámica en la sucesión vegetal, pueden representar un hábitat alternativo para el carricerín cejudo (Miguélez *at al.* 2015). También se debería dotar al carricerín cejudo de una figura de conservación más acorde a su estatus europeo, con su catalogación como Vulnerable en el Catálogo Regional de especies amenazadas de fauna de la Comunidad de Madrid. La adopción de este tipo de medidas contribuiría de manera activa en la conservación de esta especie globalmente amenazada.

## Agradecimientos

La redacción de este trabajo forma parte de las acciones que se desarrollan dentro del After-LIFE Plan del proyecto LIFE Paludicola (LIFE 16 NAT/ES/000168). El agradecimiento a Hugo Sánchez y a Virginia de la Torre, de SEO-Monticola, por facilitar información de las campañas de anillamiento en la Reserva Ornitológica de Los Albardales. También agradecer la información facilitada por Miguel Juan sobre los humedales, y el apoyo de los compañeros de Fundación Global Nature, especialmente a María López por su ayuda en la elaboración del mapa.

## Bibliografía

Alonso, M. 1998. Las lagunas de la España peninsular. *Limnetica*, 15: 1-176.

Aranzadi 2022. *Banco de datos de la Oficina de Anillamiento de*

*Aranzadi, 2022. Datos de anillamiento y recuperación*. Sociedad de Ciencias Aranzadi, ICO, EBD-CSIC, GOB y SOM. Donostia-San Sebastián.

Atienza, J. C., Pinilla, J. y Justribó, J. 2001. Migration and conservation of the Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* in Spain. *Ardeola*, 48: 197-208.

Bermejo, A.; De la Puente, J. y Seoane, J. (ed.). 2002. Lista sistemática. Carricerín cejudo (*Acrocephalus paludicola*). *Anuario Ornitológico de Madrid 2001*: 197-199. SEO-Monticola. Madrid.

BirdLife International. 2020. Species factsheet: *Acrocephalus paludicola*. IUCN Red List for birds. <http://www.birdlife.org> (Consultado el 18 de marzo de 2020).

Briedis, M. y Keišs, O. 2016. Extracting historical population trends using archival ringing data - an example: the globally threatened Aquatic Warbler. *Journal of Ornithology*, 157: 419-425.

De la Puente, J. y Moreno-Opo, R. 2002. Campaña de anillamiento en el paso otoñal del año 2001 en la estación de anillamiento de Las Minas (San Martín de la Vega, Madrid). En: Bermejo, A.; De la Puente, J. y Seoane, J. (ed.) *Anuario Ornitológico de Madrid 2001*: 86-93. SEO-Monticola. Madrid.

Fajardo, A. y Lara A. 2018. *Informe científico de aves en la Reserva Natural de la Laguna de Pétrola, año 2018*. Grupo de Anillamiento Albacete, Albacete.

Flade, M. y Lachmann, L. 2008. Species Action Plan for the Aquatic



- Warbler *Acrocephalus paludicola*. BirdLife International/European Commission, Cambridge/Brussels.
- Flade, M. y Lisovski, S. 2021. *Aquatic Warbler Geolocator Study 2018-2019: Final Report. Migration routes and wintering sites of the Aquatic Warblers breeding in Lithuania and North Belarus*. BirdLife International – Aquatic Warbler Conservation Team. Angermünde.
- Juan, M. 2021. Lista patrón de aves en Madrid. En: Juan, M.; Martín, M. y De la Torre, V. (ed.) *Anuario Ornitológico de Madrid 2019-2020*: 139-165. SEO-Monticola. Madrid.
- Jubete, F.; Torres, M.; Gómez, S.; Cijurano S. y Zuazua, P. 2006. *El carricerín cejudo. Manual para el manejo de vegetación helofítica y monitorización de poblaciones*. Fundación Global Nature. Palencia.
- Julliard, R.; Bargain, B.; Dubos, A. y Jiguet, F. 2006. Identifying autumn migration routes for the globally threatened Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola*. *Ibis*, 148: 735-743.
- Marchamalo, J. y López Septiem, J. A. 2002. Topónimos y características de los humedales con interés ornitológico del Parque Regional del Sureste de Madrid. En: Bermejo, A.; De la Puente, J. y Seoane, J. (ed.) *Anuario Ornitológico de Madrid 2001*: 78-85. SEO-Monticola. Madrid.
- Martín, M.; Juan, M. y De la Torre, V. (ed.) 2022. Observaciones ornitológicas destacadas 2021. Carricerín cejudo (*Acrocephalus paludicola*). *Anuario Ornitológico de Madrid 2021*: 191-208. SEO-Monticola. Madrid.
- Mayordomo, S.; Prieta, J. y Cardalliagueta, M. 2015. *Aves de Extremadura, vol. 5. 2009-2014*. SEO/BirdLife y Junta de Extremadura.
- Miguélez, D. 2015. *Migración posnupcial y conservación del carricerín cejudo Acrocephalus paludicola en humedales de la meseta Norte*. Universidad de León. Tesis doctoral.
- 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. *Informe de los resultados de la campaña de anillamiento científico de aves durante el paso posnupcial en Castilla-La Mancha: lagunas de Manjavacas y Chica de Villafranca. Año 2021*. Fundación Global Nature. Fuentes de Nava, Palencia.
- Miguélez, D.; García, J.; Castro, V.; et al. 2015. Use of an abandoned gravel-pit in inland Spain as a stopover site for the Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola*. *Wetlands Ecology and Management*, 23: 855-864.
- Miguélez, D.; Velasco, T.; Zumalacárrregui, C.; Sánchez, L. y Buendía, E. 2019. Situación del carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola* en Castilla-La Mancha. *Sabuco*, 14: 89-113.
- Neto, J. M.; Encarnação, V. y Fearon, P. 2010. Distribution, phenology and condition of Aquatic Warblers *Acrocephalus paludicola*

- migrating through Portugal. *Ardeola*, 57: 181-189.
- Pérez-Granados, C. y Barrero, A. 2017. Revisión del estatus reproductor y migratorio de cinco passeriformes palustres escasos en Madrid. En: Juan M.; Pérez-Granados, C. y De la Puente, J. (ed.) *Anuario Ornitológico de Madrid 2011-2014*: 72-87. SEO-Monticola. Madrid.
- Roblas, N. y García-Avilés, J. 1997. *Valoración ambiental y caracterización de los ecosistemas acuáticos leníticos del Parque Regional entorno de los cursos bajos de los ríos Manzanares y Jarama. Serie Documentos n.º 24*. Centro de Investigaciones Ambientales de la Comunidad de Madrid «Fernando González Bernáldez» y Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid. Madrid.
- Salewski, V.; Flade, M.; Lisovski, S.; et al. 2018. Identifying migration routes and non-breeding staging sites of adult males of the globally threatened Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola*. *Bird Conservation International*, 28.
- SEO/BirdLife 2022. Datos de anillamiento y recuperaciones en España. MITECO, SEO/BirdLife, ICO, EBD-CSIC y GOB. España.
- SEO-Monticola 2017. <https://seomonticola.org/2017/10/20/los-albardales/> (Consultado el 23/04/2022).
- Tanneberger, F. y Kubacka, J. (ed.) 2018. *The Aquatic Warbler Conservation Handbook*. Brandenburg State Office for Environment (LfU), Potsdam. ■

**Recibido: 08/05/2022; Aceptado: 16/08/2022**





# Seguimiento de las colisiones de aves en pistas de pádel en la Sierra Norte de Madrid

Ángel QUIRÓS

Cuerpo de Agentes Forestales de la Comunidad de Madrid, Oficina comarcal 4, ctra. Buitrago a Manjirón s/n, 28730 Buitrago del Lozoya (Madrid)

angel.ramon.quiros@madrid.org

## Resumen

La colisión contra estructuras acristaladas supone la mortalidad de millones de aves anualmente en todo el mundo. A pesar de su trascendencia, es una problemática poco estudiada en España. Este trabajo proporciona una primera aproximación a la incidencia de las colisiones de aves en pistas de pádel. Para analizar su alcance se realizó el seguimiento en cinco pistas de pádel localizadas en la sierra Norte de Madrid entre los años 2015 y 2018. En una de ellas, Prádena del Rincón, se puso a prueba una medida de mitigación de las colisiones durante la segunda parte del seguimiento. En total se encontraron 126 aves muertas o aturdidas pertenecientes a 33 especies, principalmente sedentarias. El gorrión común, el serín verdeillo y el mirlo común fueron las especies más afectadas, representando el 23,8% de todas las aves registradas. Se encontraron diferencias significativas en el número de colisiones entre estaciones. Es necesario realizar estudios a mayor escala geográfica para conocer los factores que regulan la probabilidad de colisión y la eficacia de las medidas anticolidión.

Este artículo refiere a material suplementario electrónico, disponible en la biblioteca online del *Anuario Ornitológico de Madrid* ([www.seomonticola.org/anuario](http://www.seomonticola.org/anuario)).

## Palabras clave

Evaluación de impacto, medidas anticolidión, mortalidad de aves.

## Introducción

Las colisiones de aves contra estructuras acristaladas suponen la muerte de millones de aves anualmente en Norteamérica (Machtans *et al.* 2013; Loss *et al.* 2014). La mayoría de los trabajos dedicados a esta problemática proceden de Estados Unidos y Canadá (Klem 1989; Basilio *et al.*

2020) y se centran en las colisiones contra edificios y viviendas, en menor medida en otras estructuras acristaladas como marquesinas de autobús (Barton *et al.* 2017). Entre los factores principales que regulan la probabilidad de colisión se encuentran el tamaño y superficie acristalada del edificio (Hager *et al.* 2013; Cusa *et al.* 2015), la densidad

y tipo de vegetación en el entorno inmediato (Borden *et al.* 2010; Kummer *et al.* 2016a), así como el grado de urbanización a escala regional (Hager *et al.* 2008; Hager *et al.* 2013; Kummer *et al.* 2016b) y la estacionalidad (Borden *et al.* 2010; Kahle *et al.* 2016; Ocampo-Peñuela *et al.* 2016), los cuales afectan principalmente a especies migratorias (Borden *et al.* 2010) y a la comunidad de aves y su abundancia en las inmediaciones (Dunn 1993). Se puede consultar una revisión de los factores que regulan las colisiones en Basilio *et al.* (2020).

El creciente interés por esta problemática se ha plasmado en la publicación de diversos estudios realizados en Sudamérica y Asia en el último lustro (Low *et al.* 2017; Rebolledo-Ifrán *et al.* 2019; Uribe-Morfín *et al.* 2021). En Europa los trabajos son escasos y se centran en las colisiones en edificios (Fernández 2014; Aymí *et al.* 2017), marquesinas de autobús (Zysk-Gorczyńska *et al.* 2022), pantallas acústicas en vías de comunicación (Campedelli *et al.* 2014; Mitrus y Zbyryt 2018) y algunas revisiones más completas (Schimid *et al.* 2013).

La evaluación de medidas anticolidión, sobre todo la aplicación de vinilos adhesivos de distintas formas y tramas, se realiza principalmente en túneles de vuelo o en condiciones controladas en el campo (Klem 2009; Klem y Saenger 2013; Rössler *et al.* 2015; Sheppard 2019) y, en menor medida, en edificios (Brown *et al.* 2021). Un resumen de las diversas medidas anticolidión disponibles se puede consultar en Menacho-Odio (2018).

En lo que se refiere a las colisiones en pistas de pádel en España, aunque la preocupación social ha trascendido en redes sociales y medios de comunicación y se están probando diversas medidas de mitigación de las colisiones, no se ha materializado hasta ahora en publicaciones científicas.

En 2015 las colisiones de aves en una de las pistas de pádel estudiadas, Prádena del Rincón, fue detectada por Mario Vega, técnico del equipo de la Reserva de la Biosfera Sierra del Rincón. Tras comunicarlo al autor, se inicia un seguimiento para evaluar las especies afectadas y la incidencia real. Después de un año de seguimiento se llevan a cabo las gestiones para instalar y probar la eficacia de una medida anticolidión, teniendo en cuenta que esta debía cubrir la mayor parte de la superficie acristalada y no dejar huecos superiores a 5 cm en horizontal y 10 cm en vertical, regla de 2 x 4 pulgadas (Klem 1990).

Los objetivos del presente trabajo son 1) aportar información sobre especies afectadas y periodos del año con mayor incidencia, 2) comparar los datos recogidos antes y después de aplicar la medida de mitigación en la pista de Prádena y valorar la eficacia de la misma, 3) comparar los datos recogidos entre las pistas de pádel control con los obtenidos en la pista de Prádena con la medida de mitigación adoptada y 4) proponer el seguimiento en pistas de pádel en distintas ubicaciones geográficas para evaluar la incidencia de los factores que

condicionan la probabilidad de colisión y decidir de forma más eficiente la instalación de medidas de mitigación.

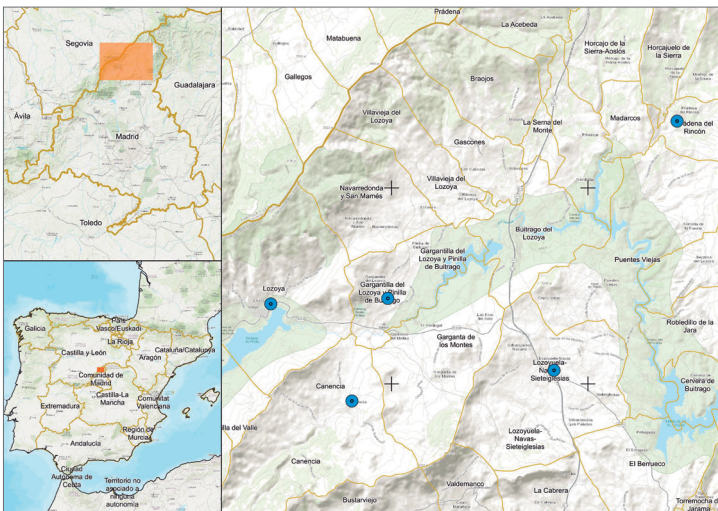
## Material y métodos

Se estudiaron cinco instalaciones con pistas de pádel en la Sierra Norte de Madrid, ubicadas en las localidades de Gargantilla del Lozoya, Lozoyuela, Lozoya, Canencia y Prádena del Rincón, respectivamente (figura 1; Material suplementario, figura S1). Se localizan en la cuenca del río Lozoya entre los 1.010 y los 1.150 m s. n. m., en el piso supramediterráneo donde dominan las formaciones arbóreas de frondosas, principalmente melojos (*Quercus pyrenaica*) y fresnos (*Fraxinus angustifolia*). Su ubicación exacta

y altitud se puede consultar en el Material suplementario, tabla S1.

Las dos pistas de pádel de Lozoya y Lozoyuela están situadas en paralelo por el lado más largo, a menos de cinco metros de distancia entre ellas; en ambos casos los registros se contabilizaron como si se tratara de una única pista (Material suplementario, fotos S1 a S4).

Las pistas de pádel son de planta rectangular, de 20 x 10 metros, y están cerradas en su totalidad con paneles de cristal y malla de acero. Las paredes frontales están cubiertas con cinco paneles de cristal de 1,92 x 2,92 m cada uno, mientras que cada pared lateral consta de cuatro paneles, dos de 1,92 x 2,92 m y dos de 1,92 x 1,95 m, lo que suma una superficie acristalada total de



**Figura 1**

Localización de las pistas de pádel objeto de estudio en la Sierra Norte de Madrid (círculo azul) y ubicación del área de estudio en la Comunidad de Madrid y península ibérica (rectángulo naranja).

93,46 m<sup>2</sup> (Material suplementario, figura S2).

En este trabajo se entiende por colisión el hallazgo de un ave aturdida o muerta en el interior de la pista de pádel o en una banda de dos metros desde el perímetro exterior. Se registraron todas las visitas realizadas, tanto las positivas, con ave muerta o aturdida, como negativas, y se indicaron la fecha y hora de la inspección. En el caso de las visitas positivas se anotó si el ave se encontraba muerta o aturdida, su localización dentro o fuera de la pista y, siempre que fue posible, la especie, el sexo y la edad (adulto o joven). Si el ave se encontró aturdida, se recogió y mantuvo en condiciones adecuadas para garantizar su recuperación y posteriormente se liberó. En el caso de las aves muertas se retiraron, si era posible, para evitar duplicidad en los registros y el acceso de carroñeros. Se asumió una detección del 100% ya que el área a prospectar es pequeña y con buena visibilidad, al estar cubierta con tapete en el interior y en su mayor parte con cemento en la parte exterior.

En la pista de pádel de Prádena del Rincón se hicieron entre dos y nueve visitas mensuales entre el 27 de junio de 2015 y el 23 de octubre de 2016.

El 31 de octubre de 2016 se finalizó la instalación de una medida anticolidión consistente en adhesivos de vinilo de 10 x 10 cm colocados al tresbolillo, con una distancia entre adhesivos de 5 cm a la fila superior y 10 cm al contiguo, en todos los paneles de cristal de la pista, hasta una altura de 2,5 en los paneles de 2,92 m (fotos 1 y 2). A partir de esta fecha se mantuvo la frecuencia de visitas entre el 4 de noviembre de 2016 y el 28 de diciembre de 2018. Durante 11 jornadas se realizaron dos visitas diarias, a primera hora de la mañana y por la tarde; en esos casos solo se tuvieron en cuenta los resultados de la primera visita para los análisis estadísticos (dos aves localizadas durante la segunda visita en dos jornadas solo se incluyeron en los resultados generales).

En total se hicieron 84 visitas antes (Prádena A) y 138 después de la medida anticolidión (Prádena D). Como referencia para evaluar la eficacia de la medida de mitigación, se estudiaron las pistas de Gargantilla de Lozoya, Lozoyuela, Lozoya y Canencia entre los meses de septiembre de 2016 y diciembre de 2017 (tabla 1). La inspección de estas cuatro pistas se llevó a cabo por los agentes forestales destinados en la comarca forestal de Lozoya.

### Tabla 1

Periodo de visitas a las cuatro pistas de pádel de control en la Sierra Norte de Madrid y número de visitas realizadas en cada una de ellas.

Localidad	Periodo de visitas	Número de visitas
Gargantilla	13 de septiembre de 2016 a 27 de diciembre de 2017	86
Lozoyuela	13 de septiembre de 2016 a 2 de noviembre de 2017	105
Lozoya	1 de septiembre de 2016 a 24 de noviembre de 2017	104
Canencia	29 de septiembre de 2016 a 11 de noviembre de 2017	105



**Foto 1**

Pista de pádel en Prádena del Rincón antes de la instalación de la medida anticolidión. Imagen tomada desde el noroeste de la pista el 2 de mayo de 2016. © Ángel Quirós



El periodo de estudio se dividió en cuatro estaciones: invierno (22 de diciembre a 21 de marzo), primavera (22 de marzo a 21 de junio), verano (22 de junio a 21 de septiembre) y otoño (22 de septiembre a 21 de diciembre).

Para el análisis estadístico se hicieron dos tipos de comparaciones sobre la frecuencia de visitas en las que se detectaron aves muertas o aturdidas. En primer lugar, se comparó la frecuencia de visitas con detección de aves en la pista de Prádena del Rincón antes y después de implantar

**Foto 2**

Pista de pádel en Prádena del Rincón después de la instalación de la medida anticolidión. Imagen tomada desde el suroeste de la pista el 23 de enero de 2017. © Ángel Quirós

la medida de mitigación, mediante un test exacto de Fisher. En segundo lugar, se comparó la frecuencia de visitas con detección de aves entre las cinco pistas, una vez se había implantado la medida de mitigación en Prádena del Rincón, mediante un test de la G. En ambas comparaciones se hizo un análisis para cada estación del año.

## Resultados

En las cinco pistas de pádel se recogieron aves muertas o aturdidas durante el periodo de estudio, incluyendo la de Prádena del Rincón una vez instalada la medida de mitigación, con una media de 17,3 aves por pista (rango = 6 - 39).

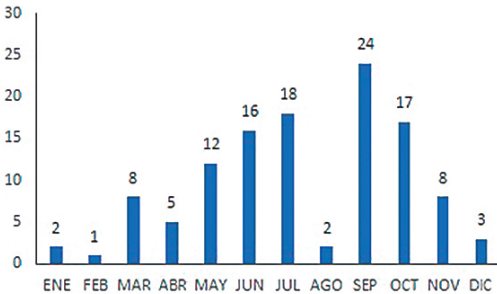
En total se registraron 126 colisiones (120 cadáveres y 6 aves aturdidas) pertenecientes a 33 especies, aunque 27 ejemplares (21,4 %) no pudieron determinarse debido al

avanzado estado de descomposición o por tratarse de restos dispersos. El número de especies recogidas por pista varió entre dos y 15 (Material suplementario, tabla S2).

En cuanto al estatus fenológico, 23 especies fueron sedentarias (69,7 %), seis estivales (18,2 %) y cuatro migratorias (12,1 %) (Material suplementario, tabla S2). No se registraron especies estrictamente invernantes, aunque algunas de las sedentarias ven incrementada su población con la llegada de aves en invierno. El gorrión común (*Passer domesticus*), el serín verdicillo (*Serinus serinus*) y el mirlo común (*Turdus merula*) fueron las especies con más registros, el 23,8 % de las colisiones detectadas. Por órdenes, los passeriformes contabilizaron el 72,2 % de los ejemplares localizados, mientras que las familias que sumaron más colisiones fueron Muscicapidae (11,1 %), Fringilidae (11,1 %), Passeridae (10,3 %) y Turdidae (8,7 %) (Material suplementario, tabla S3).

**Figura 2**

Número de aves localizadas, muertas o aturdidas, por mes en las cinco pistas de pádel en la Sierra Norte de Madrid.



**Tabla 2**

Frecuencia de visitas en las que se encontraron una o más aves colisionadas, para cada pista de pádel en la Sierra Norte de Madrid. Prádena A y D es la misma pista antes y después de instalar la medida anticolidión.

Estación	Nº aves	Gargantilla	Lozoyuela	Lozoya	Canencia	Prádena A	Prádena D
Invierno	1	0	0	4	0	3	0
Primavera	1	7	1	1	6	4	4
	2	0	0	0	1	2	0
Verano	1	6	3	6	4	4	2
	2	0	0	4	1	1	0
	3	0	0	1	0	0	0
	4	0	0	0	0	1	0
Otoño	1	4	2	3	8	5	2
	2	3	0	4	0	0	0
	3	0	0	2	0	0	0

Las estaciones del año con más registros fueron el verano y otoño, con 45 y 44 respectivamente, muy por encima de los 29 en primavera y los ocho en invierno. Los meses con mayor incidencia fueron septiembre con 24 aves, julio con 18, octubre con 17 y junio con 16 (figura 2).

La medida de mitigación condujo a una reducción de la frecuencia de visitas con aves muertas en la pista de Prádena en todas las estaciones ( $p < 0,05$ ) excepto en primavera (tablas 2 y 3, figura 3). En el estudio realizado desde otoño de 2016 en las cinco pistas, una vez implantada la medida de mitigación en Prádena, hubo diferencias significativas entre pistas en la frecuencia de visitas con aves muertas en todas las estaciones (tabla 3, figura 3). En general, las pistas de Prádena del Rincón y de Lozoyuela tuvieron menor frecuencia de colisiones de aves que las otras tres pistas (figura 3).

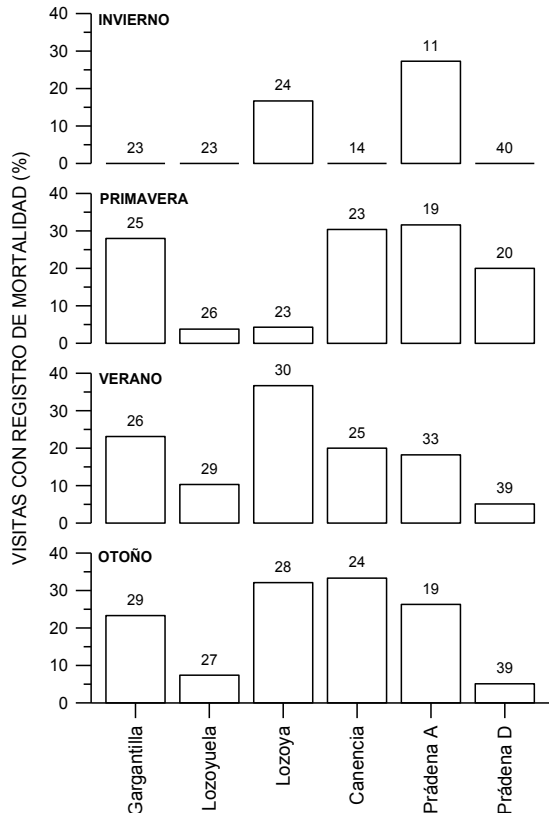
**Figura 3**

Frecuencia de visitas con registro de aves colisionadas, en cada pista de pádel y estación del año en la Sierra Norte de Madrid. En la pista de Prádena del Rincón se han separado las visitas antes de instalar la medida anticolidión (A) y después (D). Las cifras sobre las barras indican el número total de visitas realizadas a cada pista en cada estación.

**Tabla 3**

Resultados de la comparación de la frecuencia de visitas con detección de aves muertas entre pistas de pádel en la Sierra Norte de Madrid, para cada estación del año (¹Test exacto de Fischer, ²Test de la G).

Localidad	G	p
<b>Prádena A vs. Prádena D después de instalar la medida anticolidión¹</b>		
Invierno		0,008
Primavera		0,480
Verano		0,008
Otoño		0,032
<b>Otras localidades vs. Prádena D tras implantar la medida anticolidión²</b>		
Invierno	13,715	0,008
Primavera	12,390	0,015
Verano	13,412	0,009
Otoño	15,223	0,004





### Foto 3

Agateador europeo muerto por colisión en la pista de pádel en Prádena del Rincón el 22 de noviembre de 2015.

© Ángel Quirós

En Prádena del Rincón el número de especies afectadas pasó de 15 a siete una vez instalada la media anticolidión.

## Discusión

Este trabajo muestra que las colisiones de aves en pistas de pádel en la Sierra Norte de Madrid presentaron una estacionalidad marcada, con mayor incidencia en verano y otoño, y que afectó a un número elevado de especies, principalmente paseriformes sedentarias. Por otro lado, la medida de mitigación aplicada en la pista de Prádena resultó ser eficaz en invierno, verano y otoño, pero no en primavera. Sin embargo, tras la aplicación de la medida anticolidión sí hubo diferencias significativas en el número de aves que habían colisionado entre pistas.

No se evalúa la influencia del entorno en la probabilidad de colisiones porque la muestra obtenida fue reducida, pero se observa que las pistas alejadas de los cascos urbanos, Prádena y Lozoya, son las que

presentaron más colisiones y más especies frente a las pistas situadas en un medio más urbanizado, aunque se trate de poblaciones rurales, Canencia y Lozoyuela. En el caso de la pista de Gargantilla, que muestra valores similares a las pistas de Prádena y Lozoya, aunque se encuentra rodeada de viviendas unifamiliares, la presencia de patios ajardinados ofrece a las aves refugio y disponibilidad de alimento, concentra más ejemplares y más especies que las esperadas en un ambiente urbano, e incrementa por tanto el riesgo de colisiones (Dunn 1993; Kummer *et al.* 2016a). En todo caso, fue notable la baja incidencia de colisiones en Lozoyuela y el único elemento que la distingue de las demás localidades es la estructura soportada por columnas que cubre por encima las dos pistas de pádel de la instalación (Material suplementario, foto S4).

Algunos estudios indican que la presencia de comederos atrae a las aves al entorno de viviendas con ventanas y que incrementa la probabilidad de las colisiones, en

muchos casos cuando las aves levantan el vuelo de forma explosiva ante la presencia de potenciales predadores (Dune 1993; Kummer *et al.* 2016a). Este efecto podría estar potenciado por el diseño de las pistas de pádel, con los extremos formados por tres laterales cubiertos con paneles de cristal que atrapan a las aves dentro de la estructura e incrementan la probabilidad de colisión (Barton *et al.* 2017; foto 3; Material suplementario, fotos S5 y S6). En nuestro caso, observamos que gorriones comunes y palomas bravías (*Columba livia*) se acercaron al entorno de las pistas de pádel, en ocasiones en parques o áreas recreativas o de ocio, en busca de restos de comida. Y que aves insectívoras capturaron insectos, muertos o aturdidos al pie de los paneles de cristal, desde la primavera hasta mediados de otoño. Por ejemplo, el papamoscas cerrojillo (*Ficedula hypoleuca*) localizado muerto el 5 de octubre de 2017 en Prádena tenía una presa aún viva en el pico.

Algunas especies son más susceptibles de sufrir colisiones contra cristales frente a otras que los evitan (Machtans *et al.* 2013; Loss *et al.* 2014; Kahle *et al.* 2016). Durante las visitas observamos que lavanderas blancas (*Motacilla alba*) y colirrojos tizones (*Phoenicurus ochruros*) frecuentaron las pistas de pádel para capturar insectos y que, ante la presencia del observador, escaparon evitando los paneles de cristal, bien remontaron el vuelo para superarlos por encima o bien cruzaron entre los huecos de la malla de acero de los laterales.

La estacionalidad de las colisiones se describe en numerosos trabajos, con máximos en primavera y otoño. Se relaciona con la presencia de especies migratorias, que serían más vulnerables a la colisión contra cristales en edificios de más de tres plantas y en entornos urbanos (Loss *et al.* 2014; Kahle *et al.* 2016) aunque varios trabajos destacan que en viviendas unifamiliares o estructuras acristaladas de pequeño tamaño, como las marquesinas de autobús, y en entornos rurales o mixtos son las especies sedentarias las que se registran en mayor proporción (Ocampo-Peñuela *et al.* 2016; Barton *et al.* 2017).

Este trabajo muestra que las especies residentes fueron las más afectadas por las colisiones y las que supusieron mayor número de aves muertas. Este hallazgo coincide con los datos obtenidos en el seguimiento de la pista de pádel de Almazán (Soria) por los agentes ambientales entre 2012 y 2020, donde recogen 46 ejemplares de 20 especies: 13 sedentarias (65%), cuatro estivales (20%) y tres migratorias (15%) (Agentes Medioambientales de Soria com. pers.). Resultados similares son los obtenidos en el seguimiento de siete pistas de pádel en Zaragoza, entre 2010 y 2019, con 70 aves pertenecientes a 32 especies, de las cuales 21 son sedentarias (65,6%), cinco estivales (15,6%), cinco migratorias (15,6%) y una invernante (3,1%) (Bernal y Mora 2019).

El progresivo incremento en el número de colisiones, hasta alcanzar el máximo en el mes de septiembre,

podría deberse a los jóvenes nacidos en la temporada que se incorporaron a la población y a la llegada de los primeros migrantes postnupciales, lo que supuso una mayor abundancia de aves y, por tanto, mayor probabilidad de colisiones.

El llamativo descenso en la mortalidad durante el mes de agosto no se explicaría según la hipótesis planteada. Una posible causa sería el uso más intenso de las pistas de pádel durante los meses de verano, en especial julio y agosto, por el incremento en el número de habitantes en los pueblos de la sierra y la retirada de ejemplares muertos por los usuarios de las pistas de pádel.

La medida anticolidión instalada en Prádena no redujo de forma estadísticamente significativa el número de colisiones durante la primavera (tabla 3), aunque el número de especies afectadas fue menor (Material suplementario, tabla S2). En algunos trabajos se sugiere que las especies de menor tamaño son más vulnerables a las colisiones (Kahle *et al.* 2016). El hecho de que los ejemplares recogidos pertenecieran a cinco familias de pequeños pase-riformes, podría deberse a que la distancia entre vinilos, 10 cm entre adhesivos adyacentes, estaría en el límite inferior que algunas especies de pequeño tamaño intentarían atravesar en vuelo, modificando la posición de sus alas para ajustarse al tamaño del hueco (Sheppard 2019). En la pista de pádel de Almazán y en tres en Zaragoza, tras el seguimiento inicial de las colisiones, se instalaron vinilos verticales de 2 cm

de ancho a una distancia de 8 cm entre líneas. En las visitas realizadas tras la aplicación de la medida anticolidión no detectan aves colisionadas (Agentes Medioambientales de Soria com. pers.; Bernal y Mora 2019).

El intervalo entre visitas a la pista de Prádena del Rincón, en algunos casos superior a los diez días, podría suponer una limitación al estudio subestimando el número de colisiones por la desaparición de cadáveres por la acción de los carroñeros o su retirada por usuarios o los servicios de mantenimiento de las pistas (Kummer *et al.* 2016b, Gordo *et al.* 2019).

Animamos a quienes hayan realizado seguimientos de mortalidad en pistas de pádel, y probado la eficacia de las medidas anticolidión si se hubieran aplicado, a publicar los resultados de sus trabajos.

Sugerimos que los futuros estudios que se realicen amplíen el ámbito geográfico de seguimiento, tengan en cuenta la relación entre la comunidad de aves presente y su abundancia y el riesgo de colisión, la influencia del grado de desarrollo urbano a nivel regional y los hábitats del entorno inmediato en la probabilidad de colisión y la evaluación de las medidas anticolidión que se apliquen, siguiendo protocolos estandarizados.

Con los datos recogidos y de su análisis se podrán determinar cuáles son las zonas con mayor riesgo de colisión y cuáles son las

medidas anticolidión más eficaces. Esta información será útil para los gestores de fauna silvestre en las distintas administraciones para, en colaboración con los propietarios de las pistas de pádel, decidir cómo y dónde actuar para minimizar la mortalidad de aves.

Es urgente que la normativa que regula la instalación de pistas de pádel recoja la obligatoriedad de que los paneles de cristal cuenten con tratamientos anticolidión de fábrica, de tal forma que se compatibilice la conservación de las aves con el desarrollo de la actividad deportiva.

## Agradecimientos

A Mario Vega y Ezequiel Martínez del equipo técnico de la Reserva de la Biosfera Sierra del Rincón por alertar sobre la presencia de aves muertas por colisión en la pista de Prádena del Rincón y las gestiones realizadas para instalar la medida de mitigación. Marcos Méndez por encargarse del análisis estadístico y las sugerencias para estructurar el trabajo. A los agentes forestales de la comarca forestal de Lozoya por el seguimiento en las pistas de pádel situadas en su comarca y a los compañeros de la comarca forestal de Montejo por acompañar al autor durante las visitas a la pista de Prádena del Rincón. Andrés Martín y Javier García Raya tomaron las fotografías de las pistas de pádel de Lozoya, Gargantilla del Lozoya, Canencia y Lozoyuela. A Javier López, Virginia Souza-Egipsy e

Ignacio Valero por su interés en el tema. Andrés García Pérez, agente medioambiental de Soria, facilitó los datos del seguimiento de la pista de pádel de Almazán. Rafael Bernal, Aragonea, Ester Ginés y Joaquín Guerrero, Dirección General de Medio Natural del Gobierno de Aragón, proporcionaron el informe relativo al seguimiento de las colisiones en las pistas de pádel de Zaragoza. A Raül Aymí por sus comentarios al manuscrito original y al equipo editorial del Anuario por sus sugerencias, comentarios y apoyo constante.

## Bibliografía

- Aymí, R.; González, Y.; López, T. y Gordo, O. 2017. Bird-window collisions in a city on the Iberian Mediterranean coast during autumn migration. *Revista Catalana d'Ornitologia*, 33: 17-28.
- Barton, C. M.; Riding, S. C. y Loss, S. R. 2017. Magnitude and correlates of bird collisions at glass bus shelters in an urban landscape. *PLoS ONE*, 12 (6): e0178667.
- Basilio, L. G.; Moreno, D. J. y Pira-telli, A. J. 2020. Main causes of bird-window collisions: a review. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 92 (1): e20180745.
- Bernal, R. y Mora, A. 2019. *Estudio para evitar las colisiones de aves en pistas de pádel de la provincia de Zaragoza*. Informe inédito para el Departamento de Agricultura, Ganadería y Medio Ambiente del Gobierno de Aragón. Zaragoza.
- Borden, W. C.; Lockhart, O. M.; Jones, A. W. y Lyons, M. S. 2010.

- Seasonal, taxonomic and local habitat components of bird-window collisions on an urban university campus in Cleveland, OH. *Ohio Journal of Science*, 110 (3): 44-52.
- Brown, B. B.; Santos, S. y Ocampo-Peñuela, N. 2021. Bird-window collisions: Mitigation efficacy and risk factors across two years. *PeerJ*, 9: e11867.
- Campedelli, T.; Londi, G.; Cutini, S.; Donati, C. y Florenzano, G. T. 2014. Impact of noise barriers on birds. A case study along a Tuscany highway. *Avocetta*, 38: 37-39.
- Cusa, M.; Jackson, D. A. y Mesure, M. 2015. Window collisions by migratory bird species: urban geographical patterns and habitat associations. *Urban Ecosystems*, 18 (1): 1427-1446.
- Dunn, E. 1993. Bird mortality from striking residential windows in winter. *Journal of Field Ornithology*, 64 (3): 302-309.
- Fernández, F. 2014. Un estudio en Málaga aborda la colisión de aves en cristales. *Quercus*, 336: 62-63.
- Gordo, O.; López, T.; González, Y. y Aymí, R. 2019. Colisión de aves contra ventanas: un problema impactante. *Quercus*, 395: 26-32.
- Hager, S. B.; Trudell, H.; McKay, K. J.; Crandall, S. M. y Mayer, L. 2008. Bird density and mortality at windows. *The Wilson Journal of Ornithology*, 120 (3): 550-564.
- Hager, S. B.; Cosentino, B. J.; McKay, K. J. *et al.* 2013. Window area and development drive spatial variation in bird-window collisions in an urban landscape. *PLoS ONE*, 8 (1): e53371. doi:10.1371/journal.pone.0053371
- Kahle, L. Q.; Flannery, M. E. y Dumbacher, J. P. 2016. Bird-window collisions at a West-coast urban park museum: Analyses of bird biology and window attributes from Golden Gate Park, San Francisco. *PLoS ONE*, 11 (1): e0144600. doi:10.1371/journal.poe.0144600
- Klem, D. Jr. 1989. Bird-window collisions. *Wilson Bulletin*, 101: 606-620.
- Klem, D. Jr. 1990. Collisions between birds and windows: Mortality and prevention. *Journal of Field Ornithology*, 61: 120-128.
- Klem, D. Jr. 2009. Preventing bird-window collisions. *The Wilson Journal of Ornithology*, 121 (2): 314-321.
- Klem, D. Jr. y Saenger, P. G. 2013. Evaluating the effectiveness of select visual signals to prevent bird-window collisions. *The Wilson Journal of Ornithology*, 125 (2): 406-411.
- Kummer, J. A.; Bayne, E. M. y Mactans, C. S. 2016a. Use of citizen science to identify factors affecting bird-window collision risk at houses. *The Condor*, 118: 624-639.
- Kummer, J. A.; Nordell, C. J.; Berry, T. M. *et al.* 2016b. Use of bird carcass removals by urban scavengers to adjust bird-window collision estimates. *Avian Conservation and Ecology*, 11 (2): 12.
- Loss, S. R.; Will, T.; Loss, S. S. y Marra, P. 2014. Bird building collisions in the United States: Estimates of annual mortality and



- species vulnerability. *The Condor*, 116: 8-23.
- Low, B. W.; Yong, D. L.; Tan, D.; Owyong, A. y Chia, A. 2017. Migratory bird collisions with man-made structures in South-East Asia: a case study from Singapore. *BirdingAsia*, 27: 107-111.
- Machtans, C. S.; Wedeles, C. H. R. y Bayne, E. M. 2013. A first estimate for Canada of the number of birds killed by colliding with building Windows. *Avian Conservation and Ecology*, 8 (2): 6.
- Menacho-Odio, R. M. 2018. Colisión de aves con ventanas: problema, prevención, mitigación y tendencias de investigación. *Zeledonia*, 22 (1): 59-76.
- Mitrus, C. y Zbyryt, A. 2018. Reducing avian mortality from noise barrier collisions along an urban roadway. *Urban Ecosystems*, 21: 351-356.
- Ocampo-Peñuela, N.; Peñuela-Reco, L. y Ocampo-Durán, Á. 2016. Decals prevent bird-window collisions at residences: a successful case study from Colombia. *Ornitología Colombiana*, 15: 94-101.
- Rebolo-Ifrán, N.; di Virgilio, A. y Lambertucci, S. A. 2019. Drivers of bird-window collisions in southern South America: a two-scale assessment applying citizen science. *Scientific Reports*, 9: 18148.
- Rössler, M.; Nemeth, E. y Bruckner, A. 2015. Glass pane markings to prevent bird-window collisions: less can be more. *Biologia*, 70: 535-541.
- Schimd, H.; Doppler, W.; Heynen, D. y Rössler, M. 2013. *Bird-friendly building with glass and light*. 2nd revised edition. Swiss Ornithological Institute, Sempach.
- Sheppard, C.D. 2019. Evaluating the relative effectiveness of patterns on glass as deterrents of bird collisions with glass. *Global Ecology and Conservation*, 20: e00795.
- Uribe-Morfín, P.; Gómez-Martínez, M. A.; Moreles-Abonce, L. et al. 2021. The invisible enemy: Understanding bird-window strikes through citizen science in a focal city. *Ecological Research*, 36: 430-439.
- Zysk-Gorczyńska, E.; Sztwiertnia, H.; Pietkiewicz, M. et al. 2022. Local bird densities and habitats are poor predictors of bird collision with glass bus shelters. *Landscape and Urban Planning*, 217: 104285. ■

**Recibido: 04/05/2022; Aceptado: 17/08/2022**



# Situación poblacional, parámetros reproductivos, uso del territorio y dispersión juvenil del águila perdicera (*Aquila fasciata*) en la Comunidad de Madrid en 2020

Juan José IGLESIAS-LEBRIJA<sup>1\*</sup>, Ernesto ÁLVAREZ<sup>1</sup>, Sergio DE LA FUENTE<sup>1</sup>, Juan Pablo DÍAZ<sup>1</sup>, Miguel MARCO<sup>1</sup>, Manuel GALÁN<sup>1</sup>, Pablo IZQUIERDO<sup>1</sup>, Ismael PÉREZ<sup>2</sup>, Virginia MORALEDA<sup>1</sup> y Juan MARTÍNEZ<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Grupo de Rehabilitación de la Fauna Autóctona y su Hábitat (GREFA), Monte del Pilar s/n, 28220 Majadahonda (Madrid)

<sup>2</sup> Dirección General de Biodiversidad y Recursos Naturales de la Comunidad de Madrid. c/ Alcalá 16, 28014. Madrid.

\*jjglesias@grefa.org

## Resumen

En 2020 se consiguió recuperar la población de águila perdicera a cinco parejas territoriales, por lo que se alcanzó la máxima conocida desde hace cuarenta años. Las cuatro nuevas parejas formadas, junto con la única presente antes de las liberaciones, sacaron adelante siete pollos con una productividad promedio de 1,4 pollos por nido. Se comprobó la escasa dispersión natal de los ejemplares adultos estudiados (0,2-17,9 km), la forma y la estructura de los territorios con valores promedios de su superficie con kernel al 95% de  $19,7 \pm 20,6$  km<sup>2</sup>. El periodo con mayores movimientos por parte de los adultos coincidió con la emancipación de los jóvenes. Los juveniles en sus movimientos dispersivos llegaron a acumular distancias totales de  $5.415,7 \pm 907,5$  km y distancias medias diarias recorridas de  $51,5 \pm 7,9$  km ( $n=6$ ) desde su independencia hasta el 15 de noviembre. Esta información es fundamental para el conocimiento, gestión y conservación de la población de águila perdicera del centro de España y sus planes de recuperación a corto plazo.

Este artículo refiere a material suplementario electrónico, disponible en la biblioteca online del *Anuario Ornitológico de Madrid* ([www.seomonticola.org/anuario](http://www.seomonticola.org/anuario)).

## Palabras clave

Área de campeo, dispersión natal, fenología reproductora, productividad, reforzamiento poblacional.

## Introducción

A principio de la década de los ochenta la población reproductora de águila perdicera (*Aquila fasciata*) en la Comunidad de Madrid comienza a descender de manera notable. La persecución directa, la alteración del hábitat y la electrocución son las principales causas de regresión (Arroyo *et al.* 1995). Desde 1991 la población se mantiene estable en la región hasta 2015 con únicamente dos parejas, una en el este que aún se conserva, y otra en el monte de El Pardo (Del Moral 2006a) que desaparece en 2017 (Iglesias *et al.* 2018a). Ante el riesgo de extinción regional se pone en marcha en 2008 el estudio de viabilidad del reforzamiento de águila perdicera en la comarca Sierra Oeste (FICAS 2008). En este se comprueba la ausencia de tendidos eléctricos peligrosos y de parejas reproductoras de especies competidoras como águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*) o águila real (*Aquila chrysaetos*) en el área de liberación, y paralelamente se establecen reuniones con grupos de cazadores y administraciones locales para presentar el proyecto y concienciar sobre la necesidad de realizarlo. Tras corroborar el cese de las causas de desaparición y que el nicho biológico de la especie seguía presente, se decide comenzar a reforzar la población en 2010 con los primeros ejemplares criados en cautividad en el centro de cría de GREFA (Grupo de Rehabilitación de la Fauna Autóctona y su Hábitat) (Iglesias-Lebrija *et al.* 2012).

Durante los primeros años se depura la técnica de liberación, se adquiere experiencia y en 2013 se aprueba el proyecto LIFE Bonelli (LIFE 12 NAT/ES/000701), que tiene una vigencia de cuatro años y donde se compatibilizan acciones de conservación del hábitat con liberaciones. Los ejemplares tienen dos orígenes: la cría en cautividad (GREFA y UFCS/LPO) y las cesiones por otras administraciones autonómicas. Estas cesiones corresponden a individuos rehabilitados en centros de recuperación y a pollos extraídos de nidos con polladas múltiples en Andalucía (Izquierdo y García 2018). Durante el transcurso de este proyecto con águilas procedentes de las liberaciones se crean dos nuevos territorios en la Comunidad de Madrid y tres en Castilla-La Mancha (Iglesias *et al.* 2018b). Desde 2017 el programa AQUILA a-LIFE (LIFE16 NAT/ES/000235) da continuación a las acciones del proyecto LIFE Bonelli durante cuatro años, e implementa otras para paliar la principal causa de mortalidad de la especie en el siglo XXI, la electrocución (Galán 2018). En total hasta 2019, en la Comunidad de Madrid, se liberan 60 ejemplares, se forma la primera pareja en 2016 y desde 2017 se incrementa el número de parejas anualmente una a una hasta las cuatro parejas (GREFA 2020).

Este trabajo se centra en los resultados del programa AQUILA a-LIFE durante 2020 en la Comunidad de Madrid, con los siguientes objetivos: 1- analizar el tamaño de la población regional de la especie,

2- describir los parámetros reproductivos de la población y 3- definir su ecología espacial mediante el uso de emisores GPS colocados en las aves. Se ha estudiado la dispersión natal como hecho relevante para analizar la filopatría. Por otro lado, la dispersión juvenil descrita como el periodo que pasa desde la emancipación hasta la formación de parejas reproductoras es de gran interés debido a que es cuando se producen los mayores índices de mortalidad (Chevallier *et al.* 2015; Hernández-Matías *et al.* 2015). Por último, se han determinado los territorios de las parejas y las principales zonas de dispersión juvenil y cómo se desarrolla la misma.

## Material y métodos

### Dispositivos de seguimiento y sexado de los ejemplares

Parte de los ejemplares adultos considerados fueron marcados con anillas de metal y de lectura a distancia y equipados con un emisor GPS cuando eran pollos, previamente a su liberación, mientras que otros fueron capturados como adultos para colocarles el dispositivo. Todos los pollos también fueron marcados y equipados en su nido cuando contaban con unos 50 días de edad aproximadamente (Álvarez *et al.* 2020; Material suplementario, foto S1). La colocación del emisor GPS se realizó mediante arnés torácico de teflón tubular de 0,55 pulgadas con punto de ruptura constituido por cuatro puntos de hilo de algodón (Garcelon 1985; García *et al.* 2021). En concreto,

se emplearon en los adultos siete dispositivos GPS-GSM (E-OBS 48 g,  $n=3$ ; Ornitela OT-30,  $n=3$  y Ecotone Sake-L,  $n=1$ ) y uno GPS-ARGOS (Microwave 45 g). Los jóvenes volados en 2020 fueron equipados con dispositivos GPS-GSM (E-OBS 48 g,  $n=5$  y Ornitela OT-30,  $n=2$ ). La programación en los dispositivos GSM de las marcas E-OBS y Ornitela consistió en el registro de una posición GPS cada cinco minutos, siempre que la batería lo permitiera. En los emisores Ecotone y Microwave, las posiciones se registraron cada dos horas.

A todas las aves manejadas se les realizó una revisión veterinaria exhaustiva y se determinó su sexo por biometría en campo y mediante análisis genético por PCR en el Laboratorio Central de Veterinaria de Algete (García *et al.* 2013; Bouzada *et al.* 2018; Wink 2000).

### Población y parámetros reproductivos

Además de la información aportada por los emisores GPS, para el seguimiento de la población madrileña se utilizó la metodología recomendada en la monografía específica de SEO/Birdlife (Del Moral 2006b).

La fecha de puesta, eclosión y emancipación de los pollos se determinó mediante observación directa y se corroboró con la información suministrada por los dispositivos GPS. Se calculó la productividad, entendida como el cociente entre el número de pollos volados y el número de parejas territoriales; el

éxito reproductor, entendido como el cociente entre el número de pollos volados y el número de parejas que inician la reproducción (incuban); y la tasa de vuelo, entendida como el cociente entre el número de pollos volados y el número de parejas que tienen éxito en la reproducción.

### Parámetros espaciales y análisis de datos

Los datos obtenidos fueron filtrados, se eliminaron posiciones aberrantes y se seleccionaron aleatoriamente localizaciones para estandarizar todos los dispositivos utilizados. Además, se separaron los procedentes de los adultos de los aportados por los jóvenes.

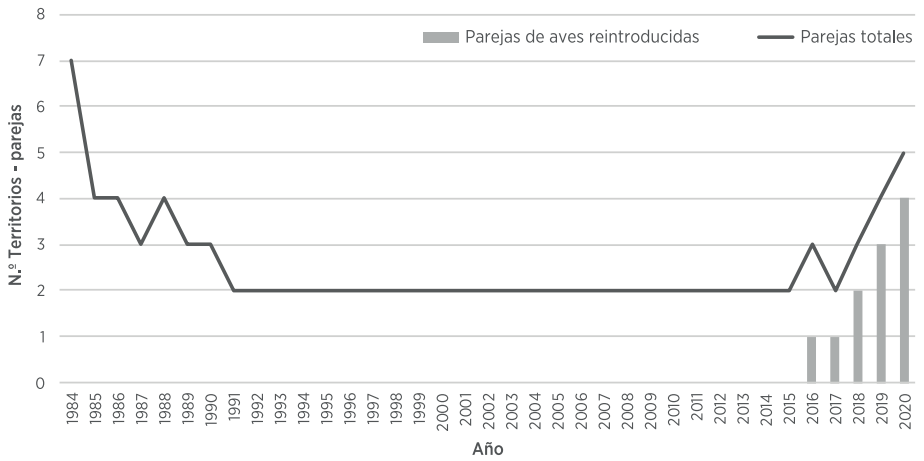
Para estudiar los territorios de reproducción se analizaron los movimientos de las parejas existentes. En las parejas con un único ejemplar marcado se utilizaron los datos de este para definir el territorio, en el caso de tener los dos ejemplares marcados se calculó el promedio. La dispersión natal se obtuvo en base a la distancia (km) entre el lugar de liberación o nacimiento y el de la primera reproducción. Para ello, se consideraron los individuos en los que se conocen ambos lugares con exactitud. Para definir el territorio de cada pareja se calculó la distancia máxima entre posiciones (km  $\pm$  DE), la excentricidad, expresada como eje menor dividido por el eje mayor del área utilizada, y el tamaño del área de campeo. Esta última se estimó mediante el método kernel con la variable de suavizado «href» al 5, 10, 50, 75 y

95% (km<sup>2</sup>), que calcula las diferentes áreas a partir del porcentaje de posiciones acumuladas, para lo cual se utilizó la librería *adehabitat* procesada con R-Studio (Harris *et al.* 2014; Horton y Kleinman 2015; Kane *et al.* 2016).

Para el estudio de los movimientos dispersivos de los ejemplares juveniles se utilizó el mismo programa, pero las variables obtenidas fueron la distancia total recorrida, la distancia máxima entre localizaciones, la distancia máxima recorrida en un día y la distancia media diaria, todas ellas en km.

Todos estos cálculos se llevaron a cabo mensualmente para cada ejemplar reproductor desde el 1 de enero al 30 de septiembre de 2020, que abarca todo el periodo de cría desde el momento que empiezan a regentar las plataformas de nidificación hasta que se emancipan los pollos (Arroyo *et al.* 1995; Martínez *et al.* 2020). En el caso de los juveniles, se seleccionó el periodo desde que se emanciparon la mayoría de los ejemplares, en torno al 1 de agosto (Real *et al.* 1998; Cadahía *et al.* 2007; Iglesias *et al.* 2018b) hasta que terminó el estudio el 15 de noviembre de 2020. Esta información es parcial al disponer solo del periodo dispersivo inicial, por ser individuos de pocos meses de vida a fecha de finalización de este trabajo.

Se compararon todos los parámetros obtenidos entre las diferentes parejas, así como su evolución mensual dentro de cada territorio.



La estadística descriptiva fue obtenida con *STATISTICA 10* (StatSoft 2011). La información relativa a los jóvenes volados en 2020 fue procesada de manera similar. Los mapas fueron elaborados con el programa de información geográfica QGIS versión 3.2.2-1 (2018).

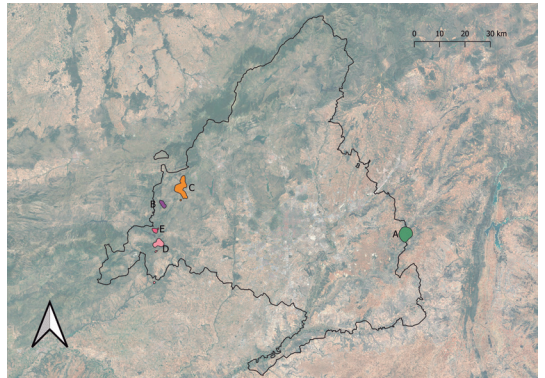
## Resultados

### Tamaño poblacional y parámetros reproductivos

Las parejas que iniciaron la reproducción en la Comunidad de Madrid en 2020 fueron cinco. Se pasó de dos parejas en 2017 a las cinco en 2020, cuatro de ellas cercanas a las zonas de liberación y la otra preexistente al proyecto en el este de la comunidad autónoma (figuras 1 y 2; Material suplementario, foto S2). Seis de los ocho ejemplares pertenecientes a las cuatro nuevas parejas formadas proceden de las liberaciones realizadas, los dos ejemplares restantes (hembras) fueron atraídos por los machos liberados fijados a un

**Figura 1**

Evolución de la población de águila perdicera en la Comunidad de Madrid, elaborado a partir de Del Moral (2006) y datos propios.



**Figura 2**

Localización de los territorios de águila perdicera en la Comunidad de Madrid en 2020.

territorio. La tasa de reclutamiento en la Comunidad de Madrid ha sido del 13,6% teniendo en cuenta los ejemplares liberados potencialmente en edad reproductora en 2020 ( $n=44$ ), representando los machos el 66,7% de los ejemplares reclutados.

En el año 2020 se liberaron ocho nuevos ejemplares en la sierra de Guadarrama. La población flotante existente en la Comunidad de Madrid se compuso de un mínimo de 16 ejemplares no reproductores, nueve hembras y siete machos. En total se obtuvieron localizaciones de un 38,1% de los ejemplares liberados cuyo emisor potencialmente era funcional ( $n = 42$ ).

Todas las parejas se reprodujeron en árbol: dos en pino piñonero (*Pinus pinea*), una en pino carrasco (*Pinus halepensis*), una en pino resinero

(*Pinus pinaster*) y otra en castaño (*Castanea sativa*), en nidos naturales construidos por ellas. La dispersión natal respecto al lugar de liberación tuvo una media de  $7,0 \pm 8,0$  km ( $n = 6$ , tabla 1).

Todas ellas iniciaron la reproducción, tuvieron éxito en la cría y volaron siete pollos. La fecha media de puesta fue el 2 de marzo de  $2020 \pm 13,0$  días y la fecha media de eclosión el 12 de abril de  $2020 \pm 12,6$  días (tabla 2). La productividad, el éxito reproductor y la tasa de vuelo fueron de 1,4 pollos por pareja (Material suplementario,

**Tabla 1**

Información de las parejas reproductoras de águila perdicera en la Comunidad de Madrid entre el 1 de enero y 30 de septiembre de 2020.

\* Aproximadamente.

**Periodo con seguimiento GPS**

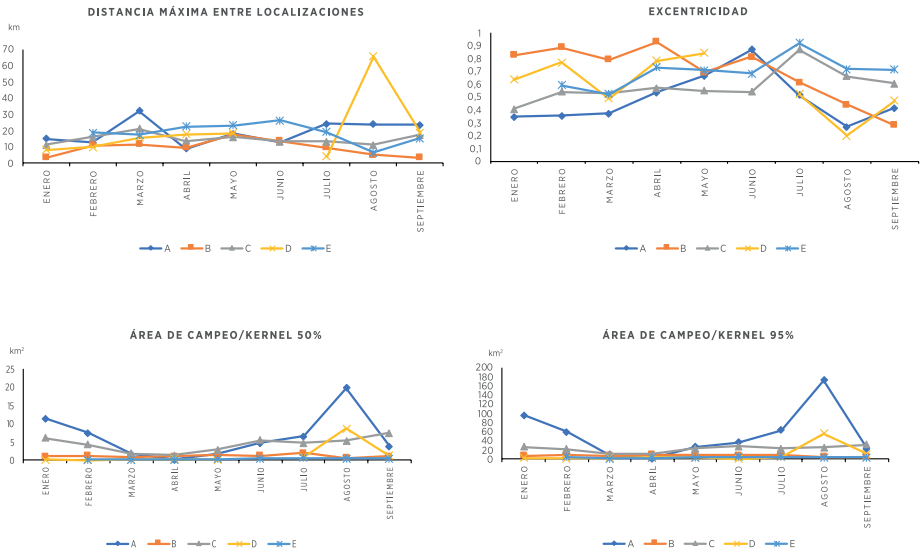
	Pareja A		Pareja B		Pareja C		Pareja D		Pareja E	
Anilla (PVC)	139	55F	559	594	170	153	560	159	598	157
Periodo de seguimiento	Completo			Completo	Completo	Completo	67%	56%	11%	Completo
Tipo de emisor	Satélite-GPS			GPS-GSM	GPS-GSM	GPS-GSM	GPS-GSM	GPS-GSM	GPS-GSM	GPS-GSM
Origen	Silvestre	Silvestre	Liberado	Liberado	Liberado	Liberado	Silvestre	Liberado	Silvestre	Liberado
Sexo	H	M	H	M	H	M	H	M	H	M
Dispersión natal (km)			0,2	0,2	3,6	3,6		16,4		17,9
Formación de la pareja	*1990		2016		2018		2019		2020	
Nº de pollos volados	2		2		1		1		1	
Nombre de los pollos	Ambite	Tielmes	Montazo	Brujo	Cotanillo		Sil		Yelmo	

**Tabla 2**

Fenología reproductora del águila perdicera en la Comunidad de Madrid en 2020. \* Muere antes de iniciar su dispersión.

Pareja	Fecha de incubación		Nº Pollos	Fecha de independencia	
	Puesta	Eclosión		Pollo 1	Pollo 2
A	3 de marzo	14 de abril	2	5 de agosto	*
B	21 de febrero	5 de abril	2	23 de agosto	27 de agosto
C	25 de febrero	8 de abril	1	5 de agosto	
D	27 de febrero	3 de abril	1	22 de agosto	
E	25 de marzo	4 de mayo	1	30 de agosto	





**Figura 3**

Distancia máxima entre localizaciones, excentricidad, área de campeo/kernel al 50 % y al 95 % entre enero y septiembre de 2020 de las cinco parejas de águila perdicera en la Comunidad de Madrid.

foto S3). La fecha media de emancipación de los pollos fue el 29 de agosto de 2020  $\pm$  22,5 días. Los siete pollos nacidos fueron determinados como machos tras su sexado por biometría y por técnicas genéticas.

### Ecología espacial de los adultos

En tres de los ejemplares el emisor dejó de funcionar puntualmente, se averió o se desprendió antes de lo previsto, por lo que el periodo de seguimiento no fue completo para todos ellos. Se obtuvieron 150.619 localizaciones GPS para los ocho ejemplares radiomarcados durante los nueve meses de estudio. La media de la distancia máxima en la que estuvieron los individuos dentro de sus territorios fue de  $31,9 \pm$

19,6 km. La excentricidad media fue de  $0,6 \pm 0,1$ . El área media de campeo media al 50 % fue de  $0,2 \pm 0,1$  km<sup>2</sup>, al 10 % de  $0,3 \pm 0,3$  km<sup>2</sup>, al 50 % de  $2,8 \pm 2,5$  km<sup>2</sup>, al 75 % de  $6,7 \pm 6,3$  km<sup>2</sup> y al 95 % de  $19,7 \pm 20,6$  km<sup>2</sup>.

El área de campeo de la pareja A fue notablemente mayor (Material suplementario, figura S1), aunque solo de manera acusada utilizando el 95 % de las localizaciones. En cambio, la pareja D fue la que tuvo mayores distancias entre localizaciones. En cuanto a la excentricidad, los extremos se situaron entre 0,5 en la pareja A y 0,7 en la pareja B (Material suplementario, figura S2).

El área de campeo estimada con kernel al 50 % y al 95 % se incrementó

notablemente durante agosto, mientras que la distancia máxima entre localizaciones y la excentricidad se mantuvieron constantes con ligeras variaciones a lo largo del periodo de seguimiento (figura 3).

### Dispersión juvenil

Uno de los ejemplares murió antes de que comenzara la dispersión juvenil. Los otros seis jóvenes iniciaron su dispersión durante agosto y también su periodo de independencia (tabla 3). Se registraron un total de 96.754 posiciones. La distancia total recorrida como media para todos ellos fue de  $5.415,7 \pm 907,5$  km; el lugar más alejado donde estuvieron se encontró de media a  $480,3 \pm 230,7$  km; la media de las distancias máximas recorridas en un día fue de  $257,6 \pm 64,3$  km y la media de las distancias medias diarias fue de  $51,5 \pm 7,9$  km.

Hubo ejemplares que se desplazaron a lugares muy alejados (figura 4) para luego sedimentarse en diferentes áreas de dispersión en las provincias de Cádiz, Zamora y Toledo, mientras que otro ejemplar, como Cotanillo, tan sólo se alejó 120 km de su lugar de nacimiento (tabla 3).

## Discusión

### Población tras los trabajos de liberación

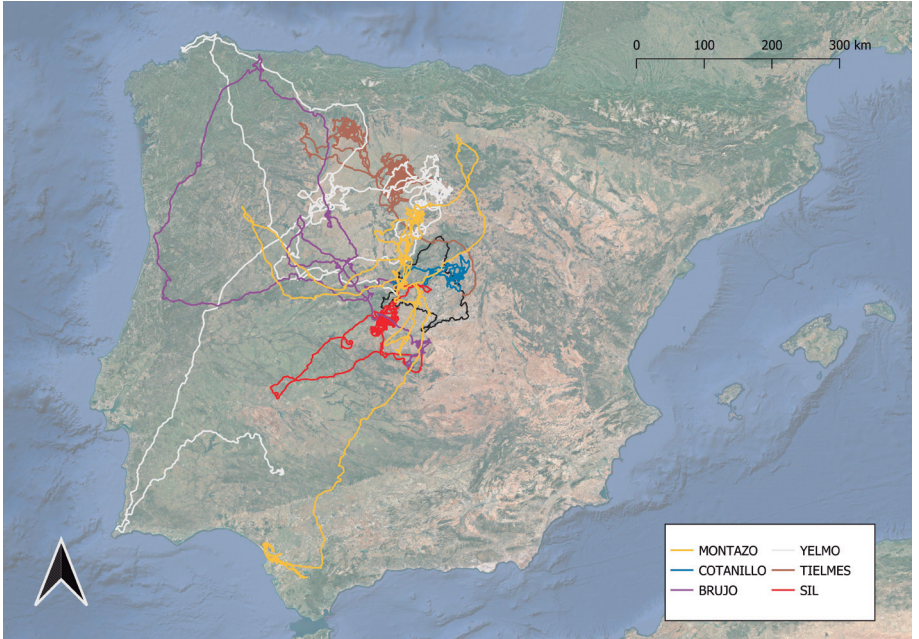
Gracias a los proyectos LIFE en los que se desarrollan trabajos de reforzamiento poblacional y detección y corrección de factores de amenaza, entre otros, el control de tendidos eléctricos y la reducción de la persecución directa, se establecieron cinco territorios reproductores de águila perdicera en la Comunidad de Madrid (figuras 1 y 2; Viada 2018; Iglesias-Lebrija *et al.* 2019). Algo que contrasta con la provincia vecina de Toledo, donde en 2012 se reproducen 11 parejas y en 2018 lo hacen únicamente cuatro. La mortalidad adulta y la falta de reclutamiento de ejemplares jóvenes parece estar detrás de este descenso, aunque en otras provincias limítrofes se observa estabilidad como es el caso de Guadalajara con 12 parejas, y Cuenca con 17 parejas (León *et al.* 2018).

La población de individuos flotantes equipados con emisor GPS formada por un mínimo de 16 ejemplares inmaduros hace pensar que en los próximos años se puedan

**Tabla 3**

Parámetros dispersivos de los juveniles de águila perdicera desde el 1 de agosto hasta el 15 de noviembre de 2020 en la Comunidad de Madrid.

Nombre	Sexo	Pareja	Distancia total (km)	Distancia máxima entre localizaciones (km)	Distancia máxima diaria (km)	Distancia media diaria (km)
Tielmes	M	A	6.573,5	356,9	235,9	61,4
Brujo	M	B	4.388,5	516,8	262,5	43,0
Montazo	M	B	6.038,8	694,1	348,7	57,5
Cotanillo	M	C	4.688,7	120,4	164,8	43,8
Sil	M	D	4.768,1	443,1	227,3	46,8
Yelmo	M	E	6.036,7	750,2	306,2	56,4



formar más parejas, llegando a los máximos conocidos para la región en la década de los años ochenta del siglo pasado, alrededor de las 10 parejas (Arroyo *et al.* 1995).

### Biología reproductiva y parámetros reproductivos

El porcentaje de parejas reproductoras respecto a las parejas territoriales en 2020 fue el 100 %, mayor que el 66,7% en 2018, que en Castilla y León con el 41% y en Castilla-La Mancha con el 48 % (Del Moral y Molina 2018). Durante 2020, en la Comunidad de Madrid se retrasó la fecha media de puesta y por ende la eclosión más de diez días, posiblemente afectadas por la formación de una pareja tardía de ejemplares inmaduros (tabla 2). La fecha media de puesta para la especie en España es el 19 de febrero, con una tendencia a adelantarse

### Figura 4

Movimientos de los jóvenes de águila perdicera nacidos en la Comunidad de Madrid, desde el 1 de agosto hasta el 15 de noviembre de 2020, obtenidos a partir de las localizaciones de los dispositivos GPS.

en las parejas que crían a menor latitud y altitud (Arroyo *et al.* 1995; Gil-Sánchez 2000; Ontiveros 2000). La tasa de vuelo de 1,4 pollos fue ligeramente menor a las comunidades autónomas vecinas como Castilla y León y Castilla-La Mancha, ambas con 1,5 pollos en 2018. Pero con mejores datos de productividad y éxito reproductor, 1,4 pollos para ambos parámetros en la Comunidad de Madrid, frente a 0,4 y 0,9 pollos en Castilla y León y 0,6 y 1,2 pollos en Castilla-La Mancha (Del Moral y Molina 2018). Este hecho pudo estar influenciado por la situación del estado de alarma debido a la pandemia por la COVID-19 (Real

Decreto 463/2020 de 14 de marzo) y la reducción de molestias en el entorno de los nidos sobre todo en el periodo de incubación.

El hecho de que todas las parejas de águila perdicera que se reprodujeron en la Comunidad de Madrid lo hicieran en árbol, el 100% ( $n = 5$ ) remarca dos aspectos. Primero, el sustrato disponible en roca fue escaso o estuvo ocupado por buitre leonado (*Gyps fulvus*) y segundo, la filopatría fue decisiva. Las águilas perdiceras intentaron criar allí donde se introdujeron y en el sustrato que tuvieron con mayor disponibilidad, las zonas arboladas. Este comportamiento, claramente influenciado por la metodología de liberación desarrollada difiere mucho de los porcentajes de utilización de cortados rocosos en España en torno al 90% ( $n = 710$ , Del Moral y Molina 2018). Una de las parejas se reprodujo con éxito en un castaño, primera reproducción confirmada de águila perdicera para esta especie de árbol.

### **Ecología espacial de los adultos**

El tamaño promedio de todos los territorios en la Comunidad de Madrid fue sensiblemente menor al que encuentran en Cataluña (Bosch *et al.* 2010), en la Comunidad Valenciana y Tarragona (Pérez-García *et al.* 2013) y en Aragón (Martínez-Miranzo *et al.* 2016; Material suplementario, figura S1). Esto podría ser debido a factores achacables al reforzamiento y a la densidad de parejas de especies competidoras por los recursos

como el águila imperial con más de 70 parejas y el águila real con más de 30 parejas en la Comunidad de Madrid (Gil 2020; E. Navarro com. pers.). Este hecho puede provocar situaciones de denso-dependencia que influyen en el tamaño de los territorios y en la productividad (Jordano y Jordano 1981; López-López *et al.* 2004; Fasce *et al.* 2011).

La distancia máxima entre localizaciones y la excentricidad que define la forma del territorio fue variable entre cada pareja (figura 3), pues hubo territorios más alargados que otros influenciados por la fisonomía del paisaje, que polarizó los movimientos como ríos y montañas, sin olvidar la densidad de presas desigual dentro de cada territorio (Martínez-Miranzo *et al.* 2019).

La evolución mensual de las variables espaciales del área de campeo y la distancia máxima entre localizaciones en cada una de las parejas se mantuvo estable desde la incubación en febrero-marzo hasta que los pollos comenzaron a independizarse en agosto (figura 3). La salida de los pollos del área natal provocó que algunos adultos se desplazaran a zonas más alejadas, ricas en especies presa sin coincidir con los pollos en estos lugares (Pérez-García *et al.* 2013). La excentricidad dentro de cada pareja varió según el ciclo fenológico, e indica que al llegar la independencia de los pollos se produjeron más movimientos erráticos por parte de los reproductores por lo que los valores fueron los más bajos en ese momento (figura 3).

### Dispersión natal y juvenil

La distancia de dispersión natal de los individuos liberados y que después se reprodujeron en la Comunidad de Madrid osciló entre 0,2 km y 17,9 km (tabla 1), lo que corroboraría la elevada filopatría o la tendencia a volver a criar al lugar de nacimiento de esta especie, si bien en este caso es el punto de liberación. Este hecho, contrastado en otras especies, estaba en entredicho en el águila perdicera tras ser detectada por Cadahía *et al.* (2009) una hembra reproduciéndose a 441 km del lugar de nacimiento. Posteriormente, Hernández-Matías *et al.* (2010) indican una tasa de retorno del 9,9%, siendo las hembras las que mayores distancias se desplazan. En el análisis final del proyecto LIFE Bonelli observamos que en los 43 individuos analizados la tasa de retorno de ejemplares subadultos es similar tanto en machos como en hembras (Iglesias *et al.* 2018b), en el presente estudio la tasa de retorno de individuos reproductores fue de 13,6% y los machos representaron el 66,7% de los ejemplares filopátricos. Este hecho, de acuerdo a lo tradicionalmente estudiado en aves donde el sexo filopátrico son los machos y el dispersivo las hembras (Greenwood 1980) se contraponen a los resultados obtenidos con individuos subadultos en el mismo proyecto en 2018, y podría deberse a un comportamiento diferencial entre individuos no maduros y maduros para establecerse en un territorio.

La dispersión juvenil se produjo mayoritariamente durante el mes

de agosto, como ya indican otros trabajos (Balbotín y Ferrer 2009; Iglesias *et al.* 2018b; tabla 2). Gran parte de los pollos realizaron dispersiones de largo alcance a más de 300 km de su territorio de nacimiento (tabla 3, figura 4). Durante estos desplazamientos encontraron lugares de gran densidad de presas, ausencia de adultos reproductores y presencia de otros juveniles de esta especie. Estas áreas de asentamiento son conocidas, pero en algunos casos son móviles y cambiantes en el tiempo (Balbotín y Ferrer 2009; Cadahía *et al.* 2010). Así pues, las áreas visitadas por los jóvenes Montazo, Sil y Brujo coincidieron con áreas ya descritas, mientras que Cotanillo, Tielmes y Yelmo se centraron en áreas menos conocidas (figura 4) pero que en los últimos años deben presentar una gran disponibilidad trófica.

Como conclusión, las liberaciones llevadas a cabo fueron efectivas para la creación de nuevos territorios reproductores en la Comunidad de Madrid, que unido a una buena gestión del territorio, priorizando la corrección de tendidos eléctricos y a la disminución de otras amenazas como la persecución directa, puede incrementar la población reproductora y ofrecer menor grado de vulnerabilidad en la región. La información aportada sobre la biología reproductiva, el tamaño de los territorios y la forma de estos es de gran interés para una gestión adecuada en la conservación de esta especie.

## Agradecimientos

Este proyecto no se podría haber llevado a cabo sin la ayuda de determinadas personas e instituciones. Agradecemos a todos los participantes que de una u otra manera han colaborado en los proyectos LIFE Bonelli (LIFE 12 NAT/ES/000701) y AQUILA a-LIFE (LIFE 16 NAT/ES/000235), entre ellos la Fundación Biodiversidad, el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, la Junta de Andalucía, la Consejería de Medio Ambiente, Vivienda y Agricultura de la Comunidad de Madrid, el Parque Regional de la Cuenca Alta del Manzanares, el equipo de trabajos en altura y todos los Agentes Forestales de la Comunidad de Madrid, los Agentes Medioambientales de Andalucía y su unidad de trabajos en altura. A Agustín Madero, Alberto Álvarez, Bárbara Martín-Maldonado, Christian Pacteau, Fernando González, Ignacio Morando, Íñigo Fajardo, Irene López, Jean-Claude Mourgues, Jesús Bautista, José Rafael Garrido, Laura Suárez, Natalia Pastor, Rebeca García y Salvador Castillo.

Las acciones de colocación de los emisores GPS fueron coordinadas con la Dirección General de Biodiversidad y Recursos Naturales de la Comunidad de Madrid y con el Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico a través de Víctor García, técnico especialista en manejo de fauna silvestre. Por último, no queremos olvidar el agradecimiento a los dos revisores anónimos y a los editores que han

mejorado sustancialmente la calidad del artículo.

## Bibliografía

- Álvarez, E.; Galán, M.; Iglesias, J. J. y De la Fuente, S. 2020. Águila de Bonelli: éxito de cría en la Comunidad de Madrid. *Quercus*, 415: 38-39.
- Arroyo, B.; Ferreiro, E., y Garza, V. 1995. *El águila perdicera (Hieraetus fasciatus) en España: censo, reproducción y conservación*. Colección Técnica. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- Balbontín, J. y Ferrer, M. 2009. Movements of juvenile Bonelli's Eagles *Aquila fasciata* during dispersal. *Bird Study*, 56 (1): 86-95.
- Bosch, R.; Real, J., Tinto, A.; Zozaya, E. L. y Castell, C. 2010. Home-ranges and patterns of spatial use in territorial Bonelli's Eagles *Aquila fasciata*. *Ibis*, 152 (1): 105-117.
- Bouzada, J. A.; Lozano, J. M.; Maya, M. R. et al. 2018. Determinación del sexo en aves rapaces mediante PCR de doble comprobación. XXIII Simposio AVEDILA. Libro de resúmenes: 77 Granada. <https://avedila.com/wp-content/uploads/2019/02/libro-AVEDILA-2018-20190206.pdf>
- Cadahía, L.; López-López, P.; Urios, V., y Negro, J. J. 2010. Satellite telemetry reveals individual variation in juvenile Bonelli's eagle dispersal areas. *European Journal of Wildlife Research*, 56 (6): 923-930.
- Cadahía, L.; López-López, P.; Urios, V.; Soutullo, Á., y Negro, J. J.

2009. Natal dispersal and recruitment of two Bonelli's Eagles *Aquila fasciata*: a four-year satellite tracking study. *Acta Ornithologica*, 44 (2): 193-198.
- Cadahía, L.; Urios, V. y Negro, J. J. 2007. Bonelli's eagle *Hieraetus fasciatus* juvenile dispersal: hourly and daily movements tracked by GPS. *Bird Study*, 54 (2): 271-274.
- Chevallier, C.; Hernández-Matías, A.; Real, J.; et al. 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 (6): 1465-1473.
- Del Moral, J. C. (ed.) 2006b. *El águila perdicera en España. Población en 2005 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Del Moral, J. C. 2006a. El águila perdicera en Madrid. En: Del Moral, J. C. (Ed.). *El águila perdicera en España. Población en 2005 y método de censo*: 113-116. SEO/BirdLife. Madrid.
- Del Moral, J. C. y Molina, B. (eds.) 2018. *El águila perdicera en España, población reproductora en 2018 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Fasce, P.; Fasce, L.; Villers, A.; Bergese, F. y Bretagnolle, V. 2011. Long-term breeding demography and density dependence in an increasing population of Golden Eagles *Aquila chrysaetos*. *Ibis*, 153 (3): 581-591.
- FICAS 2008. *Estudio de viabilidad en el SW de la Comunidad de Madrid para la reintroducción del águila-azor perdicera (Hieraetus fasciatus)*. Informe inédito para la Comunidad de Madrid. Madrid.
- Galán, M. 2018. Del LIFE Bonelli al AQUILA a-LIFE, pasando por LIFE Conrasi. En: Equipo LIFE Bonelli (eds.). *Recuperación Integral de las poblaciones de águila de Bonelli en España. Seminario Internacional (Sangüesa-Navarra. Septiembre 2017)*: 247-253. LIFE Bonelli. Navarra.
- Garcelon, D. K. 1985. *Mounting backpack telemetry packages on bald eagles*. Institute for Wildlife Studies, Arcata, CA.
- García, V.; Iglesias-Lebrija, J. J.; y Moreno-Opo, R. 2021. Null effects of Garcelon harnessing method and transmitter type on soaring raptors. *Ibis*, 163 (3): 899-912.
- García, V.; Moreno-Opo, R. y Tintó, A. 2013. Sex differentiation of Bonelli's eagle *Aquila fasciata* in Western Europe using morphometrics and plumage colour patterns. *Ardeola*. 60 (2): 261-277.
- Gil, J. 2020. El águila imperial vuela alto en la Comunidad de Madrid. *El Guadarramista*. <https://elguadarramista.com/2020/02/20/el-aguila-imperial-vuela-alto-en-la-comunidad-de-madrid/> Consultado el 05/10/2020).
- Gil-Sánchez, J. M. 2000. Efecto de la altitud y de la disponibilidad de presas en la fecha de puesta del Águila-Azor Perdicera (*Hieraetus fasciatus*) en la provincia de Granada (SE España). *Ardeola*, 47: 1-8.
- Greenwood, P. J. 1980. Mating systems, philopatry and dispersal in birds and mammals. *Animal behaviour*, 28 (4): 1140-1162.

- GREFA. 2020. *Informe de movimientos entre subpoblaciones y amenazas detectadas. 2018-2020*. Informe inédito para Aquila a-LIFE (LIFE16 NAT/ES/000235). Madrid.
- Harris, S.; Raya Rey, A.; Zavalaga, C. y Quintana, F. 2014. Strong temporal consistency in the individual foraging behaviour of Imperial Shags *Phalacrocorax atriceps*. *Ibis*, 156 (3): 523-533.
- Hernández-Matías, A.; Real, J.; Pradel, R. et al. 2010. Determinants of territorial recruitment in Bonelli's eagle (*Aquila fasciata*) populations. *The Auk*, 127 (1): 173-184.
- Hernández-Matías, A.; Real, J.; París, F. y Pradel, R. 2015. Electro-cution threatens the viability of populations of the endangered Bonelli's eagle (*Aquila fasciata*) in Southern Europe. *Biological Conservation*, 191: 110-116.
- Horton, N. J. y Kleinman, K. 2015. Using R and RStudio for data management, statistical analysis, and graphics. *Journal of Statistical Software*, 68: 1-7.
- Iglesias, J. J.; Álvarez, E.; Galán, M.; Martínez, J. y De la Fuente, S. 2018a. Resultados por Comunidades Autónomas: Madrid. En: Del Moral, J. C. y Molina, B. (eds.). *El águila perdicera en España, población reproductora en 2018 y método de censo*: 119-123. SEO/BirdLife. Madrid.
- Iglesias, J. J.; Llamas, A. y Álvarez, E. 2018b. Uso del espacio en águila de Bonelli (*Aquila fasciata*): supervivencia, dispersión y asentamiento durante el proyecto Life Bonelli. En: Equipo LIFE Bonelli (eds.). *Recuperación Integral de las poblaciones de águila de Bonelli en España. Seminario Internacional (Sangüesa-Navarra. Septiembre 2017)*: 131-151. LIFE Bonelli. Navarra.
- Iglesias-Lebrija, J. J.; Álvarez, E.; Galán, M. et al. 2019. Preventing Raptor Electro-cution: AQUILA a-LIFE (LIFE 16 NAT/ES/000235). *Seminario «Raptors Conservation»*. Livro de Resumos: 90. Castro Verde (Portugal). [https://lifeimperial.lpn.pt/files/files/Livro%20de%20resumos\\_seminario\\_LIFE%20Imperial\\_compact.pdf](https://lifeimperial.lpn.pt/files/files/Livro%20de%20resumos_seminario_LIFE%20Imperial_compact.pdf).
- Iglesias-Lebrija, J. J.; Izquierdo, P. y Álvarez, E. 2012. Cría en cautividad y reforzamiento de Águila-azor perdicera (*Aquila fasciata*) en la Comunidad de Madrid. *Chronica naturae*, 2: 73-82.
- Izquierdo, P. y García, R. 2018. Cría en cautividad LIFE Bonelli. En: Equipo LIFE Bonelli (eds.). *Recuperación Integral de las poblaciones de águila de Bonelli en España. Seminario Internacional (Sangüesa-Navarra. Septiembre 2017)*: 27-38. LIFE Bonelli. Navarra.
- Jordano, P. y Jordano, P. 1981. Relaciones interespecíficas y coexistencia entre el águila real (*Aquila chrysaetos*) y el águila perdicera (*Hieraetus fasciatus*) en Sierra Morena central. *Ardeola*, 21: 67-81.
- Kane, A.; Wolter, K.; Nesper, W. et al. 2016. Home range and habitat selection of Cape Vultures *Gyps coprotheres* in relation to supplementary feeding. *Bird Study*, 63 (3): 387-394.



- León, M.; López, M. y Aranda, A. 2018. Resultados por Comunidades Autónomas: Castilla-La Mancha. En: Del Moral, J. C. y Molina, B. (eds). *El águila perdicera en España, población reproductora en 2018 y método de censo: 70-75*. SEO/Birdlife. Madrid.
- López-López, P.; García-Ripollés, C.; García-López, F.; Aguilar, J. M. y Verdejo, J. 2004. Patrón de distribución del águila real *Aquila chrysaetos* y del águila-azor perdicera *Hieraaetus fasciatus* en la provincia de Castellón. *Ardeola*, 51 (2): 275-283.
- Martínez, J. E.; Zuberogoitia, I.; Escarabajal, J. M. et al. 2020. Breeding behaviour and time-activity budgets of Bonelli's Eagles *Aquila fasciata*: marked sexual differences in parental activities. *Bird Study*, 67 (1): 35-44.
- Martínez-Miranzo, B.; Banda, E. y Aguirre, J. I. 2019. Home range requirements in Bonelli's eagle (*Aquila fasciata*): prey abundance or trophic stability? *European Journal of Wildlife Research*, 65 (6): 85.
- Martínez-Miranzo, B.; Banda, E.; Gardiazábal, A.; Ferreiro, E. y Aguirre, J. I. 2016. Differential spatial use and spatial fidelity by breeders in Bonelli's Eagle (*Aquila fasciata*). *Journal of Ornithology*, 157 (4): 971-979.
- Ontiveros, D. 2000. *Ecología de una población de Águila Perdicera (Hieraaetus fasciatus) del sures-te ibérico: plan de conservación*. Tesis doctoral. Universidad de Granada. Granada.
- Pérez-García, J. M.; Margalida, A.; Afonso, I. et al. 2013. Interannual home range variation, territoriality and overlap in breeding Bonelli's eagles (*Aquila fasciata*) tracked by GPS satellite telemetry. *Journal of Ornithology*, 154 (1): 63-71.
- QGIS.org, 2018. QGIS Geographic Information System. QGIS Association. <http://www.qgis.org>
- Real, J.; Mañosa, S. y Codina, J. 1998. Post-nestling dependence period in the Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus*. *Ornis fennica*, 75: 129-137.
- StatSoft, Inc. 2011. STATISTICA (data analysis software system), version 10. [www.statsoft.com](http://www.statsoft.com).
- Viada, C. 2018. Mortalidad por electrocución y correcciones en LIFE Bonelli. En: Equipo LIFE Bonelli (eds.). *Recuperación Integral de las poblaciones de águila de Bonelli en España. Seminario Internacional (Sangüesa-Navarra. Septiembre 2017)*: 161-176. LIFE Bonelli. Navarra.
- Wink, M. 2000. Advances in DNA studies of diurnal and nocturnal raptors. En: Chancellor, R. D. y Meyburg, B. U. (eds). *Raptors at Risk*: 831-844. WWGBP/Hancock House. ■

Recibido: 27/11/2020; Aceptado: 01/09/2022



# Relaciones de las cotorras argentinas (*Myiopsitta monachus*) con otras especies de aves en entornos urbanos de la ciudad de Madrid

Sandra Estela MORENO\* y Francisco Javier DE MIGUEL

Departamento de Biología (Zoología), Edificio de Biología, Universidad Autónoma de Madrid.  
c/ Darwin 2, 28049 Madrid

\*semf.moreno.fdez@protonmail.com

## Resumen

La inclusión de la cotorra argentina en el ecosistema urbano es un tema escasamente estudiado. Mediante la toma de datos comportamentales relacionados con el tipo de conducta exhibido al interactuar con otras especies de aves urbanas, y nidotópicos, en tres parques muestreados con grandes colonias, en el noroeste de Madrid, se buscó ampliar esta información. Respecto al comportamiento, se observó una concentración de interacciones con tres especies de paloma, la urraca común, la tórtola turca y el mirlo común. Se documentaron por primera vez interacciones agonistas relacionadas con la nidificación de otras especies y se demostró la relación entre el número de cotorras y la probabilidad de sufrir una conducta agonista. En cuanto a la nidotópica, se halló un parque prácticamente saturado, con gran densidad de nidos, mientras que los otros dos aún presentaron capacidad de crecimiento.

Este artículo refiere a material suplementario electrónico, disponible en la biblioteca online del Anuario Ornitológico de Madrid ([www.seomonticola.org/anuario](http://www.seomonticola.org/anuario)).

## Palabras clave

Avifauna, ecología urbana, interacción, nidotópica, patrón comportamental.

## Introducción

La cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*; Boddaert 1783) es una especie invasora en España (MITECO 2013; Rouco *et al.* 2019). Es un ave eminentemente social (Material suplementario, Apéndice 1,

foto S1), puesto que sus colonias se vertebran en torno a los nidos, compuestos por varias cámaras adosadas. Presentan aspecto globular, y están construidos con pequeñas ramas entrelazadas (Material suplementario, Apéndice 1, foto S2). Cada entrada conduce a

una cámara interior donde se cría a los polluelos, pero que también funciona como dormitorio para los individuos adultos (Santos *et al.* 2005; Material suplementario, Apéndice 1, foto S3). Gracias a estas construcciones tan complejas, la cotorra argentina recibe la denominación de «ingeniera ecológica» (Casas y Carrasco 2006; Briceño *et al.* 2019).

La exitosa aclimatación de esta especie al entorno urbano madrileño (Martín Pajares 2006; Molina *et al.* 2016) coincide con la adaptación a un nicho ecológico que no había sido ocupado por ninguna otra ave, al menos hasta la fecha. Comparando los estudios de Belinchón Navarro *et al.* (1999) y Martín Pajares (2006), se observa que, aunque en un primer momento no parecían presentar preferencias en la elección del emplazamiento del nido (nueve especies arbóreas), la tendencia en el segundo estudio es la ocupación de cedros (*Cedrus* sp.), siendo anecdótica la presencia de nidos en otros soportes. No obstante, su predilección varía a lo largo de la península ibérica, siendo común encontrar nidos en palmeras por todo el arco mediterráneo (Sol *et al.* 1997; García y Tomás 2006) y áreas urbanas de Andalucía (Hernández-Brito *et al.* 2022; López-Ramírez y Muñoz 2022). También es común ver nidos en eucaliptos en el sur peninsular (López-Ramírez y Muñoz 2022). Por el contrario, en otras zonas, como Norteamérica, es bastante común el uso de soportes artificiales, como postes metálicos

(Burger y Gochfeld 2009; Appelt *et al.* 2016), lo cual no es tan común en España (Molina *et al.* 2016). Más recientemente, Carrasco Núñez (2014) confirma no solo la elección de cedros como soporte, sino que la comunidad de árboles y la riqueza de aves también influyen en la selección de hábitat.

Para el caso concreto de Madrid, Fernández-Juricic (2000) justifica que los cambios en la estructura y la vegetación de los parques generan nuevos nichos ecológicos rápidamente colonizados por especies no residentes, que encuentran en la ciudad un nuevo hábitat adecuado. Por otra parte, la conectividad generada por el arbolado urbano acerca a las poblaciones de aves urbanas y no urbanas, incrementa los efectivos de especies rurales y la rápida dispersión de las invasoras. Por tanto, los entornos verdes urbanos pueden funcionar como reservorio para las especies nativas y como lugar de dispersión de especies exóticas invasoras (Fernández-Juricic 2000).

El escaso estudio de la adaptación e inclusión en el ecosistema urbano de la cotorra argentina es llamativo, al contrario de lo que ocurre con la cotorra de Kramer (Hernández-Brito *et al.* 2014; Hernández-Brito *et al.* 2018; Covas *et al.* 2019). En Nueva Jersey, el halcón peregrino (*Falco peregrinus*) y el cuervo americano (*Corvus brachyrhynchos*) se erigen como sus principales depredadores (Burger y Gochfeld 2009), mientras que, en Santiago de Chile, se demuestran

interacciones agresivas con otras especies nativas, debido a la ocupación de los nidos o a ataques por parte de las especies autóctonas (Briceño *et al.* 2019). No obstante, se trata de hechos aislados, y la tónica general es la ausencia de interacción o la aparición de conductas afiliativas (Briceño *et al.* 2019). En España, los principales predadores de la especie son el halcón peregrino, la garza real (*Ardea cinerea*) y la rata negra (*Rattus rattus*) en Madrid y Barcelona (García y Tomás 2006; Sánchez Mateos y Sánchez Albarrán 2017). El único proyecto de esta índole se realiza a la par que el presente, conducido por Hernández-Brito *et al.* (2021) en diversas partes del mundo, incluida España. A través del estudio de las comunidades de inquilinos construidas en torno a los nidos de cotorra argentina, observan que especies urbanas como el gorrión común (*Passer domesticus*), el gorrión molinero (*Passer montanus*), la paloma bravía (*Columba livia*) o el estornino negro (*Sturnus unicolor*), ocupan las cámaras abandonadas de los nidos.

Por tanto, dada la escasez de trabajos enfocados en la inserción de la cotorra argentina en el ecosistema urbano, y la posible modificación comportamental de otras especies nativas en respuesta a su aparición, se decidió realizar este estudio. Este se concreta en tres objetivos: I) examinar las interacciones entre las cotorras argentinas y otras especies de aves, y determinar la naturaleza y el papel de los distintos factores

explicativos de las mismas; II) estudiar en profundidad la población residente en la zona noroeste de Madrid capital (no reflejada en los censos de 1998 y 2005) y aportar datos sobre la nidotópica, la biodiversidad, y las características esenciales de los lugares donde se han establecido prósperamente; y III) documentar los cambios y modificaciones del ecosistema urbano atribuibles a la cotorra argentina. Se supone como especies potencialmente proclives a la interacción con las cotorras a la paloma bravía, la paloma torcaz (*Columba palumbus*), la paloma zurita (*Columba oenas*), la tórtola turca (*Streptopelia decaocto*) y la urraca común (*Pica pica*), debido a su tamaño y hábitos de nidificación y alimentación.

## Material y métodos

### Muestreo y toma de datos de comportamiento

El estudio se realizó en el noroeste del municipio de Madrid, en el distrito de Fuencarral-El Pardo, barrios de Fuentelarreina, Peñagrande, El Pilar y La Paz, y se muestrearon 51,2 ha (0,08 % del municipio). Los requisitos para elegir los puntos de muestreo fueron: a) presencia de una colonia asentada; b) zona verde ajardinada, donde las cotorras pudiesen realizar sus actividades cotidianas; c) presencia de especies de avifauna urbana; d) superficie reducida, y e) fácil acceso. Los apartados d) y e) se incluyeron dado que el muestreo

lo realizaría una persona durante la situación de pandemia global provocada por el SARS-CoV-2. Además, se recabó información del medio físico y biótico de los puntos, como el número de nidos, número de cámaras visibles por nido, orientación de la abertura de las cámaras, especie de árbol soporte y especies de árboles empleadas como posadero y/o fuente de comida.

Finalmente, se seleccionaron tres parques como unidades de muestreo (tabla 1): el parque Fuentelarreina-Gabriela Mistral, en adelante PFG (Material suplementario, Apéndice 2, figura S1), el parque de La Vaguada, en adelante PV (Material suplementario, Apéndice 2, figura S2) y el parque Norte-Carmen Tagle, en adelante PN (Material suplementario, Apéndice 2, figura S3). Cada una se dividió en dos transectos. El período de registro de datos fue de 15 semanas, entre diciembre de 2020 y abril de 2021, con periodicidad semanal en horario de mañana. Cada transecto duró una hora, se registró el lugar de la interacción (cedro) y

la hora, el número de cotorras implicadas, número de individuos de la especie interactuante, especie iniciadora (incluyendo la cotorra) y tipo de interacción. En el caso de los nidos, se les asignó un número para identificarlos en cada árbol, asociado con la altura del nido (el uno se asignó al nido más alto, y así sucesivamente hasta el más bajo). En todos los casos observados se registró la fecha, el parque, la meteorología y la temperatura del aire. Las interacciones se agruparon en agonista/no agonista. El factor «tipo de conducta» es binomial (acción agonista o no) mientras que «interacción» es multinomial, refiriéndose al tipo de comportamiento (persecución, picotazo, presencia en la misma bandada, etc.). Asimismo, se inventarió el resto de especies de avifauna de los tres enclaves, empleándose para estudiar la covariable correspondiente en los análisis estadísticos.

Se espera documentar una incidencia de la cotorra argentina en el comportamiento normal del resto de especies nativas, especialmente sobre aquellas similares en tamaño

**Tabla 1**

Detalle de los parques seleccionados para el muestreo, y las áreas estudiadas. Entre paréntesis se indica el código numérico de cada transecto dentro de un mismo parque. Se desglosan el área, las coordenadas de cada transecto y la superficie total de cada parque.

Parque	Transecto	Área	Coordenadas	Área total del parque
PFG	Parque Fuentelarreina (1)	4,2 ha	40° 28' 57,9" N, 3° 43' 54" O	25,3 ha
	Parque Gabriela Mistral (2)	6,2 ha	40° 28' 59,3" N, 3° 44' 12,7" O	
PV	Junta de Distrito (1)	0,7 ha	40° 28' 45,4" N, 3° 42' 40" O	5,9 ha
	Av. Betanzos (2)	0,6 ha	40° 28' 45,4" N, 3° 42' 40" O	
PN	Av. Monforte de Lemos (1)	1,4 ha	40° 28' 50,3" N, 3° 41' 45,1" O	20,1 ha
	C/ Arzobispo Morcillo (2)	2 ha	40° 28' 50,3" N, 3° 41' 45,1" O	

y envergadura, o sobre las que ocupen un nicho semejante. También se hipotetiza que la mayoría de las interacciones son agonistas o tendrán un efecto negativo sobre la avifauna local.

### Nidotópica

Para componer una visión de la situación de la cotorra argentina en los tres parques, se listaron las especies vegetales autóctonas y ornamentales de cada uno para la realización de un inventario. Además, se censaron los nidos de cotorra argentina hallados, los soportes y el número de nidos por soporte. El objetivo de este seguimiento fue conocer la situación y saturación, entendida como número de cedros libres del total de cedros presentes, en cada parque, y la densidad de nidos por km<sup>2</sup>. Se utilizaron ortofotos e información NDVI obtenidas en el Geoport del Ayuntamiento de Madrid (Ayuntamiento de Madrid 2021) y se procesaron mediante QGIS Desktop 3.10.12 (QGIS Development Team 2021).

Se espera encontrar una población asentada de cotorra argentina en el noroeste de Madrid, con multitud de nidos y cedros colonizados. Además, también se contempla la ratificación de la especialización en el empleo de cedros como soporte principal en la ciudad de Madrid.

### Análisis estadístico

Para evitar los casos anecdóticos, se conservaron los registros cuya frecuencia de aparición fuera mayor o igual a diez. Tras ello, se

utilizó un análisis mediante tablas de contingencia (Lehner 1996) para determinar la influencia de los posibles efectos explicativos sobre el tipo general de conducta (afiliativa/agonística). Este modelo se filtró con la capa «especie iniciadora de la conducta», cuyo fin era comprobar si existen diferencias significativas entre el «tipo de conducta», y la especie que comienza la interacción. Además, se evaluó la relación entre las covariables «número de cotorras implicadas» y «número de individuos de la especie interactuante implicados» con el «tipo de conducta», mediante una prueba U de Mann-Whitney (Mann y Whitney 1947).

Por otra parte, mediante un análisis de correspondencias se buscó la relación entre las categorías de interacción y las especies interactuantes. Se optó por este procedimiento debido a la gran cantidad de categorías de la variable «interacción». Respecto a la nidotópica, se analizó la normalidad de los datos con el coeficiente de correlación de Pearson (Pearson 1895) para hallar relaciones entre las variables. En todos los casos, el programa estadístico empleado fue IBM SPSS Statistics 25 (IBM Corp. 2017), y el nivel de significación fue  $\alpha = 0,05$ .

## Resultados

La campaña de muestreo estuvo condicionada por la cambiante situación sanitaria y el fenómeno meteorológico extremo conocido

como «Filomena», acaecido del 7 al 9 de enero de 2021. Debido a ello, se interrumpió el seguimiento durante tres semanas (del 4 al 27 de enero de 2021).

### Patrones comportamentales detectados

Se contabilizaron 336 interacciones en las que estaba implicada, al menos, una cotorra argentina y un individuo de otra especie. Se registró una mayor actividad en el PV ( $n = 154$ ), seguido del PN ( $n = 98$ ) y el PFG ( $n = 83$ ), tanto para las interacciones agonistas como no agonistas (tabla 2). Se avistaron 35 especies en los tres parques: 33 en el PFG (94,3%), 22 en el PV (62,9%), y 28 en el PN (80%), registrándose interacciones para 17 especies. La paloma zurita ( $n = 90$ ), la paloma torcaz ( $n = 85$ ) y la urraca común ( $n = 71$ ) fueron las más frecuentes (tabla 2). El inventario de especies de avifauna puede consultarse en Material Suplementario, Apéndice 3.

Respecto a la variable respuesta «interacción», se detectaron 17 pautas distintas: picotazo, presencia en la misma bandada, presencia en el mismo árbol, alimentación

conjunta, acercamiento a nido de cotorra (por parte de otra especie), persecución, robo de ramas, canto simultáneo (implica que una cotorra y al menos un individuo de otra especie, píen a la vez), huida por presencia de rapaz en la zona, giro en vuelo de la cotorra por la presencia de otra especie, recopilación de ramas para el nido, pelea entre, al menos, una cotorra y un individuo (como mínimo) de otra especie, desplazamiento por la presencia de otra especie, presencia cercana de nido de paloma torcaz, usurpación de una cámara en un nido de cotorras, por parte de otra especie (solo cuando la especie en cuestión consigue ocupar la cámara), vigilancia por las cotorras, de una cámara ocupada por otra especie, e intento de usurpación de una cámara de nido de cotorra (únicamente cuando la otra especie no consigue acceder a la cámara y desiste). Por otra parte, los comportamientos muestreados oscilaron entre la tolerancia mutua y la agresividad implícita en ciertas conductas específicas.

Para el factor «especie iniciadora de la conducta», se contabilizaron diez interacciones comenzadas por

**Tabla 2**

Relación de las interacciones entre las cotorras y otras especies de aves en los tres parques de Madrid, desglosadas en agonistas y no agonistas (tolerancia por presencia cercana, situación de alerta, situación de evitación pasiva de otra especie y acicalamiento).

	Interacciones en PFG	Interacciones en PV	Interacciones en PN
Totales	83	154	98
Agonistas	15	24	24
No agonistas	68	130	74

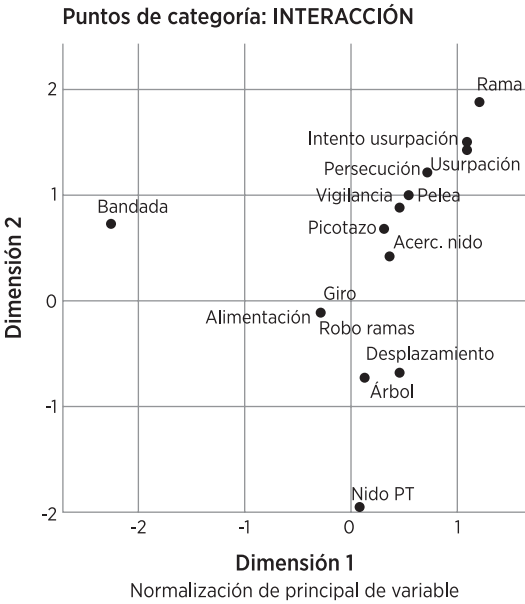


cotorras (seis agonistas), mientras que el resto fueron iniciadas por otras especies ( $n = 326$ ; 55 agonistas). De ellas, 11 fueron usurpaciones en el PFG, siendo efectiva en un nido, y posiblemente en otro; en el PV se contabilizaron una usurpación de cámara efectiva y dos intentos; y en el PN ocho usurpaciones, al menos una de ellas exitosa, y siete intentos.

En cuanto a la estadística, se emplearon los datos de paloma zurita, paloma torcaz, urraca común, paloma bravía, mirlo común (*Turdus merula*) y tórtola turca (Material suplementario, figura S4 H), atendiendo al criterio expuesto anteriormente. Para el mirlo común y la tórtola turca, las conductas agonistas fueron inexistentes o residuales (Material suplementario, figuras S4 A y S4 D). En cambio, con las tres especies de paloma y la urraca común, la proporción fue más equilibrada (Material suplementario, figuras S4 B, S4 C, S4 E y S4 F). Para la paloma bravía, el número de conductas agonistas fue igual al de no agonistas. La paloma torcaz apenas incurrió en acciones agonistas contra la cotorra argentina. De cada cinco interacciones iniciadas por palomas zuritas y urracas comunes, cuatro fueron agonistas (26 frente a cinco para la paloma zurita y 18 frente a tres para la urraca común; 83,9% y 85% respectivamente). La paloma zurita fue la principal especie usurpadora de cámaras (Material suplementario, Apéndice 1, foto S4), mientras que la urraca común fue la única que robó ramas. Además, en seis ocasiones, la per-

secución de urracas comunes hacia cotorras argentinas se dio cuando se encontraban palomas zuritas en las inmediaciones de un nido de cotorra argentina y/o de urraca común. Finalmente, cuando la cotorra argentina comenzó la acción, en su mayoría fueron agonistas frente a urracas comunes y los tres tipos de paloma (seis de ocho). Por último, se emplearon las interacciones no agonistas basadas en la tolerancia mutua (especie iniciadora = 0), para obtener una tasa de encuentro entre la cotorra argentina, las tres especies de paloma y la urraca común. La paloma torcaz fue la única especie de paloma con más de un 90% de comportamientos no agonistas hacia la cotorra argentina (Material suplementario, figuras S4 A y S4 C).

Por otra parte, se demostró que el «número de individuos de la especie interactuante» no guarda relación con el «tipo de conducta» observada ( $U = 6.715$ ;  $p = 0,540$ ), pero sí el «número de cotorras implicadas» ( $U = 8.564$ ;  $p = 0,009$ ). Esto explica que, a mayor número de cotorras se observaron menos conductas agonistas. El análisis de correspondencias para la variable «interacción» proporcionó dos dimensiones significativas. La primera (alfa de Cronbach:  $\alpha = 0,803$ ) enfrenta a las distintas pautas con la cantidad de especies interactuantes con las cotorras y explica un 83,5% de la varianza. La dimensión dos ( $\alpha = 0,686$ ) clasifica las acciones según su grado de agresividad, y explica un 76,1% de la varianza (figura 1).



**Figura 1**

Gráfico representativo de la relación entre «interacción» y «especie interactuante». La dimensión 1 clasifica a los patrones de comportamiento según participen en ellos una o más especies (además de las cotorras). Un número negativo no implica un número negativo de especies, sino la presencia de un número de especies inferior a la media (equivalente a cero). La dimensión 2 las clasifica atendiendo al grado de agresividad demostrado en cada una, entendiéndose que los valores negativos se asocian con interacciones asertivas o afines, mientras que los positivos corresponden con una agresividad alta. Con el valor cero se identifican las conductas no agresivas, neutrales o tolerantes.

### Nidotópica

Se registraron 57 especies de árboles, 32 en los PFG y PN y 21 en el PV, de las cuales, tan solo en tres se hallaron nidos: 73 nidos en 57 árboles. En cedro llorón o del Himalaya (*Cedrus deodara*) se contabilizaron 35 ejemplares con 56 nidos; en cedro del Atlas (*Cedrus atlántica*),

21 ejemplares con 16 nidos; y en olmo de Siberia (*Ulmus pumila*), un ejemplar con un nido (Material suplementario, Apéndice 4, tablas S1 y S2). No se observaron soportes artificiales, ni se incluyeron en el estudio árboles situados en el interior de urbanizaciones ni jardines privados, debido a la imposibilidad de acceder a los mismos. Además, se hallaron 15 cedros no colonizados en el PFG, siendo dos cedros del Líbano (*Cedrus libani*), especie adecuada para el establecimiento de nidos; cuatro en el PV y 20 en el PN. Por tanto, se calculó la saturación y densidad de nidos por km<sup>2</sup> por parque (Material suplementario Apéndice 4, tabla S2). El PV resultó al borde de la saturación, mientras que el PFG y el PN presentaron márgenes de crecimiento. Debido al tamaño muestral ( $n = 3$ ), no se pudieron determinar correlaciones entre las distintas covariables con suficiente evidencia significativa.

El inventario de especies vegetales de cada parque puede encontrarse en Material suplementario, Apéndice 4.

## Discusión

### Patrones comportamentales

Los resultados reflejaron la poca inclusión de la cotorra argentina en la red de interacciones del ecosistema urbano. Las especies que se determinaron como potenciales competidoras del psitácido (paloma bravía, paloma zurita, paloma torcaz, tortola turca, urraca común y mirlo común) fueron las especies que más interactuaron e iniciaron

las acciones hacia la cotorra argentina, mientras que, con aves de menor tamaño, las interacciones fueron anecdóticas, lo cual descartó una competencia agresiva directa que pudiera contribuir a su declive poblacional (Faeth *et al.* 2011). Además, de las 326 interacciones registradas, tan solo diez fueron iniciadas por la cotorra argentina, siendo similar la proporción para los comportamientos agonistas (seis frente a 55). Esto sugiere una independencia importante del psitácido respecto al resto de especies, habiendo hallado un nicho en el que no tuvo competidores en la ciudad de Madrid. Por lo tanto, así se explicaría la ausencia de iniciativa agonista de la cotorra argentina sobre otras especies más pequeñas. Este análisis también muestra una posibilidad interesante, que es una relación entre tamaño y cantidad de interacciones, puesto que, aparentemente, la cotorra argentina solo inició conductas agresivas cuando la amenaza procedía de especies similares o superiores en peso y/o envergadura. Puesto que este no era el objetivo del trabajo, y no se tomaron datos al respecto, no se puede asegurar la correlación entre ambas variables. Por tanto, se trata de una de las líneas de investigación que pueden seguirse en un futuro en este proyecto.

Es interesante comprobar que, en los casos en que la cotorra argentina se ve involucrada en una interacción agresiva, su número fue inversamente proporcional a la probabilidad de padecer una conducta agonista. Esto sugiere

que palomas y urracas comunes prefirieron no enfrentarse con un gran número de cotorras argentinas, probablemente porque no se asegurarían un éxito claro. El menor tamaño de los individuos de cotorra argentina respecto de sus atacantes podría suponer una ventaja para estos, pero la fuerte cohesión social de la invasora hizo posible la defensa de su territorio frente a ataques de especies más grandes, como la paloma zurita. No obstante, no todas las especies interactuaron de forma agonística con la cotorra argentina; es más, las palomas torcaces frecuentaron las ramas de entrada a las cámaras de los nidos, sin sufrir represalias. Incluso se documentaron varios nidos de paloma torcaz en los mismos cedros utilizados por las cotorras argentinas, por lo que cabe preguntarse si se habrá establecido alguna sinergia entre ambas. En consecuencia, la cotorra argentina podría fortalecerse en los entornos urbanos, y reducir, indirectamente, el nicho ecológico de otras especies urbanas.

Si se compara su conducta con la de otras psitácidas invasoras mejor estudiadas, como la cotorra de Kramer, nuevamente se observa su relativa independencia del resto de especies de avifauna nativas. En el caso de esta última, se han documentado ataques a paseriformes y páridos de pequeño tamaño en Barcelona, cuyo resultado puede llegar a ser letal (Covas *et al.* 2017). No se ha encontrado información sobre la etología de otras especies de psitácidas invasoras, por lo que

no se tiene una base de datos comportamental que sirva de marco para el estudio de la conducta de las cotorras argentinas cuando colonizan una nueva área. Por tanto, sería conveniente profundizar en este aspecto en futuros estudios y tratar de comprobar si estos hallazgos también son aplicables a otras poblaciones invasoras. Asimismo, la diferencia en la cantidad y calidad de material obtenido respecto a otras especies hermanas, hace complicada la comparación, siendo deseable la ampliación de dicho conocimiento en el futuro.

También se observó una notable diferencia entre conductas agonistas y no agonistas, referente a su diversidad y cantidad. Como señalan Hernández-Brito *et al.* (2021), la mayor parte de las interacciones documentadas se clasificaron como no agonistas. Por una parte, se advirtió una notable especificidad entre las pautas agonistas detectadas (diez de 17; figura 2). En cambio, esta diversidad no se observó para las interacciones más afiliativas. Además, en todas las interacciones menos al compartir bandada, solamente participan dos especies: la cotorra argentina y la especie interactuante. Estos dos aspectos sugieren la especialización del patrón comportamental agonístico de las especies comentadas.

Por otro lado, se documentaron más interacciones en el PV, el parque más pequeño y denso (tablas 1 y 2). No obstante, aunque existe diferencia entre la cantidad de interacciones no agonistas entre los

tres parques, no ocurre lo mismo con las agonistas, siendo similares en todos, entre 15 y 24 (tabla 2). Todo esto sugiere una especialización y sistematización de ciertos comportamientos agonistas entre cotorras argentinas y otras especies, como el robo de ramas por urracas comunes, o la usurpación por parte de palomas zuritas (Material suplementario, Apéndice 4, tabla S3). Concretamente, con este estudio se reforzarían los datos acerca de la usurpación agresiva de cámaras en uso (Hernández-Brito *et al.* 2021), además de ser la primera cita referente a palomas zuritas ejecutando esta acción, lo que confirmó que no se limitaron a ocupar simplemente las cámaras abandonadas (Hernández-Brito *et al.* 2021) (Material suplementario, Apéndice 1, foto S4). Al tratarse de un ave que anida en oquedades, cuya tendencia poblacional es negativa entre los 90 y mediados del 2000 (Fernández-García 2012), y que se encuentra, actualmente, en un incremento moderado (Escandell y Escudero 2020), sería interesante vigilar este tipo de comportamientos, puesto que algunos estudios ya apuntan que su incremento en Madrid podría estar relacionado con la cotorra argentina (Briceño *et al.* 2019).

Asimismo, la cotorra de Kramer es otra especie potencial usurpadora (Hernández-Brito *et al.* 2021) que alcanzó las zonas de estudio durante marzo de 2021 (obs. pers.), por lo que, aunque aquí no se documentaron casos de usurpación, es muy probable que ocurran en un futuro

próximo (Diamond y Ross 2020). En el caso de las urracas comunes, también son interesantes los registros en defensa de las cotorras argentinas cuando alguna paloma zurita intentó penetrar en una cámara, al ayudar en las labores de disuasión. Esto ocurrió cuando hubo un nido de urracas comunes cerca, por lo que se trataría de una sinergia establecida entre las especies de la comunidad, similar a las documentadas por Hernández-Brito *et al.* (2021), con la excepcionalidad de que el objetivo de esta radició en la defensa de los nidos frente a un posible usurpador, lo cual es novedoso en la literatura. Dado que actuaron igual cuando las cotorras argentinas se posaron en su árbol (aunque no se acercaran al nido de las urracas comunes), parece ser un comportamiento propio de protección. Por tanto, con ambas especies, se intuye la incipiente importancia del psitácido al interferir en sus patrones de nidificación. La documentación de interacciones similares en otros lugares del mundo recalca la influencia de la cotorra argentina como ingeniera ecosistémica urbana (Briceño *et al.* 2019), por lo que la función que está adquiriendo en los ecosistemas urbanos parece similar en todo el mundo, aunque las especies autóctonas a las que afecta son diferentes. Sería muy recomendable continuar estudiando la literatura al respecto, para tratar de hallar patrones comunes.

Nuestro estudio tuvo varias limitaciones que se han de tener en cuenta en su interpretación. Por

una parte, el tamaño muestral de zonas de estudio es muy reducido ( $n = 3$ ), debido a la escasez de medios y personal. Además, no se utilizó una zona control con la que poder comparar las interacciones originales de las especies nativas, para poder determinar si las halladas en presencia de cotorras argentinas respondían, efectivamente, a la presencia de las invasoras. Por tanto, en este aspecto, se debe interpretar la información del presente trabajo como meramente descriptiva, y servir de base para futuros estudios que busquen certificar el establecimiento y/o afianzamiento de estas y otras conductas. Otra de las limitaciones es la falta de datos en época reproductiva, cuando, presumiblemente, tanto las cotorras como el resto de especies están más activas. Debido a que el muestreo tuvo que finalizar a mediados de abril, dados los plazos de entrega del presente trabajo, no se tomaron datos de primavera ni de verano. Se sugiere mejorar estos aspectos de cara a futuros estudios.

### Nidotópica

El estudio confirma la tendencia indicada por De Ayala (2002) y Martín Pajares (2006) de nidificación en cedros en Madrid. El nido encontrado en olmo de Siberia en el PFG es un caso anecdótico en este estudio, más cuando se contabilizaron 15 cedros vacíos alrededor (tabla 3), aunque no único (Carrasco Núñez 2014). La utilización de esta especie arbórea por parte de urracas comunes (dos nidos registrados), y la progresiva especialización de

**Tabla 3**

Relación de datos referente a la nidotópica de la cotorra argentina en las unidades de muestreo de Madrid

	Cedros ocupados	Cedros vacíos	Saturación (%)	Nidos/km <sup>2</sup>	Estructuras antrópicas	Especies ornamentales	Especies autóctonas
PFG	10	15	40	39,6	7	24	8
PV	36	4	90	725,1	13	17	4
PN	10	20	33,3	89,6	17	26	6

la cotorra argentina al usar cedros descartaría la posibilidad de utilización del olmo de Siberia como soporte, al menos, a corto plazo. Asimismo, esta especialización podría ser clave en la supervivencia de esta especie tropical en climas con fuerte estacionalidad, como ocurre en el interior peninsular, algo que quedó patente con el temporal «Filomena» a comienzos de enero de 2021. Durante su paso, los árboles de la ciudad de Madrid quedaron muy dañados, debido a la caída de ramas y de ejemplares enteros. En este caso, los cedros, al provenir de latitudes superiores, presentan una estructura que los prepara para este tipo de eventos, y sufrieron menos daño que otras especies de similar envergadura, como el plátano de sombra (*Platanus x hybrida*; obs. pers.). Por lo tanto, la elección de los cedros como soporte principal en Madrid podría beneficiar a la especie a largo plazo, aunque sea una ventaja adquirida secundariamente gracias a la paulatina especialización en la construcción sobre estas coníferas. No obstante, se han de tener en cuenta las diferentes preferencias que presenta la especie en sus distintas áreas de colonización, ya que, por más que los cedros se erijan como soporte principal de la especie en Madrid,

fuera de esta comunidad autónoma su uso es muy minoritario (Molina *et al.* 2016). Por ejemplo, en Barcelona anidan en palmeras (*Phoenix* sp. y *Washingtonia* sp.; obs. pers.) y en Chicago en postes eléctricos (Appelt *et al.* 2016). Esto también constituye un claro ejemplo de la plasticidad comportamental de la especie.

Por otro lado, el estudio de las unidades de muestreo señala que el PV fue el parque más saturado. Se esperaría que, pronto, todos sus cedros presenten, como mínimo, un nido de cotorra argentina. También se observó comunicación entre el PV y el PN, por lo que el primero pudo ejercer como población fuente desde la que colonizar otras áreas cercanas. Por tanto, la presencia indispensable de cedros y otras especies ornamentales de las que se alimentan, como el ciprés común (*Cupressus sempervirens*) o el ciruelo púrpura (*Prunus cerasifera* subsp. *Pissartii*; obs. pers.), podrían ser factores importantes en la dispersión y asentamiento de la cotorra argentina, al haberse comprobado la limitación del crecimiento colonial debido a este factor, en el madrileño Parque de la Bombilla (Martín Pajares 2006).

Asimismo, su expansión y la presencia de importantes poblaciones en el oeste de la región (Molina *et al* 2016), alerta sobre la llegada de la especie a espacios protegidos, como la Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA), que se halla en El Pardo. La colonia del PFG se encuentra en el límite entre esta y barrios urbanizados, y se observó durante los meses de muestreo la reiterada incursión de individuos de cotorra argentina en el monte para obtener comida, fundamentalmente. La presencia de sendas colonias en el barrio de El Pardo y el Campus de Cantoblanco (Universidad Autónoma de Madrid; obs. pers.), parece indicar que esta especie puede penetrar y asentarse en las zonas más degradadas de estos espacios protegidos, con el consiguiente riesgo ecológico que implica.

En este contexto de aumento exponencial de la especie, el Ayuntamiento de Madrid pone en marcha una campaña de reducción poblacional entre 2021 y 2022 (Área de Gobierno de Medio Ambiente y Movilidad 2020), para tratar de limitar el avance de esta especie, la cual genera un gran debate social acerca de las medidas de control empleadas (Fernández *et al.* 2022).

En resumen, la cotorra argentina encontró en Madrid un nicho adecuado en el que desenvolverse sin competidores. La población del PV, muy cercana a la saturación, podría ejercer de núcleo fuente hacia otras áreas, mientras que, al menos una de las restantes (la situada en

el PN) podría actuar de sumidero, al haberse observado circulación de individuos entre ambas. A pesar de su aparente independencia respecto del resto de especies urbanas, la detección del robo de ramas por urracas, y de usurpaciones de nidos por palomas zuritas, dieron pie a hipotetizar sobre el papel de la cotorra en la red ecosistémica. Finalmente, el pequeño tamaño de la muestra limitó los resultados del estudio, puesto que no se tomaron parques control para comprobar la conducta no modificada de las especies nativas, ni se muestreó durante la época reproductiva, debido a los plazos de finalización y entrega del trabajo. Por tanto, se propone el seguimiento de las colonias y la ampliación del estudio para contrastar los resultados aquí expuestos.

## Agradecimientos

Queremos expresar nuestro agradecimiento a un revisor anónimo que aportó valiosos comentarios al manuscrito. También agradecemos las mejoras realizadas por los editores hasta la versión final.

## Bibliografía

Appelt, C. W.; Ward, L. C.; Bender, C. *et al.* 2016. Examining potential relationships between exotic monk parakeets (*Myiopsitta monachus*) and avian communities in an urban environment. *The Wilson Journal of Ornithology*, 128 (3): 556-566.

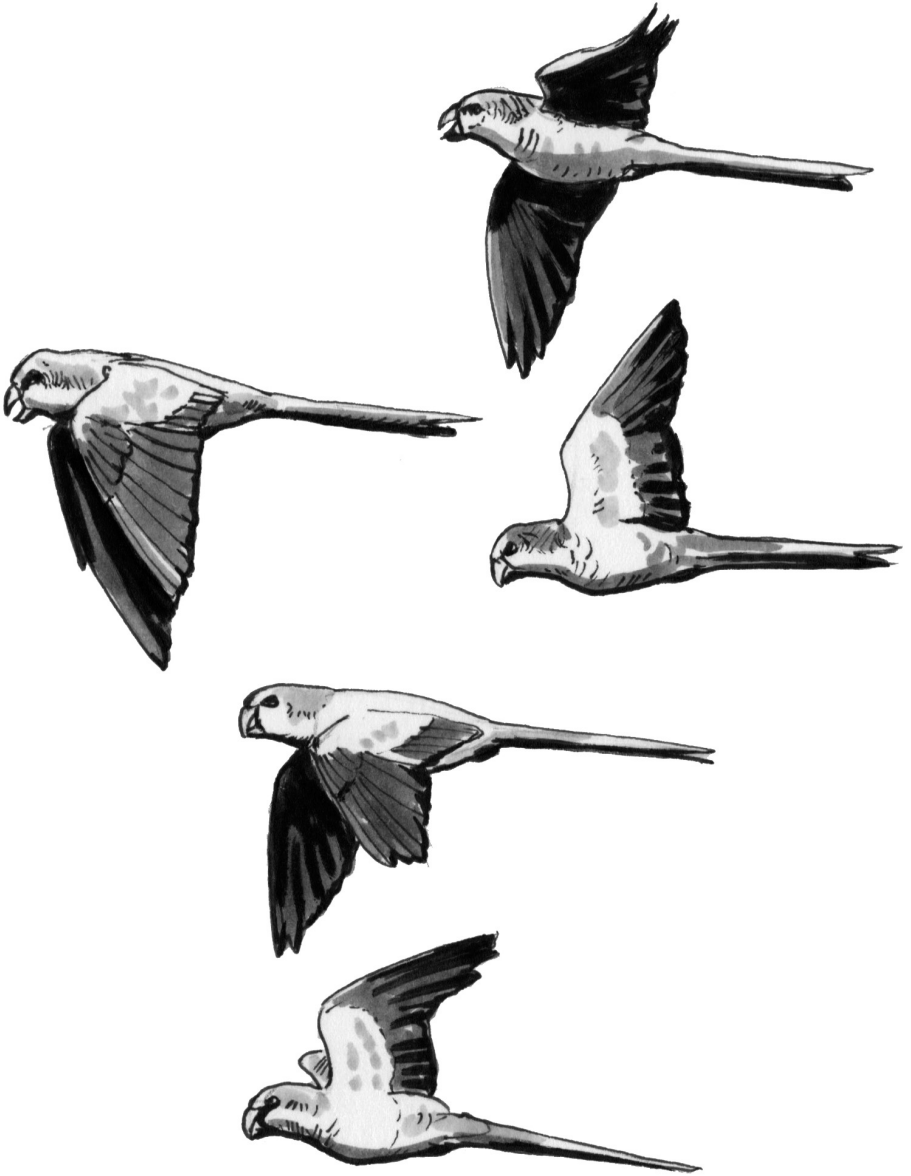
- Área de Gobierno de Medio Ambiente y Movilidad. 2020. *Informe sobre la necesidad, idoneidad y eficiencia del contrato de «Control y reducción de la cotorra argentina y cotorra de Kramer en el municipio de Madrid» (Nº expediente: 300/2020/00726)*. Ayuntamiento de Madrid. Madrid. Ayuntamiento de Madrid. 2021. Geoport. [https://geoport.madrid.es/IDEAM\\_WB-GEOPORTAL/index.iam](https://geoport.madrid.es/IDEAM_WB-GEOPORTAL/index.iam). (Consultado el 30/04/2021).
- Belinchón Navarro, C.; Grande Pardo, C.; Guil López, N. *et al.* 1999. Situación de la cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) en la ciudad de Madrid. En: De la Puente, J.; Bermejo, A. y Seoane, J. (ed.) *Anuario Ornitológico de Madrid 1998*: 64-71. SEO-Monticola. Madrid.
- Briceño, C.; Sandoval-Rodríguez, A.; Yévenes, K. *et al.* 2019. Interactions between invasive monk parakeets (*Myiopsitta monachus*) and other bird species during nesting seasons in Santiago, Chile. *Animals*, 9: 923.
- Burger, J. y Gochfeld, M. 2009. Exotic monk parakeets (*Myiopsitta monachus*) in New Jersey: nest site selection, rebuilding following removal, and their urban wildlife appeal. *Urban Ecosystem*, 12: 185-196.
- Carrasco Núñez, E. 2014. *Selección de lugares de nidificación por la cotorra argentina (Myiopsitta monachus) en los parques y jardines de la ciudad de Madrid*. Trabajo de Fin de Máster. Universidades Autónoma y Complutense de Madrid. Madrid.
- Casas, F. y Carrasco, J. 2006. Revisión de la distribución de la cotorra argentina *Myiopsitta monachus* en la provincia de Ciudad Real. En: Casas, F.; Arredondo, Á. V. y López-Jamar, J. (ed.) *Anuario Ornitológico de Ciudad Real, 2005*: 157-164. SEO-Ciudad Real. Ciudad Real.
- Covas, L.; Senar, J. C.; Roqué L.; Quesada, J. 2017. Records of fatal attacks by rose-ringed parakeets *Psittacula kramera* on native avifauna. *Revista Catalana d'Ornitologia*, 33: 45-49.
- De Ayala, M. 2002. Cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*). En: Del Moral, J. C.; Molina, B.; De la Puente, J. y Pérez-Tris, J. (eds.). *Atlas de las aves invernantes de Madrid 1999-2007*: 172-173. SEO-Monticola y Comunidad de Madrid. Madrid.
- Diamond, J. M.; Ross, M. S. 2020. Overlap in reproductive phenology increases the likelihood of cavity nest usurpation by invasive species in a tropical city. *The Condor*, 122 (3): duaa013.
- Escandell, V. y Escudero, E. 2020. Programa Sacre. En: Del Moral, J. C.; Molina, B.; Escandell, V.; Bermejo, A.; Leal, A.; De la Puente, J.; Escudero, E. y Nebreda, A. (eds.) *Programas de Seguimiento de Avifauna y Grupos de Trabajo de SEO/Birdlife 2019*: 6-9. SEO/Birdlife. Madrid.
- Faeth, S. H.; Bang, C. y Saari, S. 2011. Urban biodiversity patterns and mechanisms. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1223 (1): 69-81.

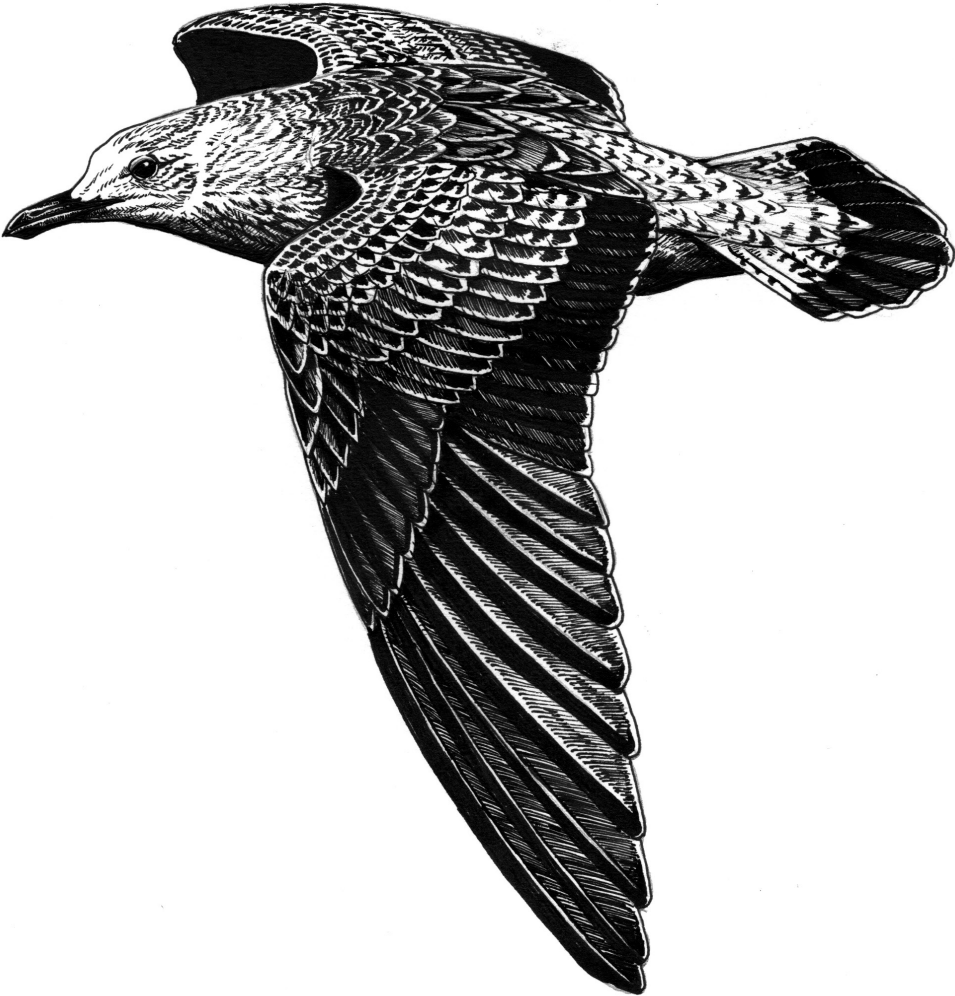


- Fernández, L., Moreno, J. A. y Suárez-Domínguez, A. 2022. «The Unbearable Green Demon»: A Critical Analysis of Press Representation around the Extermination of Monk Parakeets in Madrid. *Journal. Media*, 3: 382-404.
- Fernández-García, J. M. 2012. Paloma zurita *Columba oenas*. En: SEO/Birdlife *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010*: 318-319. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente- SEO/BirdLife. Madrid.
- Fernández-Juricic, E. 2000. Bird community composition patterns in urban parks of Madrid: the role of age, size and isolation. *Ecological Research*, 15 (4): 373-383.
- García, J. y Tomás, X. 2006. Primeras interacciones depredatorias de garza real *Ardea cinerea* sobre nidos de cotorra argentina *Myiopsitta monachus* en Barcelona. *Revista Catalana d'Ornitologia*, 22: 35-39.
- Hernández-Brito, D.; Luna, Á.; Carrete, M. y Tella, J. L. 2014. Alien rose-ringed parakeets (*Psittacula krameri*) attack black rats (*Rattus rattus*) sometimes resulting in death. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, 25 (2): 121-123.
- Hernández-Brito, D.; Carrete, M.; Ibáñez, C.; Juste, J. y Tella, J. L. 2018. Nest-site competition and killing by invasive parakeets cause the decline of a threatened bat population. *Royal Society Open Science*, 5: 172477.
- Hernández-Brito, D.; Carrete, M.; Blanco, G. *et al.* 2021. The role of monk parakeets as Nest-Site Facilitators in Their Native and Invaded Areas. *Biology*, 10: 683.
- Hernández-Brito, D.; Carrete, M., y Tella, J. L. 2022. Annual censuses and citizen science data show rapid population increases and range expansion of invasive rose-ringed and monk parakeets in Seville, Spain. *Animals*, 12 (6): 677.
- IBM Corp. 2017. IBM SPSS Statistics for Windows, Version 25.0. IBM Corp. Armonk.
- Lehner, P. N. 1996. *Handbook of ethological methods* (2<sup>a</sup> ed.). Cambridge University Press. Cambridge.
- López-Ramírez, S. y Muñoz, A.-R. 2022. A Local Approach to Better Understand the Spread and Population Growth of the Monk Parakeet as an Invasive Species. *Birds*, 2022: 277-284. <https://doi.org/10.3390/birds3030018>
- Mann, H. B. y Whitney, D. R. 1947. On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. *Annual Mathematics Statistics*, 18: 52-54.
- Martín Pajares, M. 2006. La cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) en la ciudad de Madrid: expansión y hábitos de nidificación. En: De la Puente, J.; Pérez-Tris, J.; Juan, M. y Bermejo, A. (ed.) *Anuario Ornitológico de Madrid 2005*: 76-95. SEO-Monticola. Madrid.
- MITECO. 2013. *Myiopsitta monachus* (Boddaert, 1789). En: MITECO *Catálogo Español de Especies Invasoras*. MITECO. Madrid. <https://www.miteco>

- gov.es/es/biodiversidad/temas/conservacion-de-especies/especies-exoticas-invasoras/ce\_eei\_aves.aspx
- Molina, B.; Postigo, J. L.; Muñoz, A. R. y Del Moral, J. C. 2016. *La cotorra argentina en España. Población reproductora en 2015 y método de censo*. SEO-BirdLife. Madrid.
- Pearson, K. 1895. Correlation coefficient. *Royal Society Proceedings*, 58: 214.
- QGIS Development Team. 2021. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project.
- Rouco, M.; Copete, J. L.; De Juana, E.; et al. 2019. *Lista de las aves de España. Edición de 2019*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Sánchez Mateos, H. y Sánchez Albarrán, J. 2017. Alimentación de una pareja de halcón peregrino (*Falco peregrinus*) en el área urbana de Madrid. En: Juan, M.; Pérez-Granados, C. y De la Puente, J. (ed.) *Anuario Ornitológico de Madrid 2011-2014*: 89-97. SEO-Monticola. Madrid.
- Santos, D. M. 2005. *Myiopsitta monachus*. En: *Fichas de aves introducidas en España*. Grupo de Aves Exóticas (SEO/BirdLife). <http://seo.org/conocenos/grupos-de-trabajo/grupo-de-aves-exoticas>
- Sol, D., Santos, D. M. y Clavell, J. 1997. Habitat selection by the monk parakeet during colonization of a new area in Spain. *The Condor*, 99, 39-46. ■

**Recibido: 31/08/2022; Aceptado: 14/11/2022**





# La subespecie de la gaviota patiamarilla (*Larus michahellis lusitanicus*) en Madrid

Miguel JUAN\*, Delfín GONZÁLEZ, Juan M. RUIZ, Javier MARCHAMALO, Mercedes FERNÁNDEZ y David FERNÁNDEZ

<http://madrid-gull-team.blogspot.com>

\*miguel.codorniz@gmail.com

## Resumen

La gaviota patiamarilla presenta dos subespecies que se pueden observar en la Comunidad de Madrid: *L. m. michahellis* que se distribuye por las costas mediterráneas y en el interior peninsular puntualmente, y *L. m. lusitanicus* en las costas cantábricas y del noroeste atlántico; ambas pueden coincidir en las costas suratlánticas. Mediante el seguimiento de gaviotas en los vertederos de Pinto y Colmenar Viejo y en zonas de descanso en el parque Madrid Río en Madrid, desde 2005 hasta 2022 se registraron tan solo seis ejemplares de gaviota patiamarilla de la subespecie «cantábrica» *L. m. lusitanicus*. En todos los casos la primera observación fue de gaviotas en su primer año de vida, y se registró la invernada en cuatro de ellas, mientras que otras dos solo se registraron una vez, en periodo de dispersión juvenil. Destaca un individuo que se comportó como un migrante de corta distancia e invernante regular durante once invernadas consecutivas, un caso único y diferente del sedentarismo que caracteriza a esta subespecie.

Este artículo refiere a material suplementario electrónico, disponible en la biblioteca online del *Anuario Ornitológico de Madrid* ([www.seomonticola.org/anuario](http://www.seomonticola.org/anuario)).

## Palabras clave

Anilla de color, dispersión juvenil, fenología dispersiva, invernada, patiamarilla «cantábrica».

## Introducción

La gaviota patiamarilla (*Larus michahellis*) Naumann, 1840 dentro de su rango de distribución en España presenta tres subespecies: *L. m. michahellis* en las costas mediterráneas y en el interior peninsular puntualmente, *L. m. lusitanicus* en las costas cantábricas y del noroeste atlántico, y *L. m. atlantis* en las

islas Canarias (Bermejo y Mouriño 2003; Olsen y Larsson 2004; Harrison *et al.* 2021; Molina *et al.* 2022). Recientemente, se sugiere que las subespecies *L. m. michahellis* y *L. m. lusitanicus* confluyen y se solaparían en las costas suratlánticas, en el golfo de Cádiz (Adriens *et al.* 2022; Baggott 2022). Ambas se pueden observar en la Comunidad de Madrid, principalmente *L. m.*

*michahellis* (Juan *et al.* 2015, 2021). Una de las diferencias más destacadas entre ambas subespecies es su comportamiento migratorio. En la gaviota patiamarilla «mediterránea» se describen movimientos dispersivos posjuveniles desde las colonias de cría en dirección norte-noroeste (Carrera *et al.* 1993; Martínez-Abraín *et al.* 2002; Muntañer 2005; Bosch *et al.* 2019), y también se indica que esta población es parcialmente migradora (Galarza *et al.* 2012). La gaviota patiamarilla «cantábrica» se comporta como sedentaria y dispersiva de corto alcance, sobre todo con desplazamientos hacia el este y oeste (Munilla 1997; Arizaga *et al.* 2006, 2010, 2020; Pérez *et al.* 2006).

Otros aspectos que las separan son su tamaño y coloración (Arizaga *et al.* 2008, 2019) y, aunque es importante para la identificación en el campo disponer de otras gaviotas grandes para establecer la comparación, la realidad es que resulta muy complicada la separación de ambas subespecies por el alto grado de solapamiento (Álvarez 2016; Baggott 2022). Incluso se presentan muchas dificultades en algunos casos entre las dos subespecies de la península ibérica y la subespecie *atlantis* de las islas atlánticas (Adriaens *et al.* 2020).

Para conocer y precisar los movimientos de la subespecie *L. m. lusitanicus* se desarrollan campañas de anillamiento y marcaje de ejemplares con anillas de lectura a distancia, que permiten el seguimiento individual (Arizaga *et*

*al.* 2006, 2010; Pérez *et al.* 2006). También se marcan ejemplares con dispositivos de seguimiento GPS en colonias de Gipuzkoa, que aportan información detallada sobre la dispersión y patrón de movimientos, entre otros aspectos de su biología (Arizaga *et al.* 2020).

En la Comunidad de Madrid la gaviota patiamarilla tiene estatus de migrante e invernante con cifras reducidas y, aunque también aparece en bajo número, en la etapa estival no se reproduce (Juan *et al.* 2021) en base a los datos aportados para la subespecie «mediterránea» (Juan *et al.* 2015). La subespecie «cantábrica» se cita por primera vez en 2011 al registrarse un joven anillado ese mismo año (Herrero *et al.* 2011). Con el objetivo de profundizar sobre el estatus de la subespecie *L. m. lusitanicus* en la región, en este trabajo se presenta información sobre los individuos detectados entre octubre de 2005 y noviembre de 2022, la edad y la fenología migratoria, a partir de los individuos marcados con anillas de lectura a distancia en las costas cantábricas.

## Metodología

El área de estudio se situó en los vertederos de residuos sólidos urbanos (VRSU) en los términos municipales de Colmenar Viejo (40° 39' N, 3° 44' O) y Pinto (40° 15' N, 3° 38' O), que se visitaron a lo largo de todo el año entre octubre de 2005 y junio de 2016. La periodicidad de las visitas fue casi semanal, especialmente en los cuatro

últimos años de estudio, mientras que fueron esporádicas de mayo a julio en los primeros años debido a la ausencia o presencia de un pequeño grupo de aves inmaduras de varias especies de láridos (datos propios). Durante el periodo de julio de 2016 a diciembre de 2022 no se realizaron visitas entre abril y julio. No se dispuso de información sobre otros vertederos a los que no se tuvo acceso, como Las Dehesas en Madrid y el de Alcalá de Henares. Las visitas siempre se efectuaron por la mañana, desde del amanecer hasta que lo abandonaron las gaviotas (julio, agosto, septiembre, abril y mayo) o hasta las 14:00 h, aproximadamente, momento en que se retiraron los observadores.

También se controló un tramo urbano del río Manzanares a su paso por la ciudad de Madrid denominado «Madrid Río» (40° 23' N, 3° 42' O) durante el periodo otoño-invierno desde diciembre de 2011 hasta diciembre de 2015. En esta zona se hicieron visitas principalmente por la tarde desde noviembre hasta abril, periodo en el que las gaviotas utilizaron el río para descansar y bañarse entre los puntos de alimentación y los dormideros (Cantos y Serrano 2009; datos propios). El seguimiento fue irregular porque la frecuencia de visitas varió desde casi diarias algunos meses, a semanales y, en algunos, con visitas más espaciadas o esporádicas. A partir de 2016 muchos aficionados a la observación de aves en general, y de gaviotas en particular, visitaron la zona regularmente y

comunicaron sus observaciones a los coordinadores de los proyectos de marcaje. Además, se consultó la bibliografía y los historiales de vida de cada ejemplar anillado y observado en la Comunidad de Madrid.

El control de anillas de lectura a distancia se realizó en los bandos mixtos de gaviotas sombrías (*Larus fuscus*) y reidoras (*Chroicocephalus ridibundus*) y de forma paralela se buscaron gaviotas de especies escasas (Juan *et al.* 2007, 2009; Juan 2018), con óptica adecuada o telescopios y también se tomaron fotografías (véase más detalles en Juan *et al.* 2015).

La identificación de la gaviota patiamarilla, en general, presenta dificultad en determinadas edades y periodos del año respecto a otras especies como las gaviotas sombría y argétea (*Larus argentatus*), y menos con la gaviota del Caspio (*Larus cachinnans*; Pater-son 2002; Olsen y Larsson 2004; Harrison *et al.* 2021), todas ellas detectadas en Madrid (Juan *et al.* 2021). Una dificultad más para la correcta identificación, especialmente de las patiamarillas de la subespecie «cantábrica», se debe a su gran semejanza con las argéteas y sombrías inmaduras, desde jóvenes hasta las aves de tercer invierno (Pons *et al.* 2004; Baggott 2022).

Los periodos de estancia han de considerarse con cautela, y deben interpretarse siempre como el mínimo tiempo de presencia en la Comunidad de Madrid, pues las

gaviotas pudieron estar más días y no detectarse, con una llegada previa a la primera observación, y/o con una partida posterior a la última cita de esta región en cada invernada.

## Resultados

En la Comunidad de Madrid se registraron seis ejemplares de gaviota patiamarilla de la subespecie «cantábrica» *L. m. lusitanius*, marcadas cuando eran pollos con anillas de lectura a distancia y procedentes de las colonias de cría en la costa del País Vasco, cinco de Gipuzkoa y una de Bizkaia (tabla 1; Material suplementario, fotos S1-S5). Dada la difícil identificación por plumaje se requiere de un marcaje especial para verificar su origen seguro y, de momento, el método más aplicado es el anillamiento en las colonias de cría. Aunque hubo observaciones de patiamarillas que presentaron las características diagnósticas de la subespecie, por su plumaje y estructura corporal, se desestimaron en el presente estudio por carecer de marcaje.

Durante las 17,5 temporadas de seguimiento, que incluye el periodo internupcial de julio a abril, al ser más preciso que hablar de invernadas, se observaron gaviotas anilladas en cuatro, y destacaron la 2011-2012 y 2012-2013 con dos controles distintos cada una.

Las seis gaviotas se observaron por primera vez con la misma edad, en su primer año de vida, cuando presentaban plumaje juvenil o de primer invierno tras la muda parcial posjuvenil. Desde un punto de vista fenológico, cinco de ellas (83,3%) se observaron en el periodo de dispersión juvenil (entre mediados de agosto y la primera decena de septiembre) y solo una (16,7%) durante la invernada (tabla 1).

Si se tiene en cuenta el periodo de estancia tras la primera observación, resulta que cuatro (66,7%) permanecieron en la Comunidad de Madrid entre 27 días, en pleno invierno, y 248 días (tabla 1), por tanto se comportaron como invernantes, mientras que las dos restantes (33,3%) solo se detectaron

**Tabla 1**

Registro de las anillas de color en gaviotas patiamarillas marcadas, edad, fecha de la primera y última observación, días de estancia y estatus aplicable a cada individuo en la Comunidad de Madrid durante su primer año de vida.

Anilla de color	Edad	Fecha primera lectura	Fecha última lectura	Días de estancia	Estatus
Rojo (Blanco) 993.G	Juvenil	31/08/2011	31/08/2011	1	migrante
Rojo (Blanco) 950.G	1 <sup>er</sup> invierno	27/01/2012	23/02/2012	27	invernante
Rojo (Blanco) 6A5.G	Juvenil	15/08/2012	20/04/2013	248	invernante
Naranja (Negro) 9BL.C	Juvenil	08/09/2012	04/04/2013	208	invernante
Naranja (Negro) 6BN.R	Juvenil	02/09/2017	02/09/2017	1	migrante
Rojo (Blanco) R32.G	Juvenil	14/08/2021	22/01/2022	161	invernante



**Tabla 2**

Número de invernada, fecha de la primera y última observación, días de estancia y número de días observada en cada invernada de la gaviota patiamarilla «cantábrica» marcada con la anilla Rojo (Blanco 6A5:G) en la Comunidad de Madrid según su historial. \* Sigue presente a fecha de 26/11/2022.

Número	Invernada	Fecha primera lectura	Fecha última lectura	Días de estancia	Número de días observada
1	2012-2013	15/08/2012	20/04/2013	248	30
2	2013-2014	07/09/2013	05/03/2014	179	27
3	2014-2015	23/08/2014	12/02/2015	173	27
4	2015-2016	26/09/2015	17/12/2015	82	27
5	2016-2017	30/10/2016	15/01/2017	77	56
6	2017-2018	22/08/2017	02/01/2018	133	17
7	2018-2019	04/10/2018	08/12/2018	59	6
8	2019-2020	24/08/2019	08/11/2019	76	6
9	2020-2021	30/08/2020	08/11/2020	70	7
10	2021-2022	05/09/2021	20/11/2021	76	4
11	2022-2023	28/08/2022	26/11/2022*	90*	6

un día, de agosto y septiembre, y se deberían considerar migrantes.

Por otro lado, cuatro de estas seis patiamarillas juveniles solo aparecieron en su primer año de vida, sin registrarse en los posteriores, una se observó en su segundo invierno (Material suplementario, foto S6) y solo una regresó todos los años (tabla 2; Material suplementario, fotos S7-S11); además, mostró un comportamiento migratorio regular y ser una auténtica invernante en la región, con once invernadas consecutivas.

## Discusión

Únicamente se registraron patiamarillas «cantábricas» procedentes de la costa cantábrica oriental, donde se ubican las colonias vascas, y ninguna de las colonias de Asturias y Galicia en la costa occidental, donde también se realizan anillamientos

(Munilla 1997; Pérez *et al.* 2006). Si se considera que entre los años 2005 y 2021 se anillan en las diferentes colonias de cría en Gipuzkoa un total de 4.560 gaviotas, en Bizkaia se marcan 1.251 ejemplares y en Álava 17 individuos (Aranzadi 2022), las seis patiamarillas «cantábricas» observadas en Madrid suponen un porcentaje ínfimo, el 0,10 % del total, lo cual encajaría con su marcado sedentarismo (Arizaga *et al.* 2020). El reducido número de gaviotas de origen cantábrica observadas en Madrid no es debido a un sesgo en el esfuerzo de muestreo, ya que durante el mismo periodo y en los mismos lugares se han leído cientos de anillas de gaviotas sombrías cada temporada (datos propios). No obstante, además de estas seis gaviotas anilladas es muy probable que llegaran más individuos, como se ha indicado en función de su plumaje y estructura, que aumentarían la presencia anual de esta subespecie en la Comunidad de Madrid.

Además, todos los individuos correspondieron a gaviotas de primer año, que es la fracción poblacional más propensa a realizar desplazamientos de mayor distancia respecto a la colonia natal (Munilla 1997; Pérez *et al.* 2006; Arizaga *et al.* 2010), aunque más del 95 % de las aves marcadas como pollos no sale del área cantábrica y el 70 % de ellos no se aleja más de 50 km de sus colonias de origen (Arizaga *et al.* 2020). Y también está en línea con lo observado para la subespecie «mediterránea» en general (Martínez-Abraín *et al.* 2002; Galarza *et al.* 2012; Cuenca y Delgado 2014), y en Madrid en particular, donde predominan los jóvenes y aves de primer invierno (Juan *et al.* 2015).

Si se atiende al sedentarismo de estas poblaciones cantábricas, la llegada más probable al interior peninsular de esta subespecie estaría condicionada por dos factores principales:

1. La dispersión juvenil podría ser una de las causas de la llegada de ejemplares de esta edad, debido a la ausencia de una dirección definida. Estos registros excepcionales estarían en línea con los del valle del Ebro (Arizaga *et al.* 2015), la costa mediterránea (Arizaga *et al.* 2009) y otros puntos al oeste y norte de las colonias (Arizaga *et al.* 2020). Y también apoyada por el periodo fenológico del primer registro de cada ejemplar en Madrid.

2. Los arrastres debidos a la migración de gaviotas sombrías que siguen una ruta directa norte-sur (Konzack *et al.* 2019; Arizaga 2022) podría ser otro de los motivos de la llegada de las patiamarillas vascas, en detrimento de las colonias en la mitad oeste de la costa cántabro-atlántica, al no haber registros de aves asturianas y gallegas. Este efecto también se atribuye a las gaviotas argénteas que llegan a Madrid (Juan 2018).

Los cinco ejemplares juveniles que llegaron entre agosto y septiembre a la Comunidad de Madrid mostraron una fenología dispersiva muy concreta, que coincide con la primera mitad del periodo de migración postnupcial de gaviotas sombrías (datos propios). El número de gaviotas sombrías que migran e invernán en Madrid cada temporada son miles de ejemplares; así, durante la invernada 2020-2021 fue de 117.130 individuos invernantes (F. J. Cantos com. per.), mientras que la gaviota patiamarilla se considera un invernante escaso (Juan *et al.* 2015), y las «cantábricas» en particular serían muy raras.

Una vez que alcanzaron la zona centro peninsular, cuatro se comportaron como invernantes, probablemente por la fácil disposición de alimento en los vertederos y de zonas de descanso en los embalses y graveras, como hacen las abundantes gaviotas sombrías, al igual que ocurre con otras especies escasas también observadas como

las gaviotas argénteas, del Caspio y canas (*Larus canus*).

El hecho de registrarse solo una invernada de dos ejemplares (50% de los invernantes) y no en las posteriores estaría relacionado con la alta tasa de mortalidad de las gaviotas en su primer año de vida (Arizaga *et al.* 2020), y también en su carácter sedentario, más acentuado en subadultos y adultos (Arizaga *et al.* 2020). De los seis individuos registrados solo uno alcanzó la edad adulta Rojo (Blanco 6A5:G), y otro se observó como segundo invierno Rojo (Blanco R32:G), ambos vivos durante la preparación de este trabajo, y los otros cuatro (66,7%) aparentemente estarían muertos según su historial, y de acuerdo con la supervivencia descrita que se sitúa en torno al 50% (Arizaga *et al.* 2020).

La gaviota con anilla Rojo (Blanco 6A5:G), se comportó como un invernante regular en el centro de España, al registrarse once invernadas seguidas, alguna de ellas con numerosas observaciones en el parque Madrid Río, al que se mostró aquerenciada y donde descansó en el río Manzanares (tabla 2). Este individuo además mostró un patrón migratorio bastante estable en cuanto a la fecha de llegada, entre la última decena de agosto y la primera de septiembre; y no tanto en la de partida (tabla 2). Esta excepción al sedentarismo de la población cántabro-atlántica, especialmente de la fracción adulta en el País Vasco (Arizaga *et al.* 2020), representa un caso único

en la subespecie *lusitanus*, por su comportamiento migrador de corta distancia, muy bien documentado mediante el control de su anilla de lectura a distancia.

Resulta llamativo como redujo el periodo de estancia desde juvenil hasta inmaduro en su tercera invernada (rango: 248-173 días). En las ocho posteriores, ya como adulto, parece estabilizarse en torno a una media de 83 días. Además, su fenología migratoria fue similar a los adultos de patiamarilla «mediterránea» en Madrid con llegada entre agosto y septiembre, y abandono del área de invernada entre noviembre y enero (Juan *et al.* 2015). La fidelidad al área de invernada no se corresponde de igual modo con la colonia donde nació, al observarse solo una vez en junio de 2018. Por tanto, no muestra la alta tasa de filopatría descrita para esta subespecie (Delgado *et al.* 2021), y se desconoce dónde estuvo durante el periodo reproductor de acuerdo a su historial de vida. Respecto a la patiamarilla «cantábrica» con anilla Rojo (Blanco R32:G) se registró dos inviernos consecutivos y, al seguir con vida, podría convertirse en la segunda invernante regular en las próximas temporadas si se viera.

Si se considera la procedencia de las costas suratlánticas ibéricas, se registraron una gaviota adulta y tres jóvenes o de primer invierno anilladas en ese área y controladas en Madrid (Material suplementario, tabla S1, fotos S12 y S13). Cuando se observaron, estas tres últimas fueron identificadas como gaviotas

sombrías por su plumaje marrón oscuro en general, pero su anilla permitió la correcta identificación, tal como también indica Baggott (2022). Esta confusión en jóvenes anillados en la isla de Tarifa ocurrió a otros observadores (D. Cuenca com. pers.). Esto confirmaría la dificultad en la separación a nivel específico, y también a nivel subespecífico se produciría una situación compleja a tenor del solapamiento descrito por Baggott (2022) entre *L. m. michahellis* y *L. m. lusitanus*. Cabe esperar que los futuros estudios genéticos permitan precisar hasta dónde llega *L. m. lusitanus* por el suroeste de España.

Finalmente, la subespecie «mediterránea» está en un proceso de expansión hacia el norte por el interior peninsular, coloniza el valle del Ebro (Sampietro 2021) y llega hasta el sur de Cantabria, cerca de la costa cántabrica (Aldalur 2020). De ambas colonias se registraron individuos jóvenes marcados con anillas de lectura a distancia en Madrid (Material suplementario, tabla S2; foto S14). Ambos presentaron direcciones de dispersión juvenil diferentes y casi opuestas a las mayoritarias observadas en Madrid para la subespecie *L. m. michahellis* (Juan et al. 2015), tal vez afectadas por las mismas causas sugeridas antes para las patiamarillas «cántbricas» de la costa vasca.

El seguimiento continuado en los vertederos y otras áreas adecuadas para las gaviotas en Madrid permitirá registrar los efectos de los cambios que se produzcan en las colonias de

cría y en el comportamiento de las gaviotas gracias al anillamiento.

## Agradecimientos

A los responsables de las campañas de anillamiento por favorecer el estudio y seguimiento de esta subespecie. La Consejería de Medio Ambiente, Vivienda y Ordenación del Territorio de la Comunidad de Madrid facilitó los permisos necesarios para acceder a las instalaciones de los vertederos en Pinto y Colmenar Viejo hasta 2015, a partir de ahí, a la Mancomunidad de Municipios del Noroeste y a la Mancomunidad del Sur. A todos los observadores por comunicar las lecturas de anillas a los proyectos de anillamiento. Y a la Oficina de Anillamiento de Aranzadi por facilitar datos y los históricos actualizados de las gaviotas patiamarillas observadas en Madrid. A Carl D. Baggott por aportar bibliografía. Gracias a Juan Arizaga y a los editores por sus comentarios para mejorar la versión inicial.

## Bibliografía

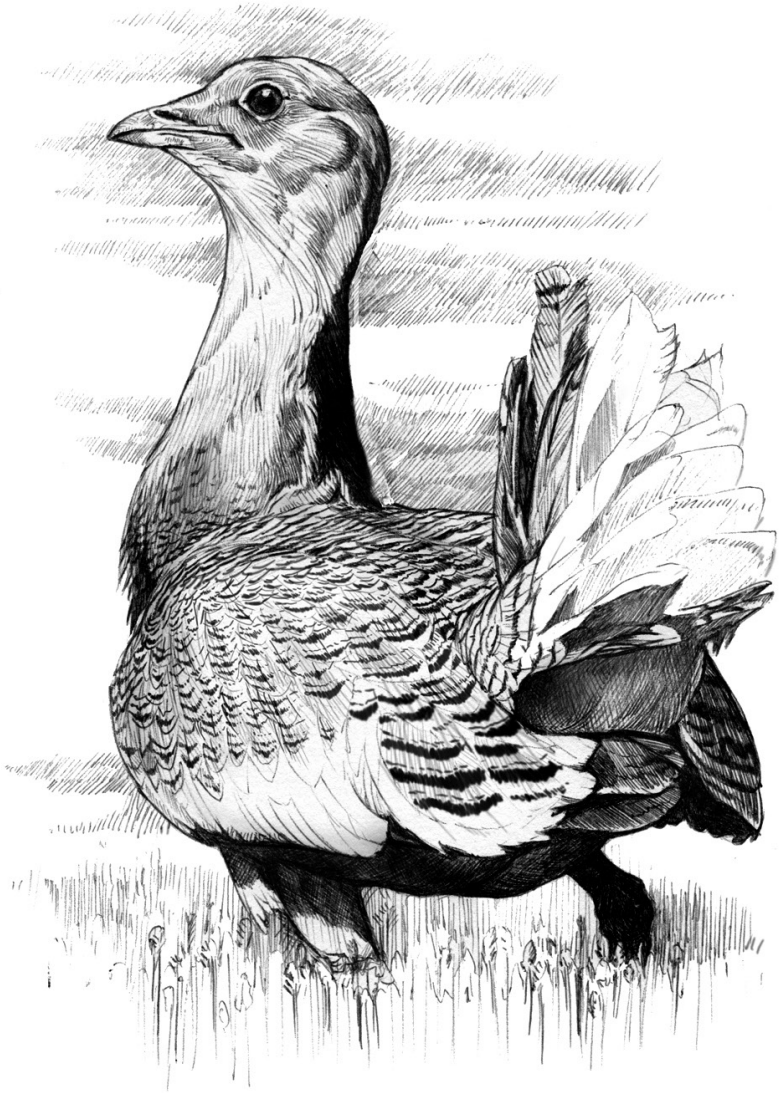
- Adriaens, P.; Alfrey, P.; Gibbins, C. y López-Velasco, D. 2020. Identification of Azores Gull. *Dutch Birding*, 42: 303-334.
- Adriaens, P.; Muusse, M.; Dubois, P. J. y Jiguet, F. 2022. *Gulls of Europe, North Africa and the Middle East: An Identification Guide*. Princeton University Press.
- Aldalur, A. 2020. *Balance sobre las campañas de anillamiento de gaviotas (2020) de Rumanía,*

- Azores, Canarias, País Vasco, embalse de Ebro y Zolina. <https://laruseus.blogspot.com/2020/08/balance-sobre-las-campanas-de.html>. (Consultado el 4/3/2022).
- Álvarez, C. M. 2016. Evolución visual del plumaje de gaviotas patiamarillas (*Larus michahellis lusitanicus*) asturianas. *Maresía, cuadernos de naturalistas cantábricos*, 11: 4-43.
- Aranzadi. 2022. *Banco de datos de la Oficina de Anillamiento de Aranzadi. Datos de anillamiento y recuperación*. Sociedad de Ciencias Aranzadi, ICO, EBD-CSIC, GOB y SOM. Donostia-San Sebastián.
- Arizaga, J. 2022. Lesser Black-backed Gull *Larus fuscus*. En: Spina, F.; Baillie, S. R.; Bairlein, F.; Fiedler, W. y Thorup, K. (Eds.). *The Eurasian African Bird Migration Atlas*. <https://migrationatlas.org.EURING/CMS>.
- Arizaga, J., Alda, F., Doadrio, I. y Herrero, A. 2006. *Análisis de la dispersión de la Gaviota Patiamarilla (Larus michahellis lusitanicus) en Gipuzkoa*. Inédito. Sociedad de Ciencias Aranzadi. [http://www.aranzadi-zientziak.org/fileadmin/webs/EAT/Html/docs/larmic\\_informe2006.pdf](http://www.aranzadi-zientziak.org/fileadmin/webs/EAT/Html/docs/larmic_informe2006.pdf)
- Arizaga, J., Herrero, A., Aldalur, A. 2009. Primera cita en el Mediterráneo de un ejemplar de Gaviota Patiamarilla (*Larus michahellis*) nacido en el Cantábrico. *Revista de Anillamiento*, 23: 6-9.
- Arizaga, J.; Herrero, A.; Aldalur, A.; Zorrozuza, N.; Delgado, S. y Laso, M. 2020. 15 años de anillamiento de gaviotas patiamarillas en Gipuzkoa. *Revista de Anillamiento*, 39: 38-55.
- Arizaga, J.; Aldalur, A.; Herrero, A. y Galicia, D. 2008. Sex differentiation of Yellow-legged Gull (*Larus michahellis lusitanicus*): the use of biometrics, bill morpho metrics and wing tip coloration. *Waterbirds*, 31: 211-219.
- Arizaga, J.; Herrero, A. y Aldalur, A. 2019. Seasonal pattern of plumage colour in Yellow-legged Gulls at Bay of Biscay, Spain. *Dutch Birding*, 41: 166-174.
- Arizaga, J.; Herrero, A.; Aldalur, A. y Cuadrado, J. F. 2015. Primeras observaciones de gaviotas patiamarillas *Larus michahellis* Naumann, 1840 de origen cantábrico en la cuenca del río Ebro. *Munibe*, 63: 155-162. Donostia/San Sebastián.
- Arizaga, J.; Herrero, A.; Galarza, A.; Hidalgo, J.; Aldalur, A.; Cuadrado, J. F. y Ocio, G. 2010. First year movements of Yellow-legged Gull (*Larus michahellis lusitanicus*) from the southeastern Bay of Biscay. *Waterbirds*, 33: 444-450.
- Baggott, C. D. 2022. Algarve, Portugal – a Yellow-legged Gull melting pot. *Dutch Birding*, 44: 247-261.
- Bermejo, A. y Mouriño, J. 2003. Gaviota Patiamarilla, *Larus cachinnans*. En: Martí, R. y Del Moral, J. C. (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España: 272-273*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- Bosch, M.; Pocino, N. y Carrera-Gallissà, E. 2019. Effects of age and

- culling on movements and dispersal rates of yellow-legged gulls (*Larus michahellis*) from a western mediterranean colony. *Waterbirds*, 42: 179-187.
- Cantos, F. J. y Serrano, M. 2009. Evolución de la invernada y fenología de las gaviotas reidora (*Larus ridibundus*) y sombría (*Larus fuscus*) en la Comunidad de Madrid. En: De la Puente, J.; Pérez-Tris, J.; Juan, M. y Bermejo, A. (ed.). *Anuario Ornitológico de Madrid 2007-2008*: 148-157. SEO-Monticola. Madrid.
- Carrera, E.; Monbailliu, X. y Torre, A. 1993. Ringing recoveries of Yellow-legged Gulls in northern Europe. En: Aguilar, J. S.; Monbailliu, X. y Paterson, A. M. (Eds.). *Estatus y conservación de aves marinas. Actas del II Simposio MEDMARAVIS*: 181-194. SEO-Madrid.
- Cuenca, D. y Delgado, D. 2014. La colonia de la Isla de Tarifa (*Larus michahellis*) de la Isla de Tarifa: evolución y dispersión postjuvenil. *Revista de la Sociedad Gaditana de Historia Natural*, 8: 5-10.
- Delgado, S.; Herrero, A.; Aldalur, A. y Arizaga, J. 2021 High philopatry rates of Yellow-legged Gulls in the southeastern part of the Bay of Biscay. *Avian Research*, 12: 36. <https://doi.org/10.1186/s40657-021-00271-8>.
- Galarza, A.; Herrero, A.; Domínguez, J. M.; Aldalur, A. y Arizaga, J. 2012. Movements of Mediterranean Yellow-legged Gulls *Larus michahellis* to the Bay of Biscay. *Ringling & Migration*, 27: 26-31.
- Harrison, P.; Perrow, M. y Larsson, H. 2021. *Seabirds. The New Identification Guide*. Lynx Edicions. Barcelona.
- Herrero, A.; Crespo, A. y Arizaga, J. 2011. Primera cita en el interior de España de gaviota patiamarilla *Larus michahellis* Naumann, 1840 nacida en el Cantábrico. *Munibe*, 59: 115-119. Donostia/San Sebastián.
- Juan, M. 2018. La gaviota argéntea (*Larus argentatus*) en Madrid: ampliación de su área de distribución invernal hacia el sur. En: Juan, M.; De la Torre, V. y Pérez-Granados, C. (ed.) *Anuario Ornitológico de Madrid 2015-2017*: 57-73. SEO-Monticola. Madrid.
- Juan, M.; González, D.; Marchamalo, J. y Ruiz, J. M. 2007. Fenología migratoria de la gaviota cabecinegra (*Larus melanocephalus*) en Madrid (centro de España). En: De la Puente, J.; Pérez-Tris, J.; Juan, M. y Bermejo, A. (ed.) *Anuario Ornitológico de Madrid 2006*: 24-39. SEO-Monticola. Madrid.
- Juan, M.; Martín, M. y De la Torre, V. (ed.) 2021. Lista sistemática. Gaviota patiamarilla *Larus michahellis*. *Anuario Ornitológico de Madrid 2019-2020*: 244-246. SEO-Monticola. Madrid.
- Juan, M.; Ruiz, J. M.; González, D. y Marchamalo, J. 2009. Fenología migratoria y estatus regional de las gaviotas escasas y raras en Madrid. En: De la Puente, J.; Pérez-Tris, J.; Juan, M. y Bermejo, A. (ed.) *Anuario Ornitológico de Madrid 2007-2008*: 26-53. SEO-Monticola. Madrid.

- Juan, M.; Ruiz, J. M.; González, D. y Marchamalo, J. 2015. ¿Migran las gaviotas patiamarillas *Larus michahellis* por el centro de España? En: De la Puente, J.; Juan, M. y Bermejo, A. (ed.) *Anuario Ornitológico de Madrid 2009-2010*: 23-48. SEO-Monticola. Madrid.
- Konzack, M.; Gijssbers, P.; Timmers, F. *et al.* 2019. Visual exploration of migration patterns in gull data. *Information Visualization*, 18 (1): 138-152.
- Martínez-Abraín, A., Oro, D., Cardà, J. y Del Señor, X. 2002. Movements of Yellow-legged Gull *Larus cachinnans michahellis* from two small Western Mediterranean colonies. *Atlantic Seabird*, 4; 101-108.
- Molina, B.; Arizaga, J. ; Barros, A. *et al.* 2022. Gaviota patiamarilla *Larus michahellis*. En: Molina, B.; Nebreda, A.; Muñoz, A. R.; Seoane, J.; Real, R.; Bustamante, J. y Del Moral J. C. *III Atlas de las aves en época de reproducción en España*. SEO/BirdLife. Madrid. <https://atlasaves.seo.org/ave/gaviota-patiamarilla/>.
- Munilla, I. 1997. Desplazamientos de la Gaviota Patiamarilla *Larus cachinnans* en poblaciones del norte de la Península Ibérica. *Ardeola*, 44: 19-28.
- Muntaner, J. 2005. *Resultados del marcado de Gaviota Patiamarilla (Larus michahellis) con anillas de lectura en las Illes Balears 2003-2004*. Actas V Congreso del GIAM. Gijón.
- Olsen, K. M. y Larsson, H. 2004. *Gulls of Europe, Asia and North America*. Helm Identification Guides. Londres.
- Paterson, A. M. 2002. *Aves marinas de la península Ibérica, Baleares y Canarias*. Edilesa. León.
- Pérez, I.; Fernández, X. X., y Álvarez, C. M. 2006. Análisis de recuperaciones de gaviota patiamarilla (*Larus michahellis lusitanicus*) anilladas con PVC en Asturias. En: *Actas de los VI Alcuentros Ornitológicos Asturianos*: 72-81. Coordinadora Ornitológica d' Asturias. Gijón.
- Pons, J. M.; Crochet, P. A.; They, M. y Bermejo, A. 2004. Geographical variation in the yellow legged gull: introgression or convergence from the herring gull? *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*, 42: 245-256.
- Sampietro F. J. 2021. Estatus reproductivo de la gaviota reidora (*Chroicocephalus ridibundus*) y la gaviota patiamarilla (*Larus michahellis*) en Aragón. Distribución actual. En: Rivas, J. L.; Sampietro, F. J. y Sanz, J. (Coord.). *Anuario Ornitológico de Aragón 2015-17 AODA vol. IX*. Asociación Anuario Ornitológico de Aragón-Rocín y Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón. Zaragoza. ■

**Recibido: 19/06/2022; Aceptado: 20/10/2022**





# Aumenta el riesgo de extinción de las aves esteparias en la Comunidad de Madrid

Carlos PALACÍN<sup>1,\*</sup> y Juan Carlos ALONSO<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Grupo de Investigación en Ecología y Conservación de Aves  
Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC

c/ José Gutiérrez Abascal 2. 28006 Madrid

\* cpalacin@mncn.csic.es

## Resumen

La comunidad de aves de ambientes agrícolas se encuentra en declive. El Catálogo Regional de Especies Amenazadas de la Comunidad de Madrid tiene una antigüedad de treinta años y no se actualiza desde entonces. Existe nueva información sobre el tamaño poblacional de siete especies características de los cultivos de secano madrileños, de forma que es posible revisar y actualizar su tendencia, calcular la tasa anual de crecimiento y evaluar la categoría de amenaza a escala regional. Los resultados obtenidos muestran que todas las especies evaluadas se encuentran en declive y que sus tasas anuales de crecimiento son muy negativas: desde un -9,8% para el aguilucho pálido hasta un -3,4% para el cernícalo primilla. La revisión del estado de conservación de estas especies, según las categorías de la UICN aplicadas a escala regional, indican que el aguilucho pálido, ganga ortega y carraca europea se encuentran «En Peligro Crítico» y se enfrentan a un riesgo de extinción extremadamente alto. El aguilucho cenizo, sisón común, avutarda euroasiática y cernícalo primilla se encuentran «En Peligro» y su riesgo de extinción es muy elevado. Es necesaria una nueva catalogación oficial de estas especies, así como establecer medidas de conservación efectivas urgentemente. La falta de actuación de la Comunidad de Madrid puede conducir a la extinción de las mismas y a la pérdida de especies emblemáticas de la biodiversidad regional.

## Palabras clave

Agricultura, categorías UICN, declive poblacional, peligro de extinción.

## Introducción

La comunidad de aves de ambientes agrícolas, también conocidas como aves esteparias, se encuentra en declive en la región mediterránea,

tanto a nivel estatal como europeo, y constituye el conjunto de especies de aves más amenazado debido a la intensificación agrícola desarrollada especialmente durante la última década (Traba y Morales 2019;

SEO/BirdLife 2021). El conocimiento sobre la evolución y el estado de sus poblaciones es imprescindible para evaluar apropiadamente sus grados de amenaza, niveles de protección y estrategias de gestión y conservación. Basándose en estos, los catálogos de especies amenazadas constituyen el instrumento mediante el cual se establecen las categorías de conservación a nivel regional o estatal.

El Real Decreto 556/2011 para el desarrollo del Inventario Español del Patrimonio Natural y la Biodiversidad insta a las administraciones competentes a la actualización de los catálogos de especies amenazadas cada cinco años. En el caso de la Comunidad de Madrid, el Catálogo Regional de Especies Amenazadas tiene una antigüedad de treinta años (Decreto 18/1992) y no se actualiza desde entonces. Se tiene constancia de que durante estas tres décadas la tendencia poblacional de muchas especies de aves esteparias es muy negativa, tanto a escala regional como estatal (Palacín y Alonso 2018). Además, la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad y la Ley 2/1991 para la Protección y Regulación de la Fauna y Flora Silvestres en la Comunidad de Madrid, obliga a la realización de los correspondientes planes de recuperación o de conservación de las especies catalogadas como en «En peligro de extinción», «Sensibles a la alteración de su hábitat» o «Vulnerables». En el caso de las aves de medios agrícolas nunca se ha

acometido la elaboración de estos planes. Por estos motivos, resulta urgente y necesaria la revisión de la catalogación de las aves esteparias en la Comunidad de Madrid.

La tendencia poblacional de varias especies de aves de ambientes agrícolas de la ZEPA 139 «Estepas cerealistas de los ríos Jarama y Henares» es evaluada en el periodo 2000-2015, y todas mostraron una tendencia decreciente. Sus disminuciones anuales fueron de -7,5% para el sisón común (*Tetrax tetrax*), -6,9% para el aguilucho cenizo (*Circus pygargus*) y -6,1% para la ganga ortega (*Pterocles orientalis*; Palacín y Alonso 2018). Desde entonces, existe nueva información sobre el tamaño poblacional de estas especies a escala regional, por lo que es posible abordar los siguientes objetivos: revisar y actualizar la tendencia poblacional, calcular la tasa anual de crecimiento y evaluar la categoría de amenaza.

## Métodos

Se revisó la tendencia poblacional de siete especies emblemáticas pertenecientes al grupo de aves esteparias en la Comunidad de Madrid. Para determinar la tendencia poblacional se consultaron informes técnicos y publicaciones científicas que describen sus poblaciones en el periodo 2003-2021.

El decrecimiento poblacional se evaluó mediante la tasa anual de crecimiento poblacional. Este parámetro es adecuado para comparar

el crecimiento de la población durante un período de tiempo limitado (Sibly y Hone 2002). Se utilizó la ecuación estándar que define el crecimiento exponencial:

$$N_{t+r} = N_t e^{rt}$$

Donde  $N_{t+r}$  es el tamaño de la población en el momento  $t+r$ ,  $N_t$  es el tamaño de la población en el momento  $t$ ,  $r$  es la tasa de crecimiento de la población (tasa intrínseca de aumento),  $t$  es el intervalo de tiempo entre los tamaños de población considerados para cada especie, y  $e$  es la base del logaritmo neperiano.

La evaluación de la categoría de amenaza de cada especie se realizó en función de los criterios fijados por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN 2012). Las categorías establecidas por la UICN son las siguientes: Extinto (EX), Extinto en Estado Silvestre (EW), En Peligro Crítico (CR), En Peligro (EN), Vulnerable (VU), Casi Amenazado (NT), Preocupación Menor (LC) y Datos Insuficientes (DD). Para más detalles sobre las categorías y criterios, consultar UICN (2012).

## Resultados y discusión

A continuación, se presenta la información por especie (tabla 1), ordenadas según la tasa de crecimiento anual (de mayor a menor decrecimiento) y la categoría de amenaza en la región, obtenida en función de los criterios de la UICN a escala regional (tabla 2).

### Aguilucho pálido (*Circus cyaneus*)

A finales de la década de los 90 se estima una población reproductora de 25-35 parejas en la Comunidad de Madrid, la cual se mantuvo hasta 2006 (Arroyo y García 2007). La reducción de la población comenzó en la década de 2000, e indica que la especie se encuentra en proceso de extinción en la región (Arroyo *et al.* 2019). En 2019 se estima una población de aguilucho pálido de 5-7 parejas, con cuatro parejas en la zona oeste y dos en la zona sur (Meijide y González 2021).

Entre 2006 y 2019 el declive de la población de aguilucho pálido fue del 80%. La tasa anual de crecimiento fue la más negativa, y alcanzó el -9,8%. La especie cumple con los requisitos para ser declarada «En Peligro Crítico» según los siguientes criterios de la UICN: (A4b) reducción del tamaño de la población, (C2ai) pequeño tamaño de la población y disminución continua, con menos de 50 individuos en cada subpoblación y (D) población muy pequeña con número de individuos maduros inferior a 50.

### Ganga ortega (*Pterocles orientalis*)

En el invierno 2005-2006 se censan 145 ortegas, distribuidas en las siguientes zonas: (a) Estremadura - Fuentidueña de Tajo: 75 individuos, (b) ZEPA de las Estepas Cerealistas de los ríos Jarama y Henares: 48 individuos, y (c) Villamanrique de Tajo - Villarejo de Salvanés: 22 individuos (Palacín *et al.* 2006). La situación de la ganga ortega en

**Tabla 1**

Listado de especies evaluadas, ordenadas en función del valor de la tasa anual de crecimiento (de mayor a menor descenso) en la Comunidad de Madrid.

Nombre común	Nombre científico	Periodo	Declive (%)	Tasa anual (%)
Aguilucho pálido	<i>Circus cyaneus</i>	2006-2019	80 %	-9,8
Ganga ortega	<i>Pterocles orientalis</i>	2005-2019	71 %	-8,9
Sisón común	<i>Tetrax tetrax</i>	2005-2016	59 %	-8,2
Carraca europea	<i>Coracias garrulus</i>	2003-2021	76 %	-7,9
Aguilucho cenizo	<i>Circus pygargus</i>	2008-2019	57 %	-7,7
Avutarda euroasiática	<i>Otis tarda</i>	2009-2021	40 %	-4,3
Cernicalo primilla	<i>Falco naumanni</i>	2007-2021	38 %	-3,4

**Tabla 2**

Catalogación de aves esteparias de la Comunidad de Madrid: (a) Catálogo Regional de Especies Amenazadas (Decreto 18/1992); (b) Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y Catálogo Español de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011); (c) Categoría de amenaza a nivel nacional según el *Libro Rojo de las Aves de España* (López-Jiménez 2021); y (d) Categoría de amenaza a nivel regional (presente estudio).

Nombre Común	(a) Catálogo Regional (1992)	(b) Listado y Catálogo Español (2011)	(c) Libro Rojo España (2021)	(d) Categoría Regional (2022)
Aguilucho pálido	Interés especial	Protección especial	En Peligro	En Peligro Crítico
Ganga ortega	Sensible*	Vulnerable	En Peligro	En Peligro Crítico
Carraca europea	Vulnerable	Protección especial	En Peligro	En Peligro Crítico
Aguilucho cenizo	Vulnerable	Vulnerable	Vulnerable	En Peligro
Sisón común	Sensible*	Vulnerable	En Peligro	En Peligro
Avutarda euroasiática	Sensible*	Protección especial	Vulnerable	En Peligro
Cernicalo primilla	En peligro de extinción	Protección especial	Vulnerable	En Peligro

\*Sensible a la alteración de su hábitat

Madrid es muy desfavorable, en declive continuado desde 2005, y con solo dos subpoblaciones marginales en el noreste y en el sureste de la comunidad autónoma. Los modelos de abundancia del último censo nacional estiman una población reproductora máxima de 42 aves, lo cual supone menos del 1% del total peninsular nacional (Mougeot *et al.* 2021).

Entre 2005 y 2019, se estima una reducción poblacional del 71 % y una tasa de crecimiento de -8,9 %.

Debido a un descenso superior al 70 % en un periodo inferior a tres generaciones (considerado en 20 años) y a la escasez y fragmentación poblacional, la especie cumple con los requisitos para ser declarada «En Peligro Crítico». Criterios UICN: (A4b) reducción del tamaño de la población, (C2ai) pequeño tamaño de la población y disminución, con menos de 50 individuos en cada subpoblación y (D) población muy pequeña con número de individuos maduros inferior a 50.

### Sisón común (*Tetrax tetrax*)

La población reproductora en 2016 se estima en 909 machos, observándose las mayores densidades en los sectores norte y sureste de la región (García de la Morena *et al.* 2006, 2018). El declive de los machos reproductores de sisón en la Comunidad de Madrid entre 2005 y 2016 es del 59%, al descender de 2.229 a 909 (García de la Morena *et al.* 2018) y la tasa anual de crecimiento del -8,2%. Anteriormente (periodo 2000-2013) se calcula una tasa de crecimiento anual para esta especie en la ZEPA 139 «Estepas cerealistas de los ríos Jarama y Henares» del -7,5% (Palacín y Alonso 2018). La población invernal de sisón en 2016 se estima en 522 individuos, distribuidos principalmente en el sur de la región, en los secanos de Torrejón de Velasco y en Aranjuez, donde se registra un bando de 220 ejemplares (García de la Morena *et al.* 2018). Esta última zona es en la que tradicionalmente se observan las mayores concentraciones de sisonos de Madrid: en el invierno 2005-2006 se detecta un bando mixto de sisón y ganga ibérica integrado por 450 sisonos y 200 gangas, que representa el bando más numeroso de ambas especies registrado hasta la fecha en Madrid (Palacín *et al.* 2006).

Según los criterios fijados por la UICN, la especie cumple con los requisitos para ser declarada «En Peligro»: (A4ac) reducción del tamaño de la población observada en el pasado donde las causas de la

reducción pudieron no haber cesado, (B1abiii) distribución geográfica inferior a 5.000 km<sup>2</sup>, población severamente fragmentada, declive continuado en extensión y calidad del hábitat y pequeño tamaño de la población, (C2ai) disminución continua observada y menos de 250 individuos maduros en cada subpoblación.

### Carraca europea (*Coracias garrulus*)

En 2003 se contabilizan 25 parejas reproductoras (F. Roviralta en Salgado 2018). En la temporada de reproducción de 2016 se censa la población de carraca y se comprueba la existencia de un núcleo poblacional formado por 12 parejas reproductoras en un valle compartido entre Madrid (Villamanta) y Toledo (Salgado 2018). Desde 2016 hasta 2021 la población madrileña se estabiliza en seis parejas (J. M. Traverso com. pers.). La carraca europea se ha extinguido en la mayor parte de la Comunidad de Madrid, debido principalmente a la intensificación agrícola (Salgado 2018).

Entre 2003 y 2021 se produjo un declive del 76% y la tasa anual de crecimiento fue del -7,9%. Debido a la disminución del área de distribución y al declive poblacional, la carraca cumple los criterios UICN para ser catalogada como «En Peligro Crítico»: (A2a, A4b) reducción del tamaño de la población, (B1b) distribución geográfica con extensión inferior a 100 km<sup>2</sup>, severamente fragmentada y en disminución, (C2ai) pequeño tamaño de la población y disminución con menos

de 50 individuos en cada subpoblación y (D) población muy pequeña o restringida: número de individuos maduros inferior a 50.

### **Aguilucho cenizo (*Circus pygargus*)**

La población en la Comunidad de Madrid se estima en 130-150 parejas en la década de los 90 (Arroyo y García 2007). En 2008 se estiman 89 parejas reproductoras y por entonces la situación ya era de regresión (GREFA 2008). El descenso es atribuido a la degradación del hábitat de reproducción, debido a un creciente grado de urbanización y molestias humanas, así como a la intensificación agrícola de la región (Arroyo *et al.* 2019). En 2019 se estima una población total de aguilucho cenizo de 32-38 parejas (Mejide y González 2021), distribuidas en la zona este de la región, con 28-34 parejas, y en la sur, con 5-7 parejas.

Entre 2008 y 2019 el declive de la población de aguilucho cenizo fue del 57% y la tasa anual de crecimiento del -7,7%. La especie cumple con los requisitos para ser declarada «En Peligro»; Criterio UICN: (C2ai) número de individuos maduros inferior a 250, disminución continua observada y menos de 50 individuos en cada subpoblación.

### **Avutarda euroasiática (*Otis tarda*)**

En 2006 el censo de la población madrileña es de 1.453 individuos (Alonso *et al.* 2006; De la Puente *et al.* 2007). En 2007, durante el periodo prenupcial, la población de avutardas de Madrid asciende a 1.537

individuos (Palacín 2007). En 2016 se censan 1.100 individuos, con solo 31 aves observadas en el Parque Regional del Sureste (Palacín y Alonso 2016; Juan *et al.* 2018). En 2019 el censo de avutardas en Madrid es de 1.013 individuos (Palacín y Alonso 2019). Actualmente, la población de avutardas de la Comunidad de Madrid representa el 4% del total nacional, estimado en 22.000-24.000 individuos (Palacín y Alonso 2021), y el 2,7% del total mundial, estimado en 31.000-36.000 (Alonso y Palacín 2022). Las avutardas madrileñas se encuentran en declive y su población alcanza valores inferiores a los del periodo 1998-2002 (Alonso *et al.* 2003).

Entre 2009 y 2021 se constató un declive del 40% y una tasa anual de crecimiento del -4,3%. Según los criterios fijados por la UICN, las avutardas madrileñas tienen un área de ocupación inferior a 500 km<sup>2</sup>, se encuentra severamente fragmentada (B2a), posee una población inferior a los 2.500 individuos maduros, una disminución superior al 20% en dos generaciones y subpoblaciones inferiores a los 250 individuos (C2ai). La especie cumple con los requisitos para ser declarada «En Peligro».

### **Cernícalo primilla (*Falco naumanni*)**

Durante la primera década del siglo XXI, la población de primillas en Madrid aumenta hasta 2007, en el que se registra el censo máximo de 330 parejas (De la Puente *et al.* 2009). Hasta 2014 la población se mantiene relativamente estable, y desde 2015 experimenta un fuerte

declive, con el mínimo poblacional registrado en 2018, en el que se censan 123-124 parejas, valores inferiores a los registrados en 1989 (GREFA 2021). Durante 2016 se detectan descensos de hasta el 60% en algunas colonias y tasa anual de crecimiento negativa, del -8,2%, en Navalcarnero y Pinto (González *et al.* 2020). En 2021 la población aumentó artificialmente, debido al reforzamiento poblacional de primillares en los que llegan a criar hasta 50 parejas, de forma que en este año se alcanzan las 205 parejas (GREFA 2021).

Entre 2007 y 2021 la población de cernícalo primilla disminuyó en un 38%. La tasa anual de crecimiento para este periodo fue del -3,4%. Según los criterios fijados por la UICN, la especie cumple con los requisitos para ser declarada «En Peligro»: (A4ac) reducción del tamaño de la población observada en el pasado donde las causas de la reducción pudieron no haber cesado o no ser reversibles, (B1abiii) distribución geográfica inferior a 5.000 km<sup>2</sup>, población severamente fragmentada y declive continuado en extensión y calidad del hábitat, y (C2ai) pequeño tamaño de la población, disminución continua observada y menos de 250 individuos en cada subpoblación.

El cernícalo primilla se encuentra incluido en la categoría de «En peligro de extinción» en el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de la Comunidad de Madrid (Decreto 18/1992). Esta catalogación obliga a la realización del correspondiente

Plan de Recuperación de la especie, pero dicho Plan no está aprobado. Por otra parte, es la única especie sobre la que se están aplicando medidas de gestión mediante el mantenimiento de primillares artificiales, colocación de nidales en colonias y reforzamiento de la población (GREFA 2021), que están atenuando la tasa de decrecimiento respecto a otras especies.

## Conclusiones

Todas las especies evaluadas tienen tendencia poblacional y tasa anual de crecimiento negativas (tabla 1). Las categorías de amenaza obtenidas a nivel regional indican que se encuentran entre las más elevadas de las consideradas por la UICN, si exceptuamos las ya extinguidas en la naturaleza. Las especies revisadas cumplen los criterios de evaluación de una las siguientes categorías de amenaza (tabla 2):

### (a) En Peligro Crítico

Aguilucho pálido, ganga ortega y carraca europea. Un taxón está «En Peligro Crítico» cuando la mejor evidencia disponible indica que cumple los criterios y se considera que se está enfrentando a un riesgo de extinción extremadamente alto en estado de vida silvestre. El riesgo de extinción de estas especies es muy grave a corto plazo si no se eliminan las causas del declive y se emprenden medidas inminentes de gestión y conservación. Es urgente su nueva catalogación y la elaboración de planes de conservación efectivos.

### **(b) En Peligro**

Aguilucho cenizo, sisón común, avutarda euroasiática y cernícalo primilla. Un taxón está «En Peligro» cuando la mejor evidencia disponible indica que cumple los criterios y se considera que se está enfrentando a un riesgo de extinción muy alto en estado de vida silvestre. El riesgo de extinción a medio plazo es alto si no se emprende un plan de conservación efectivo de forma inmediata.

Además de los problemas derivados de la intensificación agrícola, el hábitat de estas especies se encuentra gravemente amenazado en la Comunidad de Madrid, debido a los procesos de degradación de zonas rurales originados por urbanización, construcción de infraestructuras (Torres *et al.* 2011), actividades mineras, crecimiento demográfico, molestias humanas (Sastre *et al.* 2009) y mortalidad por colisión contra líneas eléctricas (Martín *et al.* 2007; Barrientos *et al.* 2012; Palacín *et al.* 2017). Más recientemente, debido a una deficiente planificación y evaluación ambiental, se están proyectando grandes instalaciones industriales de generación de energía eléctrica fotovoltaica en muchas de las áreas de campeo de las especies descritas (Palacín y Alonso 2021).

Los espacios protegidos (Zonas de Especial Protección para las Aves) y las medidas agroambientales derivadas de la Política Agraria Común (PAC) se han mostrado ineficaces para garantizar la conservación de estas especies (Palacín y Alonso 2018). Por este motivo,

es absolutamente imprescindible emprender un plan efectivo de conservación del hábitat en todas las zonas de distribución de las aves de medios agrícolas. En este sentido, ha sido recientemente aprobada la «Estrategia de conservación de aves amenazadas ligadas a medios agro-esteparios en España» (MITERD 2022), en la que se establecen los criterios orientadores y las directrices para la conservación de estas especies debido a su desfavorable estado de conservación.

Se deben establecer medidas urgentes de conservación, con una gestión eficiente y una planificación real, y asegurar los recursos materiales, económicos y humanos suficientes. Ante la desatención y falta de actuación, la Comunidad de Madrid se enfrenta en muy breve plazo de tiempo a la pérdida de importantes elementos faunísticos característicos de la región mediterránea, y con ello a una importante reducción de su biodiversidad.

### **Agradecimientos**

Gracias a los editores por las mejoras aportadas al manuscrito. A Chema Traverso y Unai Fuentes por la información facilitada sobre la carraca. Y a todos los que dedican su esfuerzo al estudio y conservación de las aves esteparias en la Comunidad de Madrid.



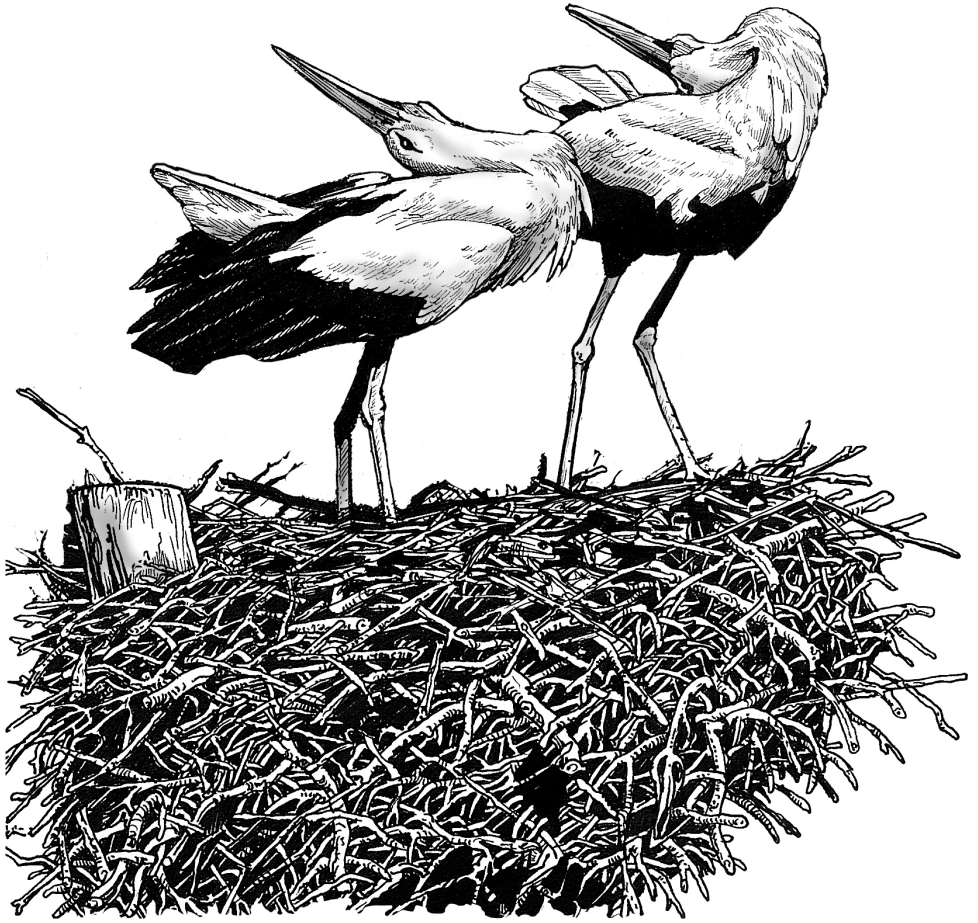
## Bibliografía

- Alonso, J. C.; Martín, C. A.; Palacín, C.; Magaña, M. y Martín, B. 2003. Distribution, size and recent trends of the great bustard *Otis tarda* population in Madrid region, Spain. *Ardeola*, 50: 21-29.
- Alonso, J. C.; Palacín, C.; Magaña, M. et al. 2006. *La población de avutardas de la Comunidad de Madrid: censo de individuos reproductores y productividad en el año 2006*. Informe técnico. MNCN-CSIC, Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Comunidad de Madrid.
- Alonso, J. C y Palacín, C. 2022. Alarming decline of the Great Bustard *Otis tarda* world population over the last two decades. *Bird Conservation International*, 32: 523-530.
- Arroyo, B. y García, J. 2007. *El aguilucho cenizo y el aguilucho pálido en España. Población en 2006 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Arroyo, B.; Molina, B. y Del Moral, J. C. 2019. *El aguilucho cenizo y el aguilucho pálido en España. Población reproductora en 2017 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Barrientos, R.; Ponce, C.; Palacín, C. et al. 2012. Wire marking results in a small but significant reduction in avian mortality at power lines: a BACI designed. *PLoS One* 7 (3), e32569.
- De la Puente, J.; Pérez-Tris, J.; Juan, M. y Bermejo, A. (ed.). 2007. Lista Sistemática. Avutarda común (*Otis tarda*). *Anuario Ornitológico de Madrid 2006*: 132-133. SEO-Monticola. Madrid.
- De la Puente, J.; Pérez-Tris, J.; Juan, M. y Bermejo, A. (ed.) 2009. Lista Sistemática. Cernícalo primilla (*Falco naumanni*). *Anuario Ornitológico de Madrid 2007-2008*: 220. SEO-Monticola. Madrid.
- García de la Morena, E. L.; Bota, G.; Ponjoan, A. y Morales, M. B. 2006. *El sisón común en España. I censo Nacional (2005)*. SEO/BirdLife. Madrid.
- García de la Morena, E. L.; Bota, G.; Mañosa, S. y Morales, M. B. 2018. *El sisón común en España. II Censo Nacional (2016)*. SEO/BirdLife. Madrid.
- González, J. L.; Herrera, J. y Pérez, M. 2020. El cernícalo primilla en Madrid: 62-69. En: Bustamante, J.; Molina, B. y Del Moral, J. C. (ed.). *El cernícalo primilla en España, población reproductora en 2016-18 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.
- GREFA 2008. Evolución de las poblaciones más importantes de aguilucho cenizo y pálido en la Comunidad de Madrid. Póster presentado en el X Congreso del Grupo Ibérico de Aguiluchos. El Bonillo, Albacete, octubre de 2008.
- GREFA 2021. *En 2021 más de 2.200 pollos de cernícalo primilla nacieron en las colonias mantenidas por GREFA en silos y primillares*. [https://www.grefa.org/noticias/94-notas-de-prensa/3903-nota-de-prensa-en-2021-m%C3%A1s-de-2-200-](https://www.grefa.org/noticias/94-notas-de-prensa/3903-nota-de-prensa-en-2021-m%C3%A1s-de-2-200)

- pollos-de-cern %C3 %ADca-lo-primilla-nacieron-en-las-colonias-mantenidas-por-grefa-en-silos-y-primillares.html
- Juan, M.; De la Torre, V. y Pérez-Granados, C. (ed.). 2018. Lista Sistemática. Avutarda común (*Otis tarda*). *Anuario Ornitológico de Madrid 2015-2017*: 192. SEO-Monticola. Madrid.
- López-Jimenez, N. (ed.). 2021. *Libro Rojo de las Aves de España*. SEO/BirdLife. Madrid. <https://seo.org/wp-content/uploads/2021/12/Libro-Rojo-de-las-Aves-de-Espana-2021.pdf>
- Martín, C. A.; Alonso, J. C.; Alonso, J. A. *et al.* 2007. Sex-biased juvenile survival in a bird with extreme size dimorphism, the great bustard *Otis tarda*. *Journal of Avian Biology*, 38: 335–346.
- Mejjide, A. y González, J. L. 2021. Población nidificante de aguiluchos cenizo (*Circus pygargus*) y pálido (*Circus cyaneus*) en la Comunidad de Madrid y campaña de salvamento en 2019. En: Juan, M.; Martín, M. y De la Torre, V. (ed.) *Anuario Ornitológico de Madrid 2019-2020*: 123-131. SEO-Monticola. Madrid.
- MITERD 2022. *Estrategia de conservación de aves amenazadas ligadas a medios agro-esteparios en España*. Madrid. <https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/publicaciones/pbl-fauna-flora-estrategias-esteparias.aspx>
- Mougeot, F.; Fernández-Tizón, M.; Tarjuelo, R.; Benítez-López, A. y Jiménez, J. 2021. *La ganga ibérica y la ganga ortega en España, población reproductora en 2019 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Palacín, C. 2007. *Comportamiento migratorio de la avutarda común en la península ibérica*. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid. <https://eprints.ucm.es/id/eprint/54171/>
- Palacín, C. y Alonso, J. C. 2016. Censo de avutarda común (*Otis tarda*) en el año 2016. En: Alonso, J. C. y Palacín, C. (coord.). *Censo de avutarda común y revisión bibliográfica de presencia de Ganga Ortega, Ganga Ibérica y Carraca Europea en la Comunidad de Madrid. Año 2016*. Informe técnico. MNCN-CSIC, Comunidad de Madrid.
- Palacín, C. y Alonso, J. C. 2018. Failure of EU Biodiversity Strategy in Mediterranean farmland protected areas. *Journal for Nature Conservation*, 42: 62–66.
- Palacín, C.; Alonso, J. C.; Martín, C.A. y Alonso, J. A. 2017. Changes in bird migration patterns associated to human induced mortality. *Conservation Biology*, 31: 106-115.
- Palacín, C. y Alonso, J. C. 2019. *Censo y distribución de la avutarda euroasiática (Otis tarda) en la Comunidad de Madrid. Año 2019*. Informe técnico. Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC, SEO/BirdLife. Madrid
- Palacín, C. y Alonso, J. C. 2021. Avutarda euroasiática, *Otis*

- tarda*. En: López-Jimenez, N. (ed.). *Libro Rojo de las Aves de España: 754-759* SEO/BirdLife. Madrid. <https://seo.org/wp-content/uploads/2021/12/Libro-Rojo-de-las-Aves-de-Espana-2021.pdf>
- Palacín, C.; Martín, C. A.; Martín, B.; Ponce, C. y Sastre, P. 2006. Abundancia y distribución invernal de la ganga ortega (*Pterocles orientalis*) y la ganga ibérica (*Pterocles alchata*) en la Comunidad de Madrid. En: De la Puente, J.; Pérez-Tris, J.; Juan, M. y Bermejo, A. (ed.) *Anuario Ornitológico de Madrid 2005*: 68-75. SEO-Monticola, Madrid.
- Salgado, I. 2018. Estado de conservación de la carraca europea (*Coracias garrulus*) en la Comunidad de Madrid: En peligro de extinción. En: Juan, M.; De la Torre, V. y Pérez-Granados, C. (ed.) 2018. *Anuario Ornitológico de Madrid 2015-2017*: 97-108. SEO-Monticola, Madrid.
- Sastre, P.; Ponce, C.; Palacín, C.; Martín, C. A. y Alonso, J. C. 2009. Disturbances to great bustards (*Otis tarda*) in central Spain: Human activities, bird responses and management implications. *European Journal of Wildlife Research*, 55: 425-432.
- SEO/BirdLife 2021. *Programas de Seguimiento y grupos de trabajo de SEO/BirdLife 2020*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Sibly, R. M. y Hone, J. 2002. Population growth rate and its determinants: An overview. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 357: 1153-1170.
- Torres, A.; Palacín, C.; Seoane, J. y Alonso, J. C. 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: 2223-2232.
- Traba, J. y Morales, M. B. 2019. The decline of farmland birds in Spain is strongly associated to the loss of fallowland. *Scientific Reports*, 9, 9473. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-45854-0>
- UICN. 2012. *Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1. Segunda edición*. Gland, Suiza. <https://www.iucn.org/es/resources/publicacion/categorias-y-criterios-de-la-lista-roja-de-la-uicn-version-31-segunda-edicion> ■

**Recibido: 21/02/2022; Aceptado: 21/09/2022**



# Censo de la población reproductora de cigüeña blanca (*Ciconia ciconia*) en la Comunidad de Madrid 2021

**Alejandro LÓPEZ-GARCÍA\* y José I. AGUIRRE**

Departamento de Biodiversidad, Ecología y Evolución. Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Complutense de Madrid. c/ José Antonio Nováis 12, 28040 Madrid

\*alejlo01@ucm.es

## Introducción

La cigüeña blanca (*Ciconia ciconia*) es una de las especies más ampliamente estudiadas por su asociación con ambientes antrópicos y su fácil identificación y popularidad, que la convierten en un candidato ideal para estudios que cuenten con participación de ciencia ciudadana. Así lo atestiguan los seis censos nacionales, los múltiples censos regionales y las diversas publicaciones llevadas a cabo en España (Bernis 1981; Lázaro *et al.* 1986; SEO/Birdlife 1995; Aguirre y Atienza 2002; Prieto 2002; Molina y Del Moral 2005; Barbarín *et al.* 2021).

Las poblaciones europeas de cigüeña blanca sufren un marcado declive desde el comienzo de la segunda mitad del siglo XX (Bernis 1981; Barlein 1991) y que, en España, se materializa en mínimos históricos en el IV censo internacional de 1984 (Lázaro *et al.* 1986). Como resultado de estos estudios se toman medidas de protección para esta

especie que, unidas al creciente uso de vertederos como fuentes de alimentación, llevan al crecimiento de la especie en la década siguiente y a su recuperación a principios del siglo XXI (Schulz 1999; Tortosa *et al.* 2002; Masseurin-Challet *et al.* 2006). La Comunidad de Madrid no es una excepción a esta tendencia generalizada, pasa de un mínimo de 215 parejas en 1984, a 582 en 1994 y 1.221 en 2004 (Lázaro *et al.* 1986; SEO/Birdlife 1995; Molina y Del Moral 2005).

La cigüeña blanca está incluida en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011) y catalogada como «Vulnerable» en el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de la Comunidad de Madrid (Decreto 18/1992). Sin embargo, se desconoce la situación actual de esta especie en España puesto que no se ha realizado el VII Censo Internacional en 2014, a diferencia de otros países europeos, como Alemania, Francia, Países Bajos, Polonia y Suiza entre otros

(Thomsen *et al.* 2017; Wuczyński *et al.* 2021).

Por tanto, se hace necesaria una actualización de la información de la población reproductora de esta especie en la Comunidad de Madrid, especialmente tras el comienzo de la aplicación de la normativa en el cambio de entrada y gestión del tratamiento de los residuos en los vertederos en la región, de acuerdo a la legislación europea (European Directive 1999/31/EC, European Directive 2018/850/EC), como es el reciente caso de Alcalá de Henares, y el número de permisos para la retirada de nidos e instalación de medidas disuasorias, concedidos desde el último censo regional de 2004.

En este estudio se presentan los resultados obtenidos en el censo de la población reproductora de cigüeña blanca en la Comunidad de Madrid en 2021, con el objetivo principal de evaluar su evolución desde 2004.

## Metodología

Para este censo se siguió la metodología de observación directa de los nidos definida en los tres últimos censos de 1994, 2001 y 2004 (Schulz 1999; Aguirre y Atienza 2002; Molina y Del Moral 2005; Aguirre y Vergara 2009), y se prospectó la totalidad del territorio de la Comunidad de Madrid.

Siempre que fue posible se realizaron al menos tres visitas para

determinar el número de volantones: una primera visita durante la segunda quincena de marzo o primera quincena de abril, una segunda visita durante el mes de mayo, y una tercera visita en junio, idealmente en la primera quincena. De no ser posible realizar las tres visitas, se optó por realizar las dos primeras.

En aquellas zonas o fincas donde sólo se pudo realizar una única visita por restricciones de acceso o cuestiones logísticas, esta se realizó durante la segunda quincena de abril o el mes de mayo con el objetivo de poder confirmar que se trataba de individuos reproductores. Esta metodología aporta más de un 90% de precisión a la hora de determinar la ocupación de los nidos (Aguirre y Vergara 2009).

En cada visita se anotaron las coordenadas del nido (punto GPS), el término municipal, el substrato de nidificación (construcción humana, árbol, tendido eléctrico, poste *ad hoc*, silo u otro), el estado del nido, la presencia o ausencia de adultos, el comportamiento de los adultos (de pie, echados, con pollos) y el número de pollos.

Se determinaron como coloniales a todos aquellos nidos separados por una distancia menor de 500 metros entre ellos.

Debido al gran número de participantes en este tipo de estudios y el uso extendido de los teléfonos móviles, se optó por diseñar un

cuestionario adaptado a este censo en la aplicación ZamiaDroid (<http://biodiver.bio.ub.es/zamiaDroid>) para recoger los datos.

Además, con el fin de comparar los datos obtenidos en censos anteriores, se utilizaron esos mismos parámetros reproductivos (Schulz 1999) definidos como:

- Número de parejas que ocupan nido (HPa): nidos en los que se observa al menos un adulto en cualquiera de las dos visitas.
- Número de parejas con pollos volantones (HPm): incluimos todos los nidos que tuviesen pollos a partir del 10 de mayo, con al menos 30 días de edad.
- Número de parejas que ocupan un nido, pero sin volantones (HPo).
- Número de parejas con éxito reproductivo desconocido (HPx): nidos ocupados de los que no se pudo realizar un seguimiento o no se pudo visitar entre mediados de mayo y principios de junio.
- Número total de volantones en la Comunidad de Madrid (JZG).
- Productividad total (JZa): número de pollos totales (JZG) dividido entre el número de nidos con reproducción constatada.  

$$JZa = JZG / (HPa - HPx)$$
- Productividad parcial (JZm): número de pollos totales en la región dividido entre el número de parejas con pollos volantones.  

$$JZm = JZG / HPm$$
- Densidad de nidos en la región (StD): número de nidos ocupados por cada 100 km<sup>2</sup>.

Para las estimas de los parámetros reproductivos se consideró el número máximo de nidos con algún signo de ocupación en al menos una visita.

Todas las observaciones se realizaron siempre a una distancia prudencial para evitar interferir en la conducta normal de la especie, y se contó con los permisos pertinentes y de acuerdo a la normativa vigente.

## Resultados y discusión

### Tamaño poblacional

Este censo arrojó una cifra de 2.327 nidos ocupados. Este valor podría ser algo menor, de 2.176 nidos, si descartamos aquellos de ocupación dudosa puesto que sólo se pudo realizar una única visita sin signos de reproducción (p. ej. adulto echado o pollos), y los que se retiraron entre visitas una vez constatada la ocupación.

Sin embargo, el número potencial de nidos ocupados podría ser ligeramente mayor debido a que la Consejería de Medio Ambiente, Vivienda y Agricultura confirmó que serían más de 150 los nidos retirados por cuestiones de seguridad, principalmente en tendidos eléctricos durante esta temporada (A. López-García com. pers.), de los cuáles al menos un tercio se habrían retirado en periodo reproductor.

Por ello, la población reproductora de cigüeña blanca en la Comunidad de Madrid se establece entre 2.176 y 2.327 parejas, siendo la mayor cifra hasta ahora registrada para esta

región (Molina y Del Moral 2005; Aguirre y Vergara 2009).

### Distribución de la población

En este estudio se confirmó la reproducción de cigüeña blanca en 107 municipios madrileños, más de la mitad de los nidos se concentraron en tan sólo siete municipios (tabla 1). En el otro extremo, 45 de

los 107 municipios (42%) tan sólo registró una pareja reproductora. La mayor colonia se registró entre los municipios de Soto del Real y Colmenar Viejo y estuvo formada por 212 parejas reproductoras. En la ciudad de Madrid destacó la colonia del parque Casa de Campo que englobó más del 80% de los nidos de este municipio.

**Tabla 1**

Número de nidos por municipio. Se encontraron nidos de cigüeña blanca en un total de 107 municipios de la Comunidad de Madrid en 2021.

Municipio	Nidos	Municipio	Nidos	Municipio	Nidos
Soto del Real	290	Aranjuez	10	Canencia	1
Colmenar Viejo	253	Los Molinos	10	Casarrubuelos	1
Getafe	222	San Sebastián de los Reyes	10	Cenicientos	1
Alcalá de Henares	129	Pinto	9	Cobeña	1
Guadalix de la Sierra	122	Villa del Prado	9	Colmenar del Arroyo	1
Manzanares El Real	115	Garganta de los Montes	8	Colmenarejo	1
Madrid	105	Gascones	7	Cubas de la Sagra	1
Arganda del Rey	87	Brunete	6	Daganzo de Arriba	1
Boadilla del Monte	78	Moralzarzal	5	El Álamo	1
El Boalo	71	Villavieja del Lozoya	5	El Vellón	1
Rivas - Vaciamadrid	69	Cercedilla	4	Fresnedillas de la Oliva	1
San Martín de la Vega	66	Valdemoro	4	Fresno de Torote	1
El Escorial	50	Chapinería	3	Griñón	1
San Lorenzo de El Escorial	48	Galapagar	3	Horcajo de la Sierra - Aoslos	1
Ciempozuelos	45	Majadahonda	3	Hoyo de Manzanares	1
San Fernando de Henares	39	Mejorada del Campo	3	Humanes de Madrid	1
Fuente el Saz de Jarama	36	Parla	3	La Cabrera	1
Pinilla del Valle	34	Torrejón de Ardoz	3	Lozoyuela-Navas-Sieteiglesias	1
Guadarrama	32	Torrejón de Velasco	3	Miraflores de la Sierra	1
Buitrago del Lozoya	28	Algete	2	Montejo de la Sierra	1
Velilla de San Antonio	28	Becerril de la Sierra	2	Moraleja de En medio	1
Meco	19	Collado Villalba	2	Navacerrada	1
Valdetorres de Jarama	19	La Serna del Monte	2	Navalafuente	1
Alameda del Valle	18	Las Rozas de Madrid	2	Navalcarnero	1
Rascafría	18	Navarredonda y San Mamés	2	Quijorna	1
Lozoya	16	Navas del Rey	2	Ribatejada	1
Torrelaguna	16	Valdeolmos - Alalpardo	2	Rozas de Puerto Real	1
Gargantilla del Lozoya		Ajalvir	1	San Martín de Valdeiglesias	1
y Pinilla de Buitrago	15	Aldea del Fresno	1	Serranillos del Valle	1
Valdemorillo	15	Alpedrete	1	Sevilla la Nueva	1
San Agustín del Guadalix	14	Arroyomolinos	1	Torreemocha de Jarama	1
Titulcia	14	Braojos	1	Valdepiélagos	1
Pedrezuela	13	Bustarviejo	1	Villamanta	1
Piñuécar - Gandullas	12	Cabanillas de la Sierra	1	Villamantilla	1
Paracuellos de Jarama	11	Cadalso de los Vidrios	1	Villaviciosa de Odón	1
Tres Cantos	11	Camarma de Esteruelas	1	Zarzalejo	1



La densidad de nidos en la Comunidad de Madrid prácticamente se duplicó desde el último censo, 29,0 pp/100 km<sup>2</sup> en 2021 frente a 15,7 pp/100 km<sup>2</sup> en 2004 (Molina y Del Moral 2005).

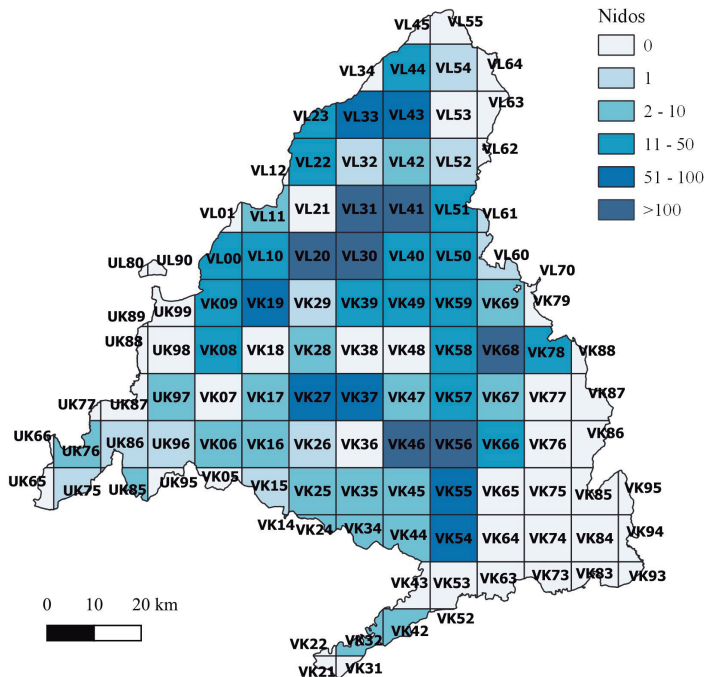
Por tanto, se confirma una vez más la fuerte agregabilidad de esta especie en esta región, con un 95% de nidos coloniales respecto del total censado.

El incremento en el número de nidos se tradujo en siete nuevas cuadrículas UTM de 10x10 km en las que

se registraron nidos ocupados con respecto al censo de 2004 (UK96, VK25, VK28, VK32, VK34, VK49 y VL52), aunque dejó de observarse nidos ocupados en tres cuadrículas en las que se detectaron parejas en 2004 (VK43, VK65 y VL21). Siguió sin reproducirse en el sector suroeste de la Comunidad de Madrid (figura 1).

### Parámetros reproductivos

Se contabilizaron 2.729 pollos de 1.182 nidos. El número de pollos por nido varió de cero a cinco en la región, con una productividad total



**Figura 1**

Distribución de la población reproductora de cigüeña blanca en la Comunidad de Madrid en 2021. Se representa el número de nidos por cuadrículas UTM 10x10 km en un gradiente de tonos azules y se representa el código de cada cuadrícula UTM en negrita.

**Tabla 2**

Comparación de los parámetros poblacionales y reproductivos de los últimos cuatro censos llevados a cabo en la Comunidad de Madrid (Lázaro *et. al* 1986; SEO/BirdLife 1995; Aguirre y Atienza 2002; Molina y Del Moral 2005) y el censo actual. HPa, Número de nidos ocupados; HPm, Número de parejas con pollos volantones; HPo, Número de parejas que fallan en la cría; HPx, Número de parejas en las que se desconoce el éxito reproductivo; JZG, Número total de volantones en la Comunidad de Madrid; JZa, Productividad total; JZm, Productividad parcial.

Parámetros reproductivos	1984	1994	2001	2004	2021
<b>HPa</b>	215	582	916	1.221	2.327
<b>HPm</b>	88	446	688	680	1.182
<b>HPo</b>	13	85	169	82	250
<b>HPx</b>	114	51	59	459	895
<b>JZG</b>	177	1.014	1.720	1.419	2.729
<b>JZa</b>	2,01	1,70	1,90	1,86	1,91
<b>JZm</b>	2,36	2,30	2,50	2,06	2,31

(JZa) de 1,91 volantones por nido. El éxito reproductor fue de 2,31 pollos por nido, similar al encontrado en censos anteriores y algo superior al del último (tabla 2).

Un 82% de las parejas de cigüeña que se observaron criando (HPa-HPx) sacaron adelante al menos un pollo este año.

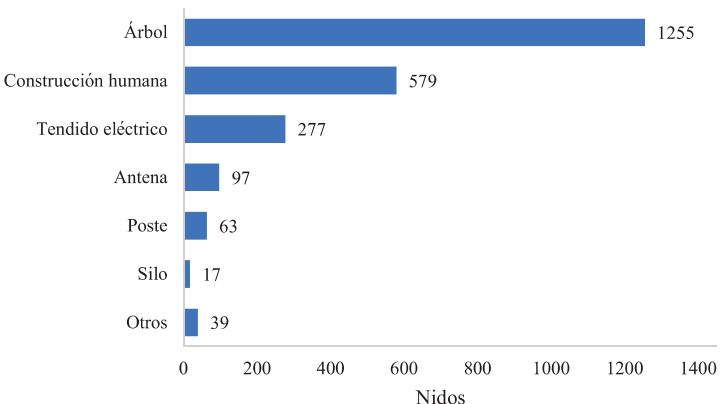
### Nidotópica

Más de la mitad de los nidos (54%) se ubicaron en árboles mientras

que un 43% se ubicó en sustratos no naturales (figura 2). Cambia por tanto la tendencia que había hasta ahora de disminución de nidos en sustrato natural frente a sustrato no natural: 47% en árboles en 2001 (Aguirre y Atienza 2002) y 43% en árboles en 2004 (Molina y Del Moral 2005). La preferencia por los árboles como lugares de nidificación posiblemente se deba al incremento de medidas disuasorias y nidos retirados en sustratos no naturales como edificios, apoyos

**Figura 2**

Número de nidos de cigüeña blanca en función del tipo del sustrato de nidificación en la Comunidad de Madrid en 2021.



de tendidos eléctricos y antenas de telefonía (Maricato *et al.* 2016).

Se incrementó el número de nidos en antenas de telefonía móvil y ya supuso un 4% del total frente al 2,5% en 2001 (Aguirre y Atienza 2002), casi duplicó a los nidos en poste *ad hoc* (2,7%) y quintuplicó a los nidos en silo (0,7%; figura 2).

Cabe resaltar que el número de nidos en tendidos eléctricos sería sustancialmente más alto de no ser por la continua retirada de los mismos en estas infraestructuras debido al riesgo de interrupciones del suministro eléctrico o de incendio.

La categoría «Otros» engloba nidos en vallas publicitarias, farolas, grúas o vehículos abandonados; y muestra la versatilidad de esta especie para criar.

## Conclusión

Los resultados del censo muestran que la evolución de la especie ha sido positiva, casi duplicó la población reproductora de hace 17 años (tabla 2). Este fuerte crecimiento se asocia habitualmente al uso de vertederos, que lleva consigo un incremento en el número y tamaño de los huevos, así como un incremento en el número de pollos y mejor condición corporal de los mismos, un incremento en la supervivencia de los juveniles al reducir o eliminar la migración transahariana y los costes asociados a la misma (Tortosa *et al.* 2002; Djerdali *et al.* 2008, 2016; Pineda-Pampliega *et*

*al.* 2021). Sin ir más lejos, es curioso observar que los ochos municipios con mayor número de nidos (tabla 1), se encuentran en las proximidades de los principales vertederos de la Comunidad de Madrid (vertederos de Colmenar Viejo, Alcalá de Henares y Madrid ciudad). Además, la alimentación en los vertederos induce el acortamiento, o incluso, la supresión de la migración de esta especie transahariana, reduce los costes asociados a este comportamiento e incrementa la supervivencia juvenil (Rotics *et al.* 2017; Bécares *et al.* 2019; Cheng *et al.* 2019).

Si bien el seguimiento de determinadas colonias en Madrid señala la disminución en el crecimiento de sus efectivos (Prieto 2002, datos propios), es difícil saber si la población se encuentra cerca de su estabilización o si ya se estabilizó con los datos que disponemos.

La productividad total y parcial fue similar a la de los censos anteriores (tabla 2), lo que apoya el buen estado de la población actual.

No obstante, la población reproductora no creció al mismo ritmo que en el periodo comprendido entre 1984-2004 (tabla 2). Posiblemente esto se deba a que en 1984 la población partía de una situación de declive, por lo que el crecimiento potencial de la especie era mayor debido a una menor competencia intraespecífica y mayor disponibilidad de nicho y al mayor apoyo de la sociedad (Ave del año en 1992, campañas para postes

de nidificación artificiales, etc.). Actualmente, aunque el estado poblacional de esta especie parece asegurado, se enfrenta a una serie de amenazas potenciales que deben tenerse en cuenta. La dependencia de los vertederos como fuente de alimentación hace que los cambios en su gestión indicados por la normativa europea puedan provocar la falta de accesibilidad a este recurso por parte de las aves. La deficiencia en la calidad de los alimentos recibidos por parte de los pollos que proceden de los vertederos puede hacer también que la aparente buena condición a corto plazo se traduzca en disminución de la supervivencia a medio y largo plazo (Peris 2003; López-García *et al.* 2021; Pineda-Pampliega *et al.* 2021). A esta situación se une el riesgo de colisión contra las líneas de alta tensión y la degradación o desaparición de áreas de alimentación naturales, debido fundamentalmente a la intensificación agrícola (Garrido y Fernández-Cruz 2003; Tobolka 2014; Moreira *et al.* 2017; Orłowski *et al.* 2019; Marcelino *et al.* 2021). Además, parecen incrementarse los conflictos de esta especie con el ser humano.

Unas densidades más altas, pueden también provocar un aumento en los conflictos de esta especie con el ser humano.

Finalmente, pese a la buena situación de la especie en esta región, existe la necesidad de realizar un seguimiento periódico de dicha población con el fin de analizar los efectos del cierre de vertederos y

los cambios de gestión de los residuos, como el de Alcalá de Henares. Esperamos que, a diferencia de este censo, que se realizó de forma altruista, las administraciones públicas competentes y otras entidades relevantes tengan a bien financiar y apoyar el censo nacional decenal, que se realizó hasta 2004, y no pudo realizarse en 2014 en España y que consideramos imprescindible que se realice en 2024.

## Equipo de trabajo

### Coordinación:

Alejandro López García y José Ignacio Aguirre de Miguel.

### Equipo de censo:

ANAPRI (Asociación Naturalista Primilla, coordinador: José Antonio Matesanz García), Agentes Forestales de la Comunidad de Madrid (coordinador: Miguel Higuera Ortega), ASBioGetafe (responsable: Cristian García Bravo), Daniel Díaz Díaz (Centro de Gestión del Parque Regional de la Cuenca Alta del Manzanares), Miguel Antón Bartolomé, Marta Arostegui, Estibaliz Bazán Martín, Megam Geordana Calderón Luque, Aida Calvo Torralbo, Raúl Contreras Martín, Laura Del Río Castellano, Paula García González, Loreto García Román, Rodrigo Gimeno Martínez, Irene Hernández Téllez, Paula Hernández Casado, Borja Hernández Quijada, Miriam Herrero Torres, Álvaro Iglesias Donoso, Rubén Justo Álvarez, Emelia López, Sergio Mazarro Zafra, Patricia Morales Rioja, Alicia Olano

Chicharro, Elizabeth Olague, Aitor Ortube Forero, Laura Osorio Fernández, Juan Prieto Martín (Colectivo Ciconia de Alcalá de Henares), Almudena Puente Serrano, Ana Victoria Regalado Martín, Irene Rodríguez, Max Ruiz, Carlos Talabante Ramírez, Richard Williams.

## Agradecimientos

Agradecemos a todas las personas allegadas y anónimas que nos han hecho llegar cualquier información acerca de los nidos de cigüeña de forma totalmente desinteresada. Además, queremos agradecer y destacar la importancia de la colaboración de los propietarios y personal de diversas fincas para la elaboración de este censo y del técnico de medioambiente de Mejorada del Campo que nos atendió en sus oficinas.

## Bibliografía

- Aguirre, J. I. y Atienza, J. C. 2002. Censo de la población reproductora de Cigüeña Blanca (*Ciconia ciconia*) en la Comunidad de Madrid. Año 2001. En: Bermejo, A.; De la Puente, J. y Seoane, J. (ed.) *Anuario Ornitológico de Madrid 2001*: 114-125. SEO-Monticola. Madrid.
- Aguirre, J. I. y Vergara, P. 2009. Census methods for White stork (*Ciconia ciconia*): Bias in sampling effort related to the frequency and date of nest visits. *Journal of Ornithology*, 150: 147-153.
- Barbarín, J. M.; Alonso, D.; Arizaga, J. *et al.* 2021. Breeding population trends and recent changes in the nesting behaviour of the White Stork *Ciconia ciconia* L., 1758 in Navarre, north of Spain. *Munibe Ciencias Naturales*, 69: 7-20.
- Barlein, F. 1991. Population studies of white storks (*Ciconia ciconia*) in Europe. En: Perrins, C.; Lebreton J. D. y Hiron, R. (ed.) *Bird population studies: Relevance to conservation and Management*: 207-229. Oxford University Press, Oxford.
- Bécares, J.; Blas, J.; López-López, P. *et al.* 2019. *Migración y ecología espacial de la cigüeña blanca en España, Monografía*. SEO/Bird-Life, Madrid.
- Bernis, F. 1981. *La población de cigüeñas españolas. Estudios y tablas de censos, período 1948-1974*. Cátedra de Zoología de vertebrados, Universidad Complutense, Madrid.
- Cheng, Y.; Fiedler, W.; Wikelski, M. y Flack, A. 2019, «Closer-to-home» strategy benefits juvenile survival in a long-distance migratory bird. *Ecology and Evolution*, 9: 8945-8952.
- Djerdali, S.; Guerrero-Casado, J. y Tortosa, F. S. 2016. Food from dumps increases the reproductive value of last laid eggs in the White Stork *Ciconia ciconia*. *Bird Study*, 3657: 1-8.
- Djerdali, S.; Tortosa, F. S.; Hillstrom, L. y Doumandji, S. 2008. Food supply and external cues limit the clutch size and hatchability in the White Stork *Ciconia ciconia*. *Acta Ornithologica*, 43: 145-150.

- Garrido, J. R. y Fernández-Cruz, M. 2003. Effects of Power Lines on a White Stork *Ciconia ciconia* population in central Spain. *Ardeola*, 50: 191-200.
- Lázaro, E.; Chozas, P. y Fernández-Cruz, M. 1986. Demografía de la cigüeña blanca (*Ciconia ciconia*) en España. Censo Nacional de 1984. *Ardeola*, 33: 131-169.
- López-García, A.; Sanz-Aguilar, A. y Aguirre, J. I. 2021. The trade-offs of foraging at landfills: Landfill use enhances hatching success but decrease the juvenile survival of their offspring on white storks (*Ciconia ciconia*). *Science of the Total Environment*, 778: 146217.
- Marcelino, J.; Moreira, F.; Franco, A. M. A. et al. 2021 Flight altitudes of a soaring bird suggest landfill sites as power line collision hotspots. *Journal of Environmental Management*, 294: 113149.
- Maricato, L.; Faria, R.; Madeira, V. et al. 2016. White stork risk mitigation in high voltage electric distribution networks. *Ecological Engineering*, 91: 212-220.
- Massemin-Challet, S.; Gendner, J. P.; Samtmann, S. et al, 2006. The effect of migration strategy and food availability on White Stork *Ciconia ciconia* breeding success. *Ibis*, 148: 503-508.
- Molina, B. y Del Moral, J. C. 2005. *La cigüeña blanca en España. VI Censo de Internacional (2004)*. SEO/Birdlife, Madrid.
- Moreira, F.; Encarnação, V.; Rosa, G. et al, 2017. Wired: Impacts of increasing power line use by a growing bird population. *Environmental Research Letters*, 12: 024019.
- Orłowski, G.; Karg, J.; Jerzak, L. et al. 2019 Linking land cover satellite data with dietary variation and reproductive output in an opportunistic forager: Arable land use can boost an ontogenetic trophic bottleneck in the White Stork *Ciconia ciconia*. *Science of the Total Environment*, 646: 491-502.
- Peris, S. J. 2003 Feeding in urban refuse dumps: ingestion of plastic objects by the White Stork (*Ciconia ciconia*). *Ardeola*, 50: 81-84.
- Pineda-Pampliega, J.; Ramiro, Y.; Herrera-Dueñas, A. et al, 2021. A multidisciplinary approach to the evaluation of the effects of foraging on landfills on white stork nestlings. *Science of the Total Environment*, 775: 145197.
- Prieto, J. 2002. *Las Cigüeñas de Alcalá*. Escuela Taller de Medio Ambiente Albardín, Madrid, Alcalá de Henares.
- Rotics, S.; Turjeman, S.; Kaatz, M. et al, 2017. Wintering in Europe instead of Africa enhances juvenile survival in a long-distance migrant. *Animal Behaviour*, 126: 79-88.
- Schulz, H. 1999. The world population of the White Stork (*Ciconia ciconia*). En: Schulz, H. (ed.) *White Storks on the up? Proc. International Symposium on the White Stork*, NABU: 351-365. Bonn. Hamburg.
- SEO/Birdlife 1995. *V Censo Nacional de Cigüeña Blanca 1994*. SEO/Birdlife. Madrid.

- Thomsen, K.-M.; Kaatz, C.; Kaatz, M. y Ludwig, B. 2017. Verbreitung und Bestand. En: Kaatz, C.; Wallschläger, D.; Dziwiaty, K. y Eggers, U. (ed.). *Der Weißstorch *Ciconia ciconia**. NBB 682: 148-205. Magdeburg: Verlags K.G. Wolf.
- Tobolka, M. 2014. Importance of juvenile mortality in birds' population: Early post-fledging mortality and causes of death in white stork *Ciconia ciconia*. *Polish Journal of Ecology*, 62: 807-813.
- Tortosa, F. S.; Caballero, J. M. y Reyes-López, J. 2002. Effect of rubbish dumps on breeding success in the White stork in Southern Spain. *Waterbirds*, 25: 39-43.
- Wuczyński, A.; Krogulec, G.; Jakubiec, Z. *et al*, 2021. Population size and spatial distribution of the white stork *Ciconia ciconia* in Poland in 1958 with insights into long-term trends in regional and global population. *European Zoological Journal*, 88: 525-539. ■

**Recibido: 24/02/2022; Aceptado: 01/04/2022**





# La cigüeña negra (*Ciconia nigra*) en el embalse de El Pardo (Madrid) en los años 2020 y 2021

**José Antonio MATESANZ**

Asociación Naturalista Primilla (ANAPRI)  
ctra. Hoyo de Manzanares 16, 28770 Colmenar Viejo (Madrid)

anapri@hotmail.es

La cigüeña negra (*Ciconia nigra*) está catalogada como «Vulnerable» en el *Libro Rojo de las Aves de España* (López-Jiménez 2021) y en la Comunidad de Madrid como «En Peligro de extinción» (Decreto 18/1992, de 26 de marzo), en donde se censan cinco parejas en 2020 (Consejería de Medio Ambiente, Vivienda y Agricultura 2022) y siete en 2021 (Moreno 2022). Sin embargo, la cigüeña negra se observa en Madrid principalmente en migración activa, ya que se encuentra a lo largo del eje medio de su ruta migratoria occidental por la península ibérica (Madroño *et al.* 1992; De la Puente *et al.* 1997; Cano-Alonso 2013; Juan *et al.* 2021).

El presente trabajo muestra los resultados del conteo de cigüeña negra realizado en el embalse de El Pardo durante los años 2020 y 2021, desde el final de la etapa reproductora, durante su concentración postreproductora y en la migración postnupcial, dando continuidad al seguimiento realizado durante cinco años e iniciado en 2015.

El estudio se realizó en la cola del embalse de El Pardo, que pertenece al municipio de Madrid. La metodología empleada fue la de años anteriores (Matesanz *et al.* 2020) y en una época similar, desde la tercera decena de junio hasta la última de octubre, para registrar movimientos del final del periodo reproductivo, postreproductivos y de la migración postnupcial o postreproductiva (Cano-Alonso 2013). En el bienio 2020-2021 se realizó desde una hasta tres visitas por decena, de una duración de unas tres horas al atardecer, excepto en la segunda y tercera decena de septiembre. Para un seguimiento más continuo de la migración postnupcial durante la segunda quincena de este mes la visita fue diaria. El conteo de cigüeñas negras se efectuó desde una estación fija en el cerro Marmota (40° 36' 31" N, 3° 48' 14" O), con buena visibilidad sobre el área estudio, situada al norte del embalse y fuera del vallado perimetral del Monte de El Pardo. Se utilizó un telescopio terrestre (20-60x) debido a la distancia entre el punto de observación y los diferentes puntos

del cauce del río Manzanares, que osciló entre los 500 y 1.500 m, de modo que no se generaron molestias a las aves.

Se calculó la media decenal, mediante la división del número de individuos observados en cada decena por el número de muestreos realizados en esos diez días, para obtener una visión más general de la fenología de las concentraciones postreproductivas, premigratorias y migratorias, y para comparar los resultados con los obtenidos en años anteriores (Matesanz *et al.* 2020; Matesanz 2021).

En el año 2020 se realizaron 32 muestreos de los que dos resultaron negativos, y en 2021 el esfuerzo fue aún mayor, con 35 conteos de los que tres resultaron negativos. En total, en 2020 se contabilizaron 360 cigüeñas negras, con los bandos más numerosos de 24 individuos el 20 y el 25 de septiembre, mientras que en 2021 se contaron 184 aves (tabla 1), cifra ostensiblemente inferior pues resulta prácticamente la mitad, con tres jornadas más de conteo. Y el número máximo de cigüeñas por bando fue de 24 individuos, que coincidió con el año anterior, pero

el 21 de septiembre. A la vista de estos resultados, y teniendo en cuenta que en censos anteriores el máximo número de individuos es de 165 en 2018 (Matesanz *et al.* 2020), se podría interpretar que 2020 fue un año excepcional en la presencia de cigüeñas negras en el embalse de El Pardo (tabla 1).

El comportamiento de las cigüeñas negras observadas fue de aves posadas durante el tiempo de conteo diario, bien en reposo o en actitud de alimentarse en el cauce del río; en ningún caso se constató la migración activa de aves en vuelo. Al caer la tarde se observó el agrupamiento de los individuos en zonas más abiertas o en pequeñas islas de sedimentos en el río. Se desconoce si entrada la noche se mantuvieron descansando hasta el día siguiente o se produjeron desplazamientos de corto alcance hacia dormideros.

Al analizar ambos años, el tamaño promedio de bando en 2020 fue de 12,0 individuos (desviación estándar = 6,8) y en 2021 de 5,8 individuos (desviación estándar = 4,6), frente a los datos del quinquenio 2015-2019 cuando el bando medio fue de 7,2 ejemplares (desviación

**Tabla 1**  
 Conteo de individuos de cigüeña negra durante los periodos de concentración postreproductiva y migración postnupcial de 2020 y 2021 en el embalse de El Pardo (Madrid).

Año	Mes	Junio					Julio					Agosto					Septiembre					
2020	Día	27	4	11	18	25	1	8	15	21	29	30	6	12							16	17
	Nº ind.	6	7	8	11	15	12	11	15	14	13	11	13	12							16	5
2021	Día	26	3	10	18	24	1	7	15	22	24		1	5	12	13	14	15	16	17		
	Nº ind.	11	3	4	4	9	1	7	16	0	7		5	4	2	2	4	10	4	6		

estándar = 7,6). Esto nos indica de nuevo que 2020 fue un año excepcional también por el tamaño de los bandos o cantidad de cigüeñas observadas cada día de conteo, al ser más del doble que en 2021, y el 39,9% superior al registrado los cinco años anteriores. Y si comparamos 2021 respecto al quinquenio inicial, los conteos fueron 25,4% inferiores en este año (tabla 2), a pesar de dedicar más esfuerzo de seguimiento que en el periodo 2015-2019. Aunque se desconoce la sedimentación

que podrían realizar algunos individuos, dado que no se dispuso de datos de ejemplares marcados, todo apunta a una mayor concentración postreproductiva

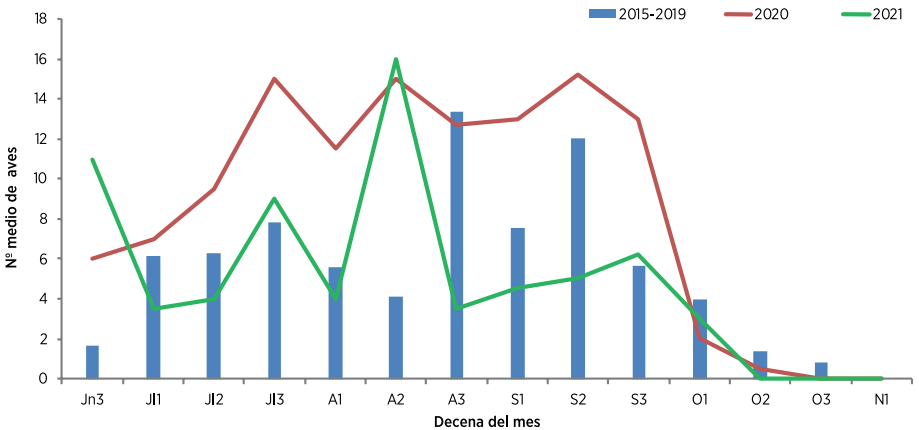
**Tabla 2**

Comparativa entre el quinquenio previo 2015-2019 y los años del presente trabajo 2020 y 2021 para el número medio de cigüeñas por bando, su desviación estándar y la variación porcentual respecto a periodo 2015-2019.

Periodo	2015-2019	2020	2021
Tamaño promedio bando	7,2	12,0	5,8
Desviación estándar	7,6	6,8	4,6
Incremento en porcentaje		39,9%	-25,4%

**Figura 1**

Evolución de la media decenal de cigüeñas negras contadas durante los periodos de concentración postreproductiva y de migración postnupcial (tercera decena de junio hasta primera decena de noviembre) en el periodo 2015-2019 (promedio de los cinco años) y en 2020 y 2021 en el embalse de El Pardo (Madrid). El mes se indica con la primera letra, dos en el caso de junio y julio; la decena, en orden cronológico, se expresa en números.



Septiembre										Octubre				Total			
18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	4	11	18	26	32
14	20	24	22	22	20	20	24	10	3	3	3	3	2	1	0	0	360
18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	3	10	17	23	35
6	9	2	24	4	6	6	3	2	1	2	7	7	5	1	0	0	184

de cigüeñas ibéricas de junio a primeros de agosto, y una mayor migración postnupcial de cigüeñas extraibéricas desde mediados de agosto hasta final de octubre de 2020 (tabla 1 y figura 1).

Desde un punto de vista fenológico, en 2020 se registró una presencia alta de cigüeñas negras entre junio y la segunda decena de agosto (figura 1), muy superior a la de años previos. Esta presencia elevada podría corresponder a ejemplares reproductores de la sierra cercana, población flotante no reproductora y jóvenes volantes, así como a aves ibéricas en concentración premigratoria (Cano-Alonso 2013; Matesanz *et al.* 2020). Este año 2020 contrasta mucho con la presencia testimonial observada en 2019 (Matesanz 2021) y también fue superior al considerar el periodo 2015-2019 (figura 1). Esta variación interanual podría relacionarse con un repunte de la población en la Comunidad de Madrid al pasar de 2 parejas con éxito reproductor y 4 pollos volados en 2019 a 4 parejas y 12 pollos volados en 2020 (Consejería de Medio Ambiente, Vivienda y Agricultura 2022).

De igual modo, al considerar el mismo periodo de 2021, en el primer muestreo de este año, en la última decena de junio, se produjo el mayor número de toda la serie histórica, si bien, en las siguientes decenas de mes fueron similares al quinquenio inicial (figura 1). Esto haría pensar en cierta estabilidad interanual de

las cigüeñas ibéricas que utilizaron el embalse en esta época, a pesar de las fuertes fluctuaciones en 2019 y 2020, y del aumento registrado hasta las 7 parejas reproductoras y 15 cigotinos volados en 2021 en la Comunidad de Madrid (Moreno 2022). Por otro lado, los pollos equipados con emisor GPS (Fernández 2021), 3 en 2020 y 5 en 2021 no pasaron por el embalse de El Pardo (A. Álvarez com. pers.), y los 3 jóvenes introducidos en la zona de estudio en 2021 (GREFA 2021) no se detectaron por el equipo de censo porque no estuvieron en el área concreta de los conteos (J. J. Iglesias, com. pers.), por tanto la procedencia de las cigüeñas negras observadas durante junio y julio sigue siendo una incógnita.

Al seguir con la comparación fenológica, se observa que en la segunda decena de agosto se registró el máximo de este mes tanto en 2020 como en 2021, cuando en el quinquenio anterior correspondió a la tercera decena de agosto (figura 1). Tal vez se podría hablar de un adelanto del paso postnupcial, que no excluye al repunte habitual de la segunda decena de septiembre (figura 1), originado por el paso migratorio de aves extraibéricas.

Durante 2020 y 2021 se realizó un mayor esfuerzo de muestreo respecto al quinquenio anterior pasando, de las 15- 23 visitas por año, a las 32 y 35 respectivamente de bienio estudiado; y se debió especialmente por el conteo

diario en la segunda quincena de septiembre (tabla 1). Se eligió así por coincidir con la fase de máxima migración a través de España (Madroño *et al.* 1992; Traverso 1999; Velasco y Torralvo 2002, Urcun 2003; Moreno-Opo *et al.* 2009). Al cotejar ambas quincenas se observa que en 2020 se contaron 209 cigüeñas negras mientras que en idéntico periodo de 2021 sumaron 89 individuos. Esta diferencia de 120 cigüeñas, a pesar de los individuos que pudieran estar sedimentados, y que podría afectar por igual a los dos años, es difícil de interpretar, pero podría apuntar a que 2020 fuera un año de cría excelente en la población reproductora extraibérica en Europa occidental, y también podría estar influido por la escasa actividad humana derivada de las restricciones establecidas por la pandemia.

Los datos obtenidos a lo largo de estos siete años, 2015-2021, han mostrado que los conteos de cigüeñas negras en el embalse de El Pardo resaltan su importancia para esta especie en el ámbito ibérico, desde los primeros datos aportados para el bienio 1976-77 (González y Sánchez 1978), al ser uno de los primeros humedales que encuentra en su migración postnupcial hacia el suroeste peninsular y antes de cruzar a África. Y, a falta de datos precisos de aves marcadas, tal vez también como área de reposo premigratorio para la pequeña población reproductora y/o inmadura de la Comunidad de Madrid.

## Equipo de trabajo

### Coordinación:

José Antonio Matesanz.

### Equipo de censo:

Agustín Criado, Ana Muñoz, Ángeles Sacedón, Ángel Martínez, Arsenio González, César Bartolomé, Eduardo Ramírez, Elena Merino, Elena Rivera, Emilio Civantos, Enrique Pérez, Enrique Rodríguez-Salinas, Esther Matesanz, Fabián Luján, Fernando Pérez, Isabel López, Jacquelín López, Javier Castrillo, José Llopis, Juan Godoy, Juan José García, Manuel Almendariz, Noelia del Riego, Nuria Marugán, Óscar de la Torre, Paco Olivares, Paco Pérez, Pedro Juan Sanz, Pedro Luis Matesanz, Rafael Gómez, Raquel Bocca, Ricardo Roderó, Rosa Martín, Samuel de la Torre, Silvia Ayora y Víctor Matesanz.

## Agradecimientos

Al resto de socios de ANAPRI por el continuado apoyo, al comité editorial, por su ánimo e ímpetu para plasmar los datos del cuaderno de campo en este artículo, y a Miguel Juan por las mejoras para enriquecer el manuscrito.

## Bibliografía

Cano-Alonso, L. S. 2013. *Biología y conservación de la cigüeña negra «Ciconia nigra» en la Península ibérica*. Tesis doctoral. Universidad Complutense de Madrid. <https://eprints.ucm.es/20798/1/T34391.pdf>

- Consejería de Medio Ambiente, Vivienda y Agricultura. 2022. *Diagnóstico Ambiental 2021 de la Comunidad de Madrid*: 298-299. Comunidad de Madrid. [https://www.comunidad.madrid/sites/default/files/doc/medio-ambiente/diagnostico\\_medioambiental\\_2020.pdf](https://www.comunidad.madrid/sites/default/files/doc/medio-ambiente/diagnostico_medioambiental_2020.pdf)
- De la Puente, J.; Bermejo, A. y Seoane, J. (ed.) 1997. Lista Sistemática. Cigüeña negra (*Ciconia nigra*). *Anuario Ornitológico de Madrid 1996*: 90. SEO-Monticola. Madrid.
- Fernández, J. 2021. La Complutense participa en el programa de conservación de la cigüeña negra en la Comunidad de Madrid. <https://tribuna.ucm.es/news/la-complutense-participa-en-el-programa-de-conservacion-de-la-ciguenena-negra-en-la-comunidad-de-madrid>. (Consultado el 18/09/2022).
- González, L. M. y Sánchez, F. 1978. Migración de la Cigüeña Negra por el Pardo (Madrid). *Ardeola*, 24: 209-211.
- GREFA 2021. *GREFA y la Comunidad de Madrid liberan tres cigüeñas negras criadas en cautividad y marcadas con GPS*. <https://www.grefa.org/noticias/94-notas-de-prensa/3846-nota-de-prensa-grefa-y-la-comunidad-de-madrid-liberan-3-ciguenas-negras-criadas-en-cautividad.html>
- Juan, M.; Martín, M. y De la Torre, V. (ed.) 2021. Lista Sistemática. Cigüeña negra (*Ciconia nigra*). *Anuario Ornitológico de Madrid 2019-2020*: 187-188. SEO-Monticola. Madrid.
- López-Jimenez, N. (ed.). 2021. *Libro Rojo de las Aves de España*. SEO/BirdLife. Madrid. <https://seo.org/wp-content/uploads/2021/12/Libro-Rojo-de-las-Aves-de-Espana-2021.pdf>
- Madroño, A.; Palacios, C. J. y De Juana, E. 1992. La Migración de la cigüeña negra *Ciconia nigra* a través de España peninsular. *Ardeola*, 39: 9-13.
- Matesanz, J. A.; De la Torre, V. y Juan, M. 2020. Seguimiento de la migración postnupcial de la cigüeña negra (*Ciconia nigra*) en el embalse de El Pardo (Madrid). En: Juan, M.; De la Torre, V. y Pérez-Granados, C. (ed.). *Anuario Ornitológico de Madrid 2018*: 39-52. SEO-Monticola. Madrid.
- Matesanz, J. A. 2021. La cigüeña negra (*Ciconia nigra*) en el embalse de El Pardo (Madrid) en 2019. En: Juan, M.; Martín, M. y De la Torre, V. (ed.). *Anuario Ornitológico de Madrid 2019-2020*: 133-137. SEO-Monticola. Madrid.
- Moreno, A. 2022. La presencia de cigüeña negra se duplica en la región. <https://www.madridactual.es/7831528-la-presencia-de-ciguenena-negra-se-duplica-en-madrid-gracias-a-los-trabajos-de-recuperacion-y-a-la-colaboracion-ciudadana>. (Consultado el 18/09/2022).
- Moreno-Opo, R.; Arredondo, A.; Soria, C. *et al.* 2009. La cigüeña negra (*Ciconia nigra*) en concentraciones postnupciales y migratorias ibéricas: Fenología, actividad y estructura de edades. *Ecología*, 22: 127-134.
- Traverso, J. M. 1999. Evolución de la población de cigüeña negra

(*Ciconia nigra*) en la Comunidad de Madrid en el periodo 1989-1998. En: De la Puente, J.; Bermejo, A. y Seoane, J. (ed.) *Anuario Ornitológico de Madrid 1998*: 54-63. SEO-Montícola. Madrid.

Urcun, J. P. 2003. The autumn migration of the black stork *Ciconia nigra* through the Pyrenees. *Aves*, 40 (1-4): 140-154.

Velasco, T. y Torralvo, C. A. 2002. El paso migratorio de la cigüeña negra (*Ciconia nigra*) en los humedales de la zona norte manchega. En: Torralvo, C. A. (ed.) *Anuario Ornitológico de Ciudad Real 1995-2001*: 19-26. SEO-Ciudad Real. Ciudad Real. ■

**Recibido: 13/09/2022; Aceptado: 20/10/2022**





# Declive y extinción local de la población de ganga ortega (*Pterocles orientalis*) en la Comunidad de Madrid

Carlos PALACÍN<sup>1,\*</sup> y Carlos A. MARTÍN<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Grupo de Investigación en Ecología y Conservación de Aves

Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC. c/ José Gutiérrez Abascal 2. 28006 Madrid

<sup>2</sup> Departamento de Biodiversidad, Ecología y Evolución Facultad de Ciencias Biológicas.

Universidad Complutense de Madrid. c/ José Antonio Novás 12. 28040 Madrid

\* cpalacin@mncn.csic.es

## Resumen

La población de ganga ortega contabilizada en la Comunidad de Madrid en el invierno de 2021/2022 fue de 44 aves, distribuidas en tan solo dos áreas de la región: en el sureste (Estremera-Fuentidueña de Tajo) y el noroeste (Valdetorres de Jarama-Talamanca de Jarama). Entre 2005 y 2021 la población invernal se ha reducido en torno a un 70%. Se ha constatado su desaparición en la mayor parte de las áreas de distribución conocidas. En 20 cuadrículas de 100 km<sup>2</sup> se han registrado extinciones locales de la especie en las tres últimas décadas. Debido al descenso, a la escasez y a la fragmentación poblacional, la especie cumple con los criterios para ser declarada «En Peligro Crítico» a nivel regional. La situación actual es muy grave y existe un evidente riesgo de extinción si no se revierte su acusado declive poblacional y se emprenden medidas de conservación y de gestión adecuadas a corto plazo.

## Palabras clave

Aves agro-esteparias, categoría UICN, extinción local, declive poblacional.

## Introducción

La ganga ortega (*Pterocles orientalis*) es una especie catalogada «En Peligro» en Europa (BirdLife International 2021), y sus principales poblaciones se encuentran en la península ibérica (Benítez-López y Palacín 2020). Teniendo en cuenta los criterios de la Unión Internacional para la Conservación de la

Naturaleza (UICN 2012), en España peninsular también está reconocida como «En Peligro» debido a la disminución estimada superior al 50% en el periodo 2001-2021 para el conjunto de la población (Mougeot *et al.* 2021a). A nivel local, algunas poblaciones ibéricas muestran declives superiores al 70% y su riesgo de extinción es crítico (Palacín 2018).

En la Comunidad de Madrid, la especie tiene una distribución extremadamente fragmentada y muy localizada: al noreste, en Valdetorres de Jarama, Talamanca de Jarama, Fresno de Torote y Ribatejada (municipios incluidos en la ZEPA 139 «Estepas cerealistas de los ríos Jarama y Henares»), y en el extremo sureste, en Estremera, Fuentidueña de Tajo, Villamanrique de Tajo y Villarejo de Salvanes (Martí *et al.* 1994; De Juana 2002; Palacín *et al.* 2006; Martín *et al.* 2007, 2015; Mougeot 2022). El hábitat de la ganga ortega en el centro de la península ibérica son llanuras cultivadas con cereal de secano, en el que se alternan tierras sembradas con barbechos, eriales y pastizales, donde estos últimos no son tratados intensivamente con herbicidas, ni son labrados repetidamente (Martín *et al.* 2014). Las principales amenazas para la especie en la comunidad madrileña son la destrucción y transformación del hábitat debido a la intensificación agrícola, crecimiento urbanístico e infraestructuras (Palacín *et al.* 2006; Martín *et al.* 2007, 2015). Entre las actuaciones de conservación propuestas se encuentran el seguimiento de la evolución de la población, así como la revisión de su estado de conservación, tanto a nivel nacional como regional (Mougeot *et al.* 2021a, 2021b).

En el último censo nacional de la población reproductora sólo se detecta la presencia de cinco individuos en la ZEPA 139, los modelos de abundancia derivados del censo estiman una población de 1-42

aves para Madrid, y se describe una situación muy desfavorable, con un importante declive desde 2005 (Mougeot *et al.* 2021b), cuando se estimaron 50-100 individuos (Suárez *et al.* 2006), y una población muy reducida y marginal en el norte de la meseta sur (Mougeot *et al.* 2021b).

Con objeto de determinar con mayor precisión la evolución de la población invernal, se planteó la realización de un censo en invierno en las zonas de distribución conocidas en la Comunidad de Madrid (Palacín *et al.* 2006; Martín *et al.* 2007, 2015). Los objetivos del trabajo han sido determinar la abundancia de la población invernante, valorar la evolución poblacional, comprobar la ausencia de la especie en localidades con presencia en las tres últimas décadas y evaluar el estado de conservación.

## Métodos

En el invierno de 2021/2022, de diciembre a febrero, se muestrearon todas las zonas madrileñas en las que fue detectada la especie en trabajos previos (Palacín *et al.* 2006; Martín *et al.* 2007, 2015). Se siguió la misma metodología de censo empleada en ocasiones anteriores, consistente en la realización de transectos a pie y en recorridos en vehículo, se efectúan paradas frecuentes para prospectar visualmente y realizar escuchas de hasta cinco minutos de duración por la red de caminos en días con condiciones atmosféricas

favorables, en ausencia de lluvia o viento, desde el amanecer hasta el mediodía, en todas las áreas de campeo con presencia de individuos invernantes (Palacín *et al.* 2006; Martín *et al.* 2007, 2015).

El censo se realizó en ocho jornadas distribuidas entre el 17 diciembre de 2021 y el 22 de febrero de 2022. En una primera fase se censaron las zonas de la ZEPA 139 en tres jornadas entre el 17 y el 21 de diciembre y a continuación las zonas situadas al sur de Madrid, en las terrazas del río Tajo. Para confirmar los resultados, se realizaron visitas complementarias a las zonas con presencia de la especie: el 14 de enero de 2022 en Villamanrique de Tajo y Villarejo de Salvanes, el 24 de enero en Valdetorres de Jarama y Talamanca de Jarama y el 12 de febrero de 2022 en Estremera y Fuentidueña de Tajo.

Para determinar la distribución en el pasado de la ganga ortega en Madrid, fueron revisados atlas regionales y nacionales, monografías, informes técnicos y publicaciones científicas. También se revisaron las citas registradas en la «Lista sistemática» del *Anuario*

*Ornitológico de Madrid* (<https://seomonticola.org/2019/01/02/biblioteca-aom/>) y en la plataforma eBird (eBird 2022), y se realizaron consultas a naturalistas con experiencia en la especie.

## Resultados

En la zona noreste de distribución, la ZEPA 139 «Estepas cerealistas de los ríos Jarama y Henares», se observaron 17 ejemplares, lo que representa una disminución del 64,6% desde 2006. En Estremera-Fuentidueña se observó un bando de 27 individuos. En Villamanrique de Tajo-Villarejo de Salvanes la especie no fue detectada. En conjunto, la subpoblación de la zona sur de Madrid experimenta una disminución del 72,2% en los últimos 16 años, mientras que la población total de gangas ortegas en Madrid se reduce un 69,6%. En la tabla 1 se presenta la abundancia invernal por zonas, desde el invierno de 2005/2006 hasta el de 2021/2022 (Palacín *et al.* 2006; Martín *et al.* 2015; presente trabajo). Se observa un fuerte declive poblacional, especialmente en las zonas del sur de Madrid.

**Tabla 1**

Censos invernales de ganga ortega en la Comunidad de Madrid (<sup>a</sup>Palacín *et al.* 2006; <sup>b</sup>Martín *et al.* 2015; <sup>c</sup>presente trabajo).

Zona	2005/2006 <sup>a</sup>	2006/2007 <sup>b</sup>	2021/2022 <sup>c</sup>
Valdetorres de Jarama - Talamanca de Jarama - Camarma - Ribatejada (ZEPA 139)	48	52	17
Estremera - Fuentidueña de Tajo	75	45	27
Villamanrique de Tajo - Villarejo de Salvanes	22	30	0
<b>Total</b>	<b>145</b>	<b>127</b>	<b>44</b>

**Tabla 2**

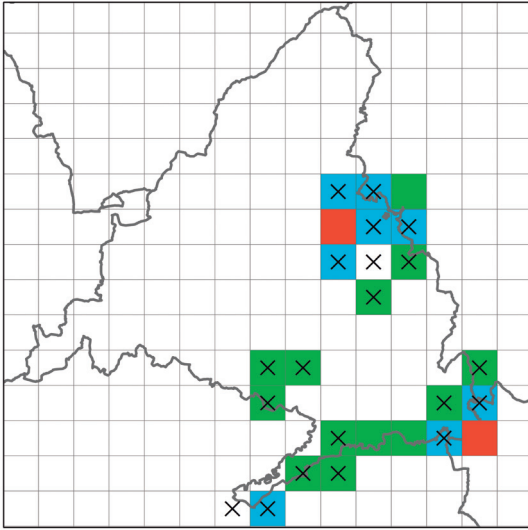
Localidades de la Comunidad de Madrid (ordenadas de norte a sur) donde los avistamientos se han vuelto muy infrecuentes. Se incluyen las observaciones significativas y últimas fechas en las que fueron registradas gangas ortegas en esas zonas. Entre paréntesis se indica la ubicación de estas en espacios protegidos.

Localidad	Fecha	Nº ind.	Referencia
Ribatejada (ZEPA 139)	11/01/2007	19	Datos propios
	13/01/2013	20	Datos propios
	04/02/2020	7	Datos propios
Camarma de Esteruelas (ZEPA 139)	06/03/1993	19	J. Pinilla (obs. pers.)
	03/02/1999	26	Datos propios
	03/2000	18	González y Garza 2001
	03/01/2006	16	Delgado <i>et al.</i> 2006
Daganzo - Fresno de Torote (ZEPA 139)	03/02/1999	25	Datos propios
	24/12/2005	25	Datos propios
	15/10/2014	10	Datos propios
	05/12/2020	8	J. Dadds (eBird)
	19/04/2021	1	P. A. Rodríguez (eBird)
	12/12/2021	1	D. Rodríguez (eBird)
Cobeña	14/10/1984	26	J. Ortas (obs. pers.)
	20/10/1990	20	J. Pinilla (obs.pers)
	19/04/2006	6	Datos propios
Pinto (ZEPA 142, Parque Regional)	18/10/1992	10	R. Sánchez (obs. pers.)
	1996	3	J.M. Ruiz-Gordon (obs. pers.)
Villaconejos - Chinchón	08/04/1999	12	Datos propios
	18/06/2021	2	J. Gómez (eBird)
	09/03/2022	2	C. Talabante (eBird)
	28/03/2022	2	C. Talabante (eBird)
Aranjuez (ZEPA 119)	21/09/2015	7	Datos propios
	20/02/2021	1	J. A. Sánchez (eBird)
	09/01/2022	1	A. Hervás <i>et al.</i> (eBird)
Estremera	21/01/2008	2	Datos propios
	23/02/2021	1	Datos propios

En la tabla 2 se detallan las localidades de la Comunidad de Madrid donde los avistamientos se han vuelto muy infrecuentes, o incluso se tiene constancia de la extinción local de la ganga ortega, y las observaciones relevantes (por fecha o por abundancia) correspondientes a esas zonas. Se registraron hasta 20 cuadrículas en las que se constataron extinciones locales en las tres últimas décadas (figura 1).

## Discusión

Los datos obtenidos indican un claro declive de la población invernal madrileña de ganga ortega desde 2005 en todas las zonas de la Comunidad de Madrid en las que estaba presente, tanto en su área de distribución como en su tamaño poblacional. El resultado corrobora la tendencia obtenida en el censo nacional de la población reproductora (Mougeot



**Figura 1**

Cuadrículas UTM de 100 km<sup>2</sup> de la Comunidad de Madrid con la distribución de la ganga ortega en las que se representa: en azul, las cuadrículas con presencia invernada en el periodo 1999-2001 (De Juana 2002), en verde, junto con las de color azul y rojo, con presencia en época reproductiva en el periodo 1985-2002 (Martí *et al.* 1994; Herranz y Suárez 2003), y en rojo las de presencia invernada en el censo 2021/2022 (presente estudio). Las X indican las cuadrículas en las que se han constatado procesos de extinción local en el periodo 1996/2022 (presente estudio).

*et al.* 2021b), y confirmó la presencia de un mínimo de 44 individuos en el periodo invernada, algo superior a la estima máxima del censo nacional.

En los censos realizados en 2006/2007 se comprueba que la población invernada de ganga ortega en Madrid es muy similar a la primaveral: 127-129 individuos frente a 116-123, respectivamente, tanto a nivel regional como en cada una de las zonas con presencia de la especie (Martín *et al.* 2015). Por estos motivos, se ha sugerido que la población madrileña

de ganga ortega es sedentaria, y por tanto, el declive observado en el periodo invernada se podría corresponder con el declive de la población reproductora, según el censo nacional (Mougeot *et al.* 2021b).

El declive poblacional es especialmente grave en las zonas del sur de la región:

1. En Estremera -Fuentidueña de Tajo, zona sin protección legal, en la que fue autorizada la construcción del centro penitenciario «Madrid VII» sobre el área de actividad de la especie (foto 1) y en la que posteriormente se ha realizado un proyecto de concentración parcelaria.
2. En Villamanrique de Tajo - Villarejo de Salvanes, debido a un proceso de concentración parcelaria el hábitat está muy transformado, especialmente con la ampliación del regadío en la parte sureste de la zona. La ortega no se detectó en esta última zona durante el periodo invernada en el presente censo, pero existen observaciones en época reproductiva de hasta ocho individuos entre mayo y agosto de 2021 (datos propios y J. Gómez en eBird). Es posible que los individuos observados algo más al norte, entre Villaconejos y Chinchón (tabla 1) también pertenezcan a este grupo.
3. Al este de Estremera, donde la reciente concentración parcelaria, plantación de pistachos y vallado de parcelas han destruido el hábitat de la especie.



### Foto 1

Obras de construcción del centro penitenciario Madrid VII en el término municipal de Estremera, sobre el área de campeo de una de las principales poblaciones de ganga ortega en el centro de la península ibérica el 12 de enero de 2006.

© Carlos Palacín

Las áreas de distribución de la especie en el extremo suroriental de la Comunidad de Madrid no poseen ningún tipo de protección legal ni programas dirigidos a la conservación de su hábitat. Es muy destacable que en esta zona se localizaba una de las poblaciones más importantes de ganga ortega en la península ibérica, con un índice kilométrico de abundancia de 2,27 y 3,13 individuos por km, en invierno y primavera respectivamente de 1995 (Martínez *et al.* 1998).

La población de Pinto - San Martín de la Vega, en el Parque Regional del Sureste y ZEPA 142 «Cortados y cantiles de los ríos Jarama

y Manzanares», una de las pocas con reproducción confirmada en la Comunidad de Madrid, tuvo sus últimas observaciones en la segunda mitad de la década de los 90 (L. M. Ruiz-Gordon com. pers.). Más al sur, en Aranjuez, ZEPA 119 «Carrizales y sotos de Aranjuez», existen observaciones recientes de algún individuo (tabla 2), probablemente procedente de poblaciones toledanas.

En cuanto a la población de ganga ortega de la ZEPA 139, a pesar de ser un espacio protegido con unos objetivos de conservación bien definidos, también ha sufrido una notable disminución y se ha constatado la extinción local en muchas zonas de este espacio. Además de los procesos de concentración parcelaria e intensificación agrícola que han tenido lugar en la última década (Valdetorres de Jarama, Talamanca de Jarama, Daganzo de Arriba y Ribatejada),

es destacable el aumento de actividades humanas en la naturaleza en los últimos años (vehículos, aeronaves, paseantes, etc.). En esta zona existen numerosas molestias derivadas de la actividad humana sobre otras especies que comparten hábitat, como en la avutarda (Sastre *et al.* 2011). En cuanto a las extinciones locales, la especie ha desaparecido de sus zonas de campeo invernales y primaverales en el valle del río Torote (norte de Daganzo de Arriba, Fresno de Torote y Ribatejada) y en el valle del arroyo Camarmilla (Camarma de Esteruelas), aunque es posible la observación accidental de algún individuo (tabla 2).

La especie disminuyó en todos los espacios protegidos de la Comunidad de Madrid en los que está presente, e incluso desapareció de algunos. En este sentido, la Red Natura 2000 está fracasando en los objetivos de conservación de la biodiversidad en las zonas agrícolas de Madrid. Actualmente, los espacios protegidos no garantizan la conservación de las especies asociadas a los cultivos (Palacín y Alonso 2018). Las prácticas agrícolas intensivas, como la aplicación de herbicidas, laboreo permanente y eliminación de rastrojos y barbechos verdes, 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 (Palacín y Alonso 2018). 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). Al igual que para el resto de las aves de medios agrícolas, es imprescindible que la Comunidad de Madrid realice una protección efectiva y promueva las prácticas agrícolas compatibles con la conservación de esta comunidad de aves. En la actualidad existen las «Ayudas para el fomento de la agricultura compatible con la conservación de las aves esteparias de la Red Natura 2000 para el programa agroambiental 2023-2027» (CAM 2022), cuyo nivel de aceptación no se ha hecho público por el momento.

Desde 2005, teniendo en cuenta los resultados obtenidos en el presente trabajo, se observa una reducción de la población invernal del 69,6%. Debido al descenso, a la escasez y a la fragmentación poblacional, la especie cumple con los siguientes criterios a nivel regional para ser declarada «En Peligro Crítico» en Madrid (UICN 2012): (1) C1+2a(i): población de menos de 250 individuos maduros, en disminución continua y menos de 50 individuos maduros en cada subpoblación; y (2) D: población muy pequeña con número de individuos maduros inferior a 50. Esta evaluación es coincidente con la realizada en siete especies agro-esteparias de la Comunidad de Madrid (Palacín y Alonso 2022).

Por último, es urgente la actualización del Catálogo Regional de Especies Amenazadas, publicado en 1992 y no actualizado hasta el

momento (Decreto 18/1992, de 26 de marzo). El catálogo regional considera a la ganga ortega como «Sensible a la alteración de su hábitat», aunque en la actualidad cumple con los requisitos para ser declarada «En Peligro Crítico».

## Agradecimientos

A Javier Ortas, Jesús Pinilla, Luis Miguel Ruiz-Gordon y Roberto Sánchez, que proporcionaron información inédita sobre las gangas ortegas madrileñas y a Óscar Llama por su participación en los muestreos. Gracias a los editores, por las mejoras aportadas al manuscrito.

## Bibliografía

Benítez-López, A. y Palacín, C. 2020. Black-bellied sandgrouse *Pterocles orientalis*. En: Keller, V., Herrando, S., Vorišek, P., Franch, M., Kipson, M., Milanese, P., Martí, D., Anton, M., Klvanová, A., Kalyakin, M. V., Bauer, H-G. y Foppen, R. (ed.). *European Breeding Bird Atlas 2. Distribution, Abundance and Change*. Lynx Editions, Barcelona.

BirdLife International. 2021. *European Red List of Birds*. Publications Office of the European Union. Luxembourg.

CAM. 2022. *Ayudas para el fomento de la agricultura compatible con la conservación de las aves esteparias de la Red Natura 2000 para el programa agroambiental 2023-2027*. <https://tramita.comunidad.madrid/>

ayudas-becas-subvenciones/ayudas-fomento-aves-esteparia

De Juana, E. 2002. Ganga ortega, *Pterocles orientalis*. En: Del Moral, J. C., Molina, B., De la Puente, J. y Pérez-Tris, J. (ed.) *Atlas de aves invernantes de Madrid 1999-2001*: 162-163. SEO-Monticola. Madrid.

Delgado, P.; García de la Morena, E.; Acebes, P.; Morales, M. y Traba, J. 2006. *Informe diagnóstico sobre la distribución, estimas, tendencias poblacionales y estado de conservación de avutarda, sisón común, aguilucho cenizo y cernícalo primilla en el término municipal de Camarma de Esteruelas, Madrid*. Informe técnico. Departamento de Ecología. Universidad Autónoma de Madrid.

eBird. 2022. eBird: An online database of bird distribution and abundance [web application]. eBird, Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, New York. <http://www.ebird.org>.

González, J. L. y Garza, V. 2001. *Situación, estado de conservación y problemática del sisón común (Tetrax tetrax), la ganga ibérica (Pterocles alchata) y la ganga ortega (Pterocles orientalis) en la Zona de Especial Protección para las Aves «Estepas cerealistas de los ríos Jarama y Henares» (Directiva 79/409/CEE)*. *Propuestas de medidas de conservación en relación con el trazado de la M-100*. Informe inédito para Dirección General de Carreteras de la Consejería de Obras Públicas de la Comunidad de Madrid.

Herranz, J. y Suárez, F. 2003. Ganga ortega *Pterocles orientalis* En:



- Martí, R. y Del Moral, J. C. (ed.) *Atlas de las Aves Reproductoras de España*: 290-291. Dirección General de Conservación de la Naturaleza/Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- Martí, R.; Díaz, M.; Gómez-Manzanque, A. y Sánchez, A. 1994. *Atlas de las Aves Nidificantes de la Comunidad de Madrid*: 88. Agencia de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid/Sociedad Española de Ornitología. Madrid
- Martín, B.; Martín, C. A.; Palacín, C.; Sastre, P.; Ponce, C. y Bravo, C. 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.; Palacín, C.; Martín, B.; Ponce, C.; Sastre, P. y Bravo, C. 2007. *Evaluación del estado de conservación de las poblaciones de Ganga Ortega (Pterocles orientalis) y de Ganga Ibérica (Pterocles alchata) en la Comunidad de Madrid: Abundancia, Distribución, Selección de Hábitat y Amenazas*. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Comunidad de Madrid, Madrid. Informe inédito.
- Martín, C. A.; Palacín, C.; Martín, B.; Ponce, C.; Sastre, P. y Bravo, C. 2015. Abundancia y distribución de la Ganga Ortega (*Pterocles orientalis*) y la Ganga Ibérica (*Pterocles alchata*) en la Comunidad de Madrid. En: De la Puente, J.; Juan, M. y Bermejo, A. (ed.) *Anuario Ornitológico de Madrid 2009-2010*: 77-82. SEO-Monticola.
- Martínez, C.; Suárez, F.; Yanes, M. y Herranz, J. 1998. Distribución y abundancia de la Ganga Ibérica *Pterocles alchata* y de la Ganga Ortega *Pterocles orientalis* en España. *Ardeola*, 45: 11-20.
- Mougeot, F. 2022. Ganga ortega *Pterocles orientalis*. En: Molina, B.; Nebreda, A.; R. Muñoz, A. R.; Seoane, J.; Real, R., Bustamante, J. y Del Moral, J. C.: *III Atlas de las aves en época de reproducción en España*. SEO/BirdLife. Madrid. <https://atlasaves.seo.org/ave/ganga-ortega/>
- Mougeot, F.; Fernández, M. y Jiménez, J. 2021a. Ganga ortega, *Pterocles orientalis*. En: López-Jiménez, N. (ed.): *Libro Rojo de las Aves de España*: 411-417. SEO/BirdLife. Madrid. <https://seo.org/libro-rojo-2021/>
- Mougeot, F.; Fernández-Tizón, M.; Tarjuelo, R.; Benítez-López, A. y Jiménez, J. 2021b. *La ganga ibérica y la ganga ortega en España, población reproductora en 2019 y método de censo*: 84. SEO/BirdLife. Madrid.
- Palacín, C. 2018. Decadencia de la población de ganga ortega en España peninsular. *XXIII Congreso español de ornitología. Libro de resúmenes*: 90. Badajoz. SEO/BirLife. <https://docplayer.es/97153183-Xxiii-congreso-espanol-de-ornitologia.html>
- Palacín, C. y Alonso, J. C. 2018. Failure of EU biodiversity strategy in Mediterranean farmland protected areas. *Journal for Nature Conservation*, 42: 62-66.

- Palacín, C. y Alonso, J. C. 2022. Aumenta el riesgo de extinción de las aves esteparias de la Comunidad de Madrid. En: Juan, M.; Martín, M. y De la Torre, V. (ed.) *Anuario Ornitológico de Madrid 2021*. 121-131. SEO-Monticola. Madrid.
- Palacín, C.; Martín, C. A.; Martín, B. ; Ponce, C. y Sastre, P. 2006. Abundancia y distribución invernal de la ganga ortega (*Pterocles orientalis*) y la ganga ibérica (*Pterocles alchata*) en la Comunidad de Madrid. En: De la Puente, J.; Pérez-Tris, J.; Juan, M. y Bermejo, A. (ed.). *Anuario Ornitológico de Madrid 2005*: 68-75. SEO-Monticola, Madrid
- Sastre, P.; Ponce, C.; Palacín, C.; Martín, C. A. y Alonso, J. C. 2009. Disturbances to great bustards (*Otis tarda*) in central Spain: human activities, bird responses and management implications. *European Journal of Wildlife Research*, 55: 425-432.
- Suárez, F.; Hervás, I.; Herranz, J. y Del Moral, J. C. 2006. *La ganga ibérica y la ganga ortega en España: Población en 2005 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.
- UICN. 2012. Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1. Segunda edición. Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido. <https://www.iucn.org/es/resources/publicacion/categorias-y-criterios-de-la-lista-roja-de-la-uicn-version-31-segunda-edicion>. ■

**Recibido: 18/10/2022; Aceptado: 22/11/2022**

# Lista patrón de aves en Madrid 2021

**Miguel JUAN\*, Marce MARTÍN y Virginia DE LA TORRE**

Grupo Ornitológico SEO-Monticola, Unidad de Zoología, Edificio de Biología  
Universidad Autónoma de Madrid. c/ Darwin 2, 28049 Madrid

\*miguel.codorniz@gmail.com

Tras la publicación de la «Lista patrón de aves en Madrid» (Juan 2021) en el *Anuario Ornitológico de Madrid 2019-2020* el Comité Editorial ha decidido mantenerla actualizada en los sucesivos anuarios, de modo que editará una versión coincidente con el último año de publicación del anuario. En este volumen se presenta una primera actualización que consiste en detallar los cambios registrados hasta diciembre de 2021.

Esta segunda edición de la lista patrón, tan solo un año después de la primera, se fundamenta en la reciente publicación de varias obras de referencia a nivel nacional, sobre las que se sustenta esta lista regional. En primer lugar y por orden cronológico, el *Libro Rojo de las Aves de España* (SEO/BirdLife 2021), el *III Atlas de las aves en época de reproducción en España* (Molina et al. 2022), la *Lista de las aves de España. Edición de 2022* (Rouco et al. 2022) y la *Lista de aves exóticas e introducidas en España. Versión: octubre 2022* (Santos et al. 2022a). Además, se producen cambios en la estructura de la tabla, con la incorporación de nuevas

columnas y la supresión de otras por decisión del Comité Editorial.

La tabla actualizada con el listado completo de especies registradas en libertad en la Comunidad de Madrid, también se puede consultar y descargar en el sitio web del Grupo Ornitológico SEO-Monticola. <https://seomonticola.org>

La lista patrón se apoya en la *Lista de las Aves de España* (Rouco et al. 2022), y mantiene los dos apartados de especies nativas, taxones de presencia propiamente natural, y especies exóticas (debajo), aquellos de origen no natural debidos a escapes o introducciones por el hombre. Estas últimas especies se complementan con las extraídas de la *Lista de aves exóticas e introducidas en España* (Santos et al. 2022a).

Se mantiene la forma tabulada en varias columnas, para disponer de información lo más completa posible tras los nombres común y científico; en una primera sección, separada por líneas verticales, hay tres columnas referidas a la *Lista de las aves de España*, y sigue una

columna referenciada en la *Lista de aves exóticas e introducidas en España*; en la segunda sección están las dos columnas relacionadas con los catálogos de especies amenazadas a nivel nacional y regional, y tres vinculadas a la «Lista Roja» y el *Libro Rojo de las Aves de España* (SEO/BirdLife 2021). En la última sección hay dos columnas donde se aporta información elaborada por el Comité Editorial del AOM, como el estatus regional de cada especie y, para aquellas que se estudian en algún artículo, el anuario de publicación. De este modo, se dispone en una misma línea de la última información a nivel nacional, su categoría de amenaza y su situación a nivel regional, para facilitar y agilizar la comparación intra e interespecífica.

En la **primera columna** se muestra el nombre común en castellano y en la **segunda** el nombre científico de cada taxón registrado de forma fidedigna y en libertad en la Comunidad de Madrid (para más información respecto al orden taxonómico, la nomenclatura y los nombres empleados véase Rouco *et al.* 2022). El orden taxonómico utilizado para las especies exóticas es el de la IOC World Bird List (Gill *et al.* 2022), al ser la lista más reciente que sigue el Grupo de Aves Exóticas de SEO/BirdLife (Santos *et al.* 2022a).

La primera sección contiene la información de la lista nacional, y se inicia con la **tercera columna** que incluye la categoría asignada para cada especie de ave (todas las nativas y algunas exóticas), en España según los siguientes códigos:

**Categoría A:** especies que han sido registradas en estado aparentemente natural al menos una vez a partir del 1 de enero de 1950. Las especies consideradas nativas con algunas poblaciones o una porción significativa de los individuos procedentes de introducciones realizadas deliberada o accidentalmente por el hombre se indican como **A (i)**.

**Categoría B:** especies que han sido registradas, al menos una vez en estado aparentemente natural, desde el 1 de enero de 1800 hasta el 31 de diciembre de 1949, pero no después de esta última fecha.

**Categoría C:** especies exóticas que, habiendo sido introducidas deliberada o accidentalmente por el hombre, han establecido poblaciones reproductoras regulares que se mantienen de forma autosuficiente, independiente y estable, o bien incrementan su demografía manifestando características invasoras. Aquellas especies exóticas que, sin reproducirse regularmente en nuestro país, están establecidas en países vecinos desde donde llegan ejemplares de forma regular procedentes de poblaciones no naturales se indican como **C\***.

**Categoría D:** especies para las que no es posible asignar con plena seguridad a las categorías A o B por existir la razonable posibilidad de que todos sus registros provengan de aves de origen no natural.

**Categoría E:** especies exóticas, introducidas deliberada o accidentalmente por el hombre, que no

presentan poblaciones establecidas. Esta categoría presenta tres subgrupos aunque en esta columna solo aparece uno, que es:

- **E1:** especies exóticas con poblaciones que se reproducen regularmente y que se consideran próximas a establecerse.

Las especies que son consideradas como rareza se señalan con el código de su categoría resaltado en letra negrita roja: **A**, **B**, **C** o **D**.

En esta columna se marca la división entre los dos apartados mencionados al principio. El primero incluye las especies nativas (línea azul) de las categorías A y B (de esta última no existen especies en Madrid); conviene precisar que se mantienen como taxones de origen natural varias especies cuyo origen más probable sea escape de cautividad, categoría A (i), por ejemplo la barnacla cariblanca (*Branta leucopsis*), el cisne vulgar (*Cygnus olor*) y el tarro canelo (*Tadorna ferruginea*). El segundo apartado (debajo) incluye las especies exóticas (línea marrón) con todos los taxones de las categorías C, C\* y E1. También se incluyen los taxones de la categoría D, al ser la opción más probable para la Comunidad de Madrid por su situación geográfica, sería el caso del pato joyuyo (*Aix sponsa*), el pelícano rosado (*Pelecanus rufescens*) y el cuervo pío (*Corvus albus*; Juan *et al.* 2021b).

En la **cuarta columna** se indica, para las especies y subespecies

consideradas raras por el Comité de Rarezas de SEO/BirdLife, el grupo al que pertenecen en función del número de citas homologadas a 30 de junio de 2022:

- **R1:** las especies o subespecies que cuentan con entre 1 y 15 citas homologadas.
- **R2:** las que cuentan con más de 15 citas homologadas.

Estas dos clasificaciones solo se indican en las especies o subespecies raras citadas en Madrid, por ejemplo la subesp. *fuscus* de la gaviota sombría. Así se puede comparar la aparición de estas rarezas en España con la situación registrada en Madrid hasta diciembre de 2021 (Juan *et al.* 2022; más información en Juan (2021), véase la duodécima columna).

En la **quinta columna** se indican, para las especies cuya población en España está formada por aves naturales e introducidas, las características del componente introducido de esa especie según la información relativa a los siguientes campos:

- Origen de las aves introducidas:
  - **dom:** aves domésticas de producción que se han asilvestrado.
  - **esc:** escapes o liberaciones de aves ornamentales.
  - **cin:** sueltas intencionadas con fines cinegéticos.
  - **prt:** programas de reintroducción o refuerzo poblacional de índole conservacionista.

■ Relevancia numérica del componente introducido:

- **0:** Todos los ejemplares de la especie presentes en la actualidad son introducidos o se han originado a partir de aves introducidas. Por lo general, estos casos corresponden, bien a especies extinguidas, o bien a especies citadas en estado natural solo accidentalmente, las cuales han sido sometidas a un programa de reintroducción de índole conservacionista.
- **1:** Una parte considerable de los individuos que conforman la especie son introducidos o proceden de introducciones realizadas anteriormente.
- **2:** Una parte reducida pero significativa de los individuos que conforman la especie son introducidos o proceden de introducciones realizadas anteriormente.

■ Grado de integración entre los individuos introducidos y los naturales:

- **Rx:** Las aves introducidas se reproducen regularmente con las naturales. Por ejemplo, perdiz roja (*Alectoris rufa*) y águila perdicera (*Aquila fasciata*) en Madrid.
- **Rv:** Las aves introducidas se reproducen entre ellas pero, por causas fenológicas o geográficas, no lo hacen con las naturales. Por ejemplo, tarro canelo (*Tadorna ferruginea*)
- **R:** La relación reproductora entre las aves de ambos grupos es desconocida, escasa, irregular,

o bien se considera susceptible de modificarse en un período de tiempo breve.

- **(Sin indicación):** Las aves introducidas no se reproducen con las naturales y tampoco lo hacen entre ellas de forma regular. Por ejemplo, barnacla cariblanca (*Branta leucopsis*).

En la **sexta columna** se detalla la categoría asignada a las especies exóticas (categorías C, C\* y E1) y a las nativas que presentan introducciones o escapes (categoría A (i)) ya descritas y, además se incluyen otras categorías en uso y algunas nuevas y un símbolo establecidas por el Grupo de Aves Exóticas (Santos *et al.* 2022a):

- **E2:** especies exóticas de las que se ha comprobado su reproducción de forma ocasional o irregular, pero no hay indicios de que se encuentren en proceso de establecimiento.
- **E3:** especies exóticas observadas solo de forma ocasional, sin haberse constatado su reproducción.
- **V:** Especie considerada rareza y observada de forma natural en el territorio, pero con una ocurrencia muy escasa o irregular, siendo en general citada anualmente en menos de seis ocasiones.
- **W:** Especie considerada rareza extrema y observada de forma natural en el territorio, pero con una ocurrencia excepcional, habiendo sido citada a lo largo de los años en un máximo de 12 ocasiones.
- **A (iR):** Especie nativa con introducciones de ejemplares de los que se ha registrado su reproducción.

- **#**: Este símbolo junto a una categoría anterior indica que para esta especie no existen o no se conocen registros de introducciones en las dos últimas décadas, en concreto desde inicios de 2003.

En la siguiente sección hay dos columnas que informan del grado de protección que afecta a cada especie, más otras tres relacionadas con la categoría de amenaza según la «Lista Roja» y el Libro Rojo. En la **séptima columna** se indica para las especies incluidas en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial según el Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, el código:

- **PE**: en régimen de protección especial

Y dentro de este listado, las especies del Catálogo Español de Especies Amenazadas en el que se establecen dos categorías de clasificación:

- **VU**: Vulnerable
- **EX**: En peligro de extinción

En esta columna y de forma complementaria, para las especies exóticas incluidas en el Catálogo Español de Especies Invasoras según el Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, se indica el siguiente código en rojo:

- **Inv**: Especie exótica invasora

En la **octava columna** se detallan las especies del Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres de la Comunidad de Madrid según el Decreto 18/1992,

de 26 de marzo, en el que se establecen las cuatro categorías con los siguientes códigos:

- **PE**: En peligro de extinción
- **SAH**: Sensible a la alteración de su hábitat
- **V**: Vulnerable
- **IE**: De interés especial

La Comunidad de Madrid mantiene su Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres desfasado, puesto que no lo modifica ni actualiza de acuerdo al Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, tal como se observa en el Diagnóstico Ambiental 2021 (Consejería de Medio Ambiente, Vivienda y Agricultura 2022). Y no incluye especies presentes en su territorio catalogadas a nivel nacional con la categoría «En Peligro Crítico», como el porrón pardo (*Aythya nyroca*) y el avetoro común (*Botaurus stellaris*), la primera de ellas con reproducción confirmada.

En las dos columnas siguientes se muestra la categoría de amenaza de los taxones evaluados, de acuerdo con su riesgo de extinción y según los criterios de la UICN, correspondientes a la «Lista Roja de las Aves de España» (SEO/BirdLife 2021). De modo que, en la **novena columna** se indica la categoría de las especies invernantes o migratorias, y en la **décima columna** la de las especies reproductoras, y en ambas se aplican los códigos:

- **EX** o **RE**: Extinto o Reproductor extinto
- **CR**: En Peligro Crítico
- **EN**: En Peligro

- **VU**: Vulnerable
- **NT**: Casi amenazado
- **LC**: Preocupación menor
- **DD**: Datos insuficientes
- **NE**: No evaluado

En la **undécima columna** aparecen las categorías según el *Libro Rojo de las Aves de España*, pero solo algunas categorías de amenaza anteriores: CR, EN, VU y algunas especies adicionales (SEO/BirdLife 2021).

En la última sección se presentan dos columnas con la situación e información de cada especie en la Comunidad de Madrid. En la **duodécima columna** se detallan los estatus fenológico y reproductor de todas las especies separados por «;», según los códigos siguientes:

- **S**: Sedentaria. Habitual a lo largo de todo el año con cifras importantes.
- **s**: Sedentaria. Habitual a lo largo de todo el año con cifras reducidas.
- **E**: Estival. Habitual en primavera y verano con cifras importantes.
- **e**: Estival. Habitual en primavera y verano con cifras reducidas.
- **I**: Invernante. Habitual en invierno con cifras importantes
- **i**: Invernante. Habitual en invierno con cifras reducidas
- **P**: Migrante. Habitual durante los pasos migratorios (normalmente en primavera y otoño) con cifras importantes.
- **p**: Migrante. Habitual durante los pasos migratorios (normalmente en primavera y otoño) con cifras reducidas.

- **O**: Ocasional. Se presenta con cierta regularidad y acumula entre 10 y 50 citas o, si supera esta cifra, no se ha citado al menos en 10 de los últimos 15 años.
- **A**: Accidental. Se presenta con muy poca frecuencia, con menos de 10 citas.
- **Int**: Especie nativa con población total o parcialmente introducida en la Comunidad de Madrid, o en España y detectada en Madrid.
- **Exo**: Exótica. Su presencia seguramente tenga origen en aves escapadas de cautividad.
- **R**: Reproductor. Cría todos los años con cifras importantes.
- **r**: Reproductor. Cría todos los años con cifras reducidas.
- **ro**: Reproductor ocasional. Ha criado uno o varios años con cifras muy reducidas, y se ha citado regularmente durante los últimos 10 años.

Las especies que son consideradas como rareza a nivel nacional (Rouco *et al.* 2022) se destacan con el código de su categoría resaltado en letra negrita roja: **A** o **Exo**, y sus observaciones precisan ser revisadas por el Comité de Rarezas de SEO/BirdLife para poder ser homologadas. El código «Int» muestra características similares a las detalladas en la tercera columna, de la *Lista de la Aves de España* (Rouco *et al.* 2022), y en la sexta, con la *Lista de aves exóticas e introducidas en España* (Santos *et al.* 2022a), en relación al origen de los individuos introducidos. En la especie que no se indica alguno de los códigos de cría anteriores se entiende que no se reproduce en la región madrileña.



Primero aparece el estatus fenológico predominante en cuanto al número de aves involucradas en las distintas etapas del ciclo anual. Para algunas especies se indican dos y hasta tres tipos de estatus fenológicos con el fin de incluir las diferentes poblaciones que se presentan en el ámbito de la Comunidad de Madrid a lo largo del año y después se muestra el estatus reproductor; si bien, se intenta simplificar el número de códigos ante las múltiples situaciones que se registran. Es conveniente interpretar las expresiones «con cifras importantes» y «con cifras reducidas» de forma orientativa en cada especie, en primer lugar entre el posible número de aves en las distintas etapas fenológicas en Madrid y en menor medida respecto a la población española en esa etapa.

Por último, la **decimotercera columna** aporta información de las especies para las que se estudia su fenología y distribución en algún artículo o nota breve del AOM, e indica el anuario de publicación de forma abreviada con las dos últimas cifras del año; por ejemplo, AOM 1996 aparece como 96 y AOM 2011-2015 como 11-15. En aquellas especies que disponen de reiterados censos anuales solo se indica el último.

A continuación se enumeran los cambios aplicados a la nueva «Lista patrón de aves en Madrid 2021» respecto a la anterior:

1. Cambios taxonómicos recientes en órdenes, familias y especies,

y nuevas especies registradas en 2021.

2. Cambios de categoría de especies a nivel nacional.
3. Cambios en la característica de una especie a escala nacional.
4. Cambios en las categorías asignadas por el Grupo de Aves Exóticas.
5. Cambios en la categoría de las especies según el *Libro Rojo de las Aves de España*.
6. Cambios de estatus regional en 2021.
7. Cambios en los criterios de selección de citas para el AOM.
8. Cambios en el número de citas de aves accidentales y ocasionales en 2021.
9. Adición de nuevos artículos y notas breves publicadas en el AOM 2021.

Dado que la lista se presenta de forma tabulada, se sigue el mismo orden de las columnas para trasladar los cambios numerados anteriormente.

1. En la **primera columna** con el nombre común en castellano y en la **segunda columna** con el nombre científico se aplican los cambios taxonómicos de acuerdo a las recientemente publicadas *Lista de las aves de España* (Rouco *et al.* 2022) y *Lista de aves exóticas e introducidas en España* (Santos *et al.* 2022a). Estos cambios son consecuencia del avance en el estudio de las relaciones filogenéticas de las especies y han producido un importante reordenamiento en la posición de los órdenes, y también de algunas especies dentro

de la familia. Aquí vamos a referir aquellos que afectan a la lista patrón por corresponder a especies citadas en Madrid, y son:

- El ánzar campestre se desdobra en dos especies distintas, el ánzar campestre de la taiga (*Anser fabalis*) y el ánzar campestre de la tundra (*Anser serrirostris*), con origen en la subespecie *A. f. rossicus* (Rouco *et al.* 2022). Dado que no se tiene información de qué taxón anterior (*A. f. fabalis* o *A. f. rossicus*) es el que corresponde a las dos únicas citas en la región, en 1990 y 1994, y a falta de un informe definitivo por el Comité de Rarezas, estas citas se asignan a la categoría III. Aves sin atribuir a ninguna subespecie (Gil Velasco *et al.* 2022). Por tanto, ahora quedan englobadas en el binomio de especies *Anser fabalis* / *A. serrirostris* en Madrid.
- La familia de los rálidos pasa de nombrarse Heliornithidae a Rallidae. Y las polluelas bastarda y chica, antes en el género *Porzana*, pasan al género *Zapornia*, y quedan como *Z. parva* y *Z. pusilla* respectivamente (Rouco *et al.* 2022).
- La familia Scotocercidae desaparece y se crea la Cettidae con el cetia ruiseñor (*Cettia cetti*; Rouco *et al.* 2022).
- En la mayoría de las especies de currucas se modifica el género, abandonan el género *Sylvia* para adoptar el género *Curruca*. Solo las currucas capirota (*Sylvia*

*atricapilla*) y mosquitera (*Sylvia borin*) mantienen el género *Sylvia*. Además, la curruca carrasqueña se somete a una división, lo que hace que el antiguo taxón de la subespecie *Sylvia cantillans iberiae*, se considere como especie y se denomine curruca carrasqueña occidental (*Curruca iberiae*; Rouco *et al.* 2022).

- La codorniz china, antes en el género *Excalfactoria*, pasa al género *Synoicus* y queda como *Synoicus chinensis* (Santos *et al.* 2022b).
- El obispo acollarado (*Euplectes ardens*) se retira de la lista al ser cuestionable la identificación (Santos *et al.* 2022b).
- El diamante cebrá (*Taeniopygia guttata*) cambia su nombre común y científico para denominarse diamante cebrá australiano (*Taeniopygia castanotis*; Santos *et al.* 2022b).

Se actualizan varios nombres comunes de especies nativas, así el ánade rabudo norteño (*Anas acuta*) pasa a denominarse ánade rabudo, el pito real ibérico (*Picus sharpei*) se denomina pito ibérico y la collalba rubia (*Oenanthe hispanica*) pasa a collalba rubia occidental (Rouco *et al.* 2022). En las especies exóticas se modifica el guacamayo noble norteño (*Diopsittaca nobilis*) y pasa a guacamayo noble (Santos *et al.* 2022b).

También en la primera columna, se incluye el nuevo taxón que se ha

citado en 2021, el correlimos pectoral (*Calidris melanotos*; Martín *et al.* 2022). De este modo, en la Comunidad de Madrid se alcanzan las 319 especies nativas y quedan en 72 las especies exóticas registradas.

2. En la **tercera columna** se modifica la categoría del porrón pardo (*Aythya nyroca*) que pasa de «A» a «A (I)» debido a las introducciones de aves en varios humedales de Andalucía (Ballesteros 2008; Molina *et al.* 2022); también de la aratinga mitrada (*Psittacara mitratus*) que pasa de «E1» a «C)», tras considerar el Grupo de Aves Exóticas que la especie se encuentra ya establecida (Rouco *et al.* 2022; Santos *et al.* 2022b).
3. En la **quinta columna** se modifica la característica de especies con una población considerable de los individuos que la conforman cuando son introducidos o proceden de introducciones realizadas anteriormente. En este caso la cerceta pardilla (*Marmaronetta angustirostris*) pasa de «prt, 2, Rx» a «prt, 1, Rx» (Benito 2021), el porrón pardo (*Aythya nyroca*) que pasa de no tener a «prt, 2, Rx» (Molina *et al.* 2022).
4. En la **sexta columna** se actualizan los cambios en las categorías asignadas por el Grupo de Aves Exóticas en la nueva *Lista de aves exóticas e introducidas en España* (Santos *et al.* 2022a). Los cambios son tan numerosos, debido a que la anterior lista de aves invasoras a nivel nacional es

de 2006 (GAE 2006) y a que se establecen nuevos códigos, que resulta muy extenso detallarlos todos al afectar a la mayoría de las especies exóticas y nativas con individuos introducidos.

5. En la columna **novena, décima** y **undécima** se aplica la modificación de los códigos en algunas especies desde el anterior *Libro Rojo de las Aves de España* (Madroño *et al.* 2004) al último; para más información respecto a cambios y evolución del estado de conservación de las aves en España: 2004-2021 véase SEO/BirdLife (2021). Además se cuantifican las especies citadas en la Comunidad de Madrid en cada una de las categorías (tabla 1).

Hay que tener en cuenta que el estatus de una especie a nivel nacional puede variar respecto al estatus a nivel regional, por tanto, aparecen muchas especies con una categoría de amenaza que no corresponde con su situación en la Comunidad de Madrid, sobre todo en especies reproductoras. De estas, 36 especies en total registradas en Madrid que presentan categoría de En Peligro Crítico «CR» y En Peligro «EN», solo 17 especies son reproductoras en la región, y una de ellas lo es de forma ocasional.

6. En la **duodécima columna** se actualiza el estatus regional, ya sea de carácter fenológico o reproductor, para aquellas especies que han experimentado cambios en 2021, en general, o antes.

**Tabla 1**

Número de especies y poblaciones analizadas en la «Lista Roja» y el *Libro Rojo de las Aves de España* (SEO/BirdLife 2021) por categorías aplicadas a la «Lista patrón de aves en Madrid 2021».

Descripción	Categoría	Lista Roja		Libro Rojo
		Invern./Migrat.	Reproductoras	
Extinto o Reproductor extinto	EX o RE	1	1	2
En Peligro Crítico	CR		10	10
En Peligro	EN	2	26	27
Vulnerable	VU	1	22	22
Casi amenazado	NT	9	41	2
Preocupación menor	LC	47	118	
Datos insuficientes	DD	20	22	1
No evaluado	NE	11	7	
<b>Total</b>		<b>91</b>	<b>247</b>	<b>64</b>

- Cuchara común (*Spatula clypeata*). Un macho adulto escapado y marcado con anillas no oficiales, se mueve libremente entre el río Manzanares a su paso por el parque Madrid Río, y el lago del parque Casa de Campo en la ciudad de Madrid (eBird 2021). Se modifica el estatus regional de «l, P, s; r» a «l, P, s, Int; r».
- Silbón europeo (*Mareca penelope*). Se observa un macho adulto escapado, que porta anillas no oficiales, y se mueve libremente entre el río Manzanares en el parque Madrid Río y el lago del parque Casa de Campo en Madrid (eBird 2021). Se modifica el estatus regional de «p, i» a «p, i, Int».
- Cigüeña negra (*Ciconia nigra*). Se producen introducciones de tres individuos jóvenes en la Parque Regional de la Cuenca Alta del Manzanares (GREFA 2021). Se modifica el estatus regional de «p, e; r» a «p, e, Int; r».
- Águila calzada (*Hieraaetus pennatus*). Se modifica su estatus al registrarse durante las cinco últimas invernadas de forma consecutiva. (Juan *et al.* 2018, 2021b; eBird 2021). Pasa de «E, P; R» a «E, P, i; R».
- Milano negro (*Milvus migrans*). Se actualiza su estatus al citarse durante las cinco últimas invernadas de forma consecutiva (Juan *et al.* 2018, 2021b; eBird 2021). Pasa de «E, P; R» a «E, P, i; R».
- Cernícalo primilla (*Falco naumanni*). Se producen introducciones de individuos jóvenes desde 2004 hasta 2018 en varias colonias y primillares en la Comunidad de Madrid (Chaves 2008; Ambientum 2018). Se modifica el estatus regional de «e, p; r» a «e, p, Int; r».
- Halcón peregrino (*Falco peregrinus*). Se producen introducciones de individuos jóvenes durante 2019 y 2020 en Torrejón de

- Ardoz (De Pazo y Doval 2022). Se modifica el estatus regional de «S, i; R» a «S, i, Int; R».
- Mosquitero silbador (*Phylloscopus sibilatrix*). Este año fue prolífico en citas y acumula cuatro más (Martín *et al.* 2022), lo que hace que el histórico se eleve a 12 citas y alcance el estatus de «Ocasional». Pasa de «A» a «O».
  - Zarcero bereber (*Iduna opaca*). La única cita de reproducción confirmada es antigua, de 1982 (De la Puente *et al.* 1997) y la especie solo presenta tres observaciones en la región (Juan 2021) en agosto. En el atlas nacional no aparece registrada en Madrid (Molina *et al.* 2022). Se modifica su estatus de «A; ro» a «A».
  - Alzacola rojizo (*Cercotrichas galactotes*). Presenta una única cita de reproducción confirmada en 1996 (De la Puente *et al.* 1997) y se une a que la especie apenas se observa en la región (Juan 2021) con tres citas. Además, en el atlas nacional se observa que desaparece de la cuadrícula registrada en Madrid (Molina *et al.* 2022). Cambia su estatus de «A; ro» a «A».
  - Estrilda común (*Estrilda astrild*). No existen citas de reproducción confirmada en la región aunque se anilla y observa alguna pareja (De la Puente *et al.* 1999; Juan *et al.* 2021b); se registran 14 citas y solo una en los últimos 10 años (Juan 2021). Cambia su estatus de «Exo; ro» a «Exo».
7. La undécima columna señalaba los criterios de selección de observaciones establecidos por el Comité Editorial del AOM (Juan 2021), pero en la presente tabla de la edición actualizada se suprimen, una vez que se adopta el fin de la elaboración de la «Lista sistemática» (Juan *et al.* 2021a y 2021b) y se da paso a la nueva sección de «Observaciones ornitológicas destacadas 2021» (Martín *et al.* 2022).
  8. En la duodécima columna se indicaba el número de observaciones registradas hasta 2020. En la presente tabla se elimina esta columna porque las especies con estatus accidental y ocasional se tratan en la nueva sección de «Observaciones ornitológicas destacadas 2021», y en ella se presenta el cómputo anual en una tabla (Martín *et al.* 2022).
  9. La última columna de la lista patrón pasa a ser la **decimotercera**, en la que se añade el año 2021, abreviado como «21» y correspondiente al AOM 2021, en la especie que presenta publicado un nuevo artículo o nota breve en este anuario.
- Para terminar este listado se presentan algunos datos, se mantienen los 25 órdenes registrados, las 77 familias y las 391 especies, de las cuales 319 son nativas y 72 exóticas; cifras que variarán el próximo año 2022 a tenor de las observaciones recibidas en el AOM (datos propios). En 2021 se establecen 58

especies accidentales y 28 ocasionales en la Comunidad de Madrid.

## Bibliografía

- Ambientum 2018. <https://www.ambientum.com/ambientum/biodiversidad/un-proyecto-de-reintroduccion-clave-para-los-cernicalos-primillas-de-madrid.asp>. (Consultado el 28/09/2022).
- Benito, F. J. 2021. Cerceta pardilla: liberados 740 ejemplares en humedales de toda España. <https://verdeyazul.diarioinformacion.com/cerceta-pardilla-liberados-740-ejemplares-en-humedales-de-toda-espana.html>. (Consultado el 28/10/2022).
- Ballesteros, G. 2008. Porrón pardo (*Aythya nyroca*). En: Ballesteros, G.; Cabrera, M.; Echevarrías, J. L.; Lorenzo, J. A.; Raya, C.; Torres-Esquivias J. A. y Viedma, C. *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.
- Chaves, M. 2008. Proyecto de reintroducción del cernícalo primilla como medida compensatoria a la afección por la M50 en la ZEPA 142 (Cortados y cantiles de los ríos Manzanares y Jarama). Congreso Nacional del Medio Ambiente. <http://www.conama8.conama.org/modulodocumentos/documentos/CTs/CT25.pdf>
- Consejería de Medio Ambiente, Vivienda y Agricultura. 2022. *Diagnóstico Ambiental 2021 de la Comunidad de Madrid*. Comunidad de Madrid. [https://www.comunidad.madrid/sites/default/files/doc/medio-ambiente/diagnostico\\_medioambiental\\_2020.pdf](https://www.comunidad.madrid/sites/default/files/doc/medio-ambiente/diagnostico_medioambiental_2020.pdf)
- De la Puente, J.; Bermejo, A. y Seoane, J. (ed.) 1997. Lista sistemática. *Anuario Ornitológico de Madrid 1996*: 86-125. SEO-Monticola. Madrid.
- De la Puente, J.; Bermejo, A. y Seoane, J. (ed.) 1999. Lista sistemática. *Anuario Ornitológico de Madrid 1998*. SEO-Monticola. Madrid.
- De Pazo, Á. y Doval, G. 2022. Avatares de los halcones jóvenes: vidas difíciles y amenazas letales. *Quercus*, 436:12-17.
- eBird. 2021. eBird: *An online database of bird distribution and abundance* (web application). eBird, Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, New York. Available: <http://www.ebird.org>. (Consultado el 25/05/2022).
- GAE 2006. *Aves invasoras en España: lista de especies en las categorías C y E*. Versión 2.4. SEO/BirdLife. Madrid.
- Gil-Velasco, M.; García-Tarrasón, M.; Hernández Cabello, J. et al. 2022. Observaciones de aves raras en España (2018-Julio 2020). *Ardeola*, 69 (2): 329-369.
- Gill, F., Donsker, D. y Rasmussen, P. (Eds.) 2022. *IOC (International Ornithologists' Community) World Bird List (v12.1)*. <http://www.worldbirdnames.org>.
- GREFA 2021. GREFA y la Comunidad de Madrid liberan tres cigüeñas negras criadas en cautividad y marcadas con GPS. <https://>

- www.grefa.org/noticias/94-notas-de-prensa/3846-nota-de-prensa-grefa-y-la-comunidad-de-madrid-liberan-3-ciguenas-negras-criadas-en-cautividad.html. (Consultado el 30/09/2022).
- Juan, M. 2021. Lista patrón de aves en Madrid. En: Juan, M.; Martín, M. y De la Torre, V. (ed.) *Anuario Ornitológico de Madrid 2019-2020*: 139-165. SEO-Monticola. Madrid.
- Juan, M.; De la Torre, V. y Pérez-Granados, C. (ed.) 2018. Lista sistemática. *Anuario Ornitológico de Madrid 2015-2017*: 114-304. SEO-Monticola. Madrid.
- Juan, M.; Martín, M. y De la Torre, V. (ed.) 2021a. Editorial. *Anuario Ornitológico de Madrid 2019-2020*: 8-11. SEO-Monticola. Madrid.
- Juan, M.; Martín, M. y De la Torre, V. (ed.) 2021b. Lista sistemática. *Anuario Ornitológico de Madrid 2019-2020*: 167-330. SEO-Monticola. Madrid.
- Madroño, A., González, C. y Atienza, J. C. (ed.) 2004. *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad. SEO/BirdLife. Madrid.
- Molina, B.; Nebreda, A.; Del Moral, J. C.; Román, A.; Real, R.; Seoane, J. y Bustamante, J. (Eds.). 2022. *III Atlas de las aves en época de reproducción en España*. SEO/BirdLife. www.atlasaves.seo.org
- Martín, M.; Juan, M. y De la Torre, V. (ed.) 2022. Observaciones ornitológicas destacadas 2021. *Anuario Ornitológico de Madrid 2021*: 191-208. SEO-Monticola. Madrid.
- Rouco, M., Copete, J. L., De Juana, E., Gil-Velasco, M., Lorenzo, J. A., Martín, M., Milá, B., Molina, B. y Santos, D. M. 2022. *Lista de las aves de España. Edición de 2022*. SEO/BirdLife. Madrid. <https://seo.org/wp-content/uploads/2022/11/Lista-de-Aves-de-Epana-2022.pdf>
- Santos, D. M.; Clavell, J.; Martín, M. et al. 2022a. *Lista de aves exóticas e introducidas en España. Versión: octubre 2022*. Grupo de Aves Exóticas (SEO/BirdLife). <http://grupodeavesexoticas.blogspot.com/p/lista-de-aves-exoticas-de-espana-y.html>
- Santos, D. M.; Clavell, J.; Martín, M. et al. 2022b. *Lista de aves exóticas e introducidas en España: inventario de especies*. Grupo de Aves Exóticas (SEO/BirdLife). <http://grupodeavesexoticas.blogspot.com/p/lista-de-aves-exoticas-de-espana-y.html>
- SEO/BirdLife (López-Jiménez, N., Ed.). 2021. *Libro Rojo de las aves de España*. <https://seo.org/libro-rojo-2021/> ■

**Recibido: 17/10/2022; Aceptado: 21/11/2021**

ESPECIES NATIVAS											
Nombre común	Nombre científico	Categ. España	Rarezza Nº Obs.	Caract. España	Categ. G.A.E.	Categ. amenaza España	Categ. amenaza Madrid	Lista Roja Migrat. Reproductoras	Libro Rojo España	Estatus Madrid 2021	Artículo Nota AOM
<b>ANSERIFORMES</b>											
<b>Anatidae</b>											
Barnacia cariblanca	<i>Brania leucopsis</i>	A (I)		esc, 2	A (I)	PE		LC	NE	Int, A	
Ansar común	<i>Anser anser</i>	A (I)		dom, 2, Rv	A (R)					P, i, Int	
Ansar campestre de la taiga/ Ansar fabalis/ Ansar serrirostris		A	(*)					RE	RE	A	
Ansar careto	<i>Anser albifrons</i>	A			A (I)					A	
Cisne vulgar	<i>Cygnus olor</i>	A (I)		esc, 1, Rv	A (R)					Int, s	
Tarro blanco	<i>Tadorna tadorna</i>	A			A (R)	PE		LC	LC	p, s, r	
Tarro camelo	<i>Tadorna ferruginea</i>	A (I)		esc, 1, Rv	A (R)	PE		DD	CR	Int, s, r	
Cerceta carrilona	<i>Spatula querquedula</i>	A			A (I)			LC	DD	p	
Cuchara común	<i>Spatula clypeata</i>	A			A (I)		IE	LC	DD	I, P, s, Int, r	
Anade friso	<i>Mareca strepera</i>	A			A (I)			LC	LC	I, s, r	
Silbón europeo	<i>Mareca penelope</i>	A			A (I)			LC	NT	p, i, Int	
Anade azulón	<i>Anas platyrhynchos</i>	A		dom, 1, Rv	A (R)			LC	LC	I, S, Int, R	
Anade rabudo	<i>Anas acuta</i>	A			A (I)			LC	EN	p, i	
Cerceta común	<i>Anas crecca</i>	A	R2		A (I)		IE	LC	DD	P, I	
Cerceta americana	<i>Anas carolinensis</i>	A			A (I)			DD	CR	A	
Cerceta pardilla	<i>Marmaronetta angustirostris</i>	A (I)		prt, 1, Rx	A (R)	EX		DD	CR	A	
Pato colorado	<i>Netta rufina</i>	A			A (R)		IE	LC	LC	p, s, Int, r	04
Porrón europeo	<i>Aythya ferina</i>	A			A (I)			NT	EN	I, s, r	
Porrón pardo	<i>Aythya nyroca</i>	A (I)		prt, 2, Rx	A (R)	EX		CR	CR	p, i, r	01, 15-17
Porrón acollarado	<i>Aythya collaris</i>	A			A (I)					O	
Porrón moñudo	<i>Aythya fuligula</i>	A			A (I)			EN	DD	p, i	
Porrón bastardo	<i>Aythya marila</i>	A			A (I)	PE		LC		O	
Porrón osculado	<i>Bucephala clangula</i>	A	R2		A (I)	PE				A	
Serreta chica	<i>Mergellus albellus</i>	A (I)	R2	esc, 2	V, E3					A	
Serreta grande	<i>Mergus merganser</i>	A	R2		A (I)					A	
Serreta mediana	<i>Mergus serrator</i>	A			A (R)			NE	EN	A	
Malvasia cabeciblanca	<i>Oxyura leucocephala</i>	A			A (R)	EX		EN	EN	p, e, r	19-20
<b>GALLIFORMES</b>											
<b>Phasianidae</b>											
Codorniz común	<i>Coturnix coturnix</i>	A			A (I)			EN	EN	P, E, r	97
Perdiz roja	<i>Alectoris rufa</i>	A (I)		cin, 1, Rx	A (R)			VU	VU	S, Int, R	

(\*) R1 (A. fabalis y sin asignar) y R2 (A. serrirostris).



ESPECIES NATIVAS												
Nombre común	Nombre científico	Categ. España	Rareza N° Obs.	Caract. España	Categ. G.A.E.	Categ. amenaza España	Categ. amenaza Madrid	Lista Roja Migrat.	Lista Roja Reproductoras	Libro Rojo España	Estatus Madrid 2021	Artículo Nota AOM
<b>CAPRIMULGIFORMES</b>												
<b>Caprimulgidae</b>												
Chotacabras cuellirrojo	<i>Caprimulgus ruficollis</i>	A				PE	IE	VU	VU	VU	E, P, R	
Chotacabras europeo	<i>Caprimulgus europaeus</i>	A				PE		LC			e, p, r	
<b>APODIFORMES</b>												
<b>Apodidae</b>												
Vencejo real	<i>Tachymarptis melba</i>	A				PE		LC			p	
Vencejo común	<i>Apus apus</i>	A				PE		VU	VU	VU	E, P, R	19-20
Vencejo pálido	<i>Apus pallidus</i>	A				PE	IE	LC	LC	LC	e, p, r	19-20
Vencejo café	<i>Apus caffer</i>	A				PE		NT	NT		A	
<b>OTIDIFORMES</b>												
<b>Otididae</b>												
Avutarda euroasiática	<i>Otis tarda</i>	A				PE	SAH	NT	NT	NT	S, R	96
Sisón común	<i>Tetrax tetrax</i>	A				VU	SAH	EN	EN	EN	S, R	00, 06, 07-08
<b>CUCULIFORMES</b>												
<b>Cuculidae</b>												
Criollo europeo	<i>Clamator glandarius</i>	A				PE		LC	LC		E, P, r	
Cuco común	<i>Cuculus canorus</i>	A				PE		LC	LC		E, P, r	
<b>PTEROCULIFORMES</b>												
<b>Pteroclididae</b>												
Ganga ibérica	<i>Pterocles alchata</i>	A				VU	SAH	VU	VU	VU	s, r	05, 09-10
Ganga ortega	<i>Pterocles orientalis</i>	A				VU	SAH	EN	EN	EN	s, r	05, 09-10
<b>COLUMBIFORMES</b>												
<b>Columbidae</b>												
Paloma bravía	<i>Columba livia</i>	A (I)		dom, I, R, x	A (R)			LC	LC		Int, S, R	
Paloma zurita	<i>Columba oenas</i>	A						LC	LC		S, R	
Paloma torcaz	<i>Columba palumbus</i>	A						LC	LC		S, P, I, R	02
Tórtola europea	<i>Streptopelia turtur</i>	A						VU	VU	VU	E, p, R	98
Tórtola turca	<i>Streptopelia decaocto</i>	A						LC	LC		S, R	99
Tórtola senegalesa	<i>Spilopelia senegalensis</i>	A	R2		V, E3						A	

ESPECIES NATIVAS											
Nombre común	Nombre científico	Categ. España	Rareza Nº Obs.	Caract. España	Categ. G.A.E.	Categ. amenaza España	Categ. amenaza Madrid	Lista Roja Migrat. Reproductoras	Lista Roja España	Libro Rojo España	Artículo Nota AOM
<b>GRUIFORMES</b>											
<b>Rallidae</b>											
Rasón europeo	<i>Rallus aquaticus</i>	A					IE	LC	LC		S; r
Guión de codornices	<i>Crex crex</i>	A	R2			PE		NE	NE		A
Polluela pintoja	<i>Porzana porzana</i>	A				PE		DD	DD		O
Gallineta común	<i>Gallinula chloropus</i>	A						NT	LC		S; R
Focha común	<i>Fulica atra</i>	A						LC	LC		S; I; P; R
Focha moruna	<i>Fulica cristata</i>	A (I)		prt. 1, Rx	A (R)	EX		CR	CR		O; Int
Galiamón común	<i>Porphyrio porphyrio</i>	A			A (R)	PE		NT	NT		S; r
Polluela chica	<i>Zapornia pusilla</i>	A				PE		DD	DD		A
Polluela bastarda	<i>Zapornia parva</i>	A				PE		DD	DD		A
<b>Gruidae</b>											
Grulla común	<i>Grus grus</i>	A			A (I)	PE		LC	RE	RE	P
<b>PODICIPEDIFORMES</b>											
<b>Podicipedidae</b>											
Zampullín común	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	A				PE		LC	LC		s; p; i; r
Somormujo cuellirrojo	<i>Podiceps griseogen</i>	A	R2								A
Somormujo lavanco	<i>Podiceps cristatus</i>	A				PE		LC	LC		P; s; i; r
Zampullín cuellirrojo	<i>Podiceps auritus</i>	A				PE		DD	DD		A
Zampullín cuellinegro	<i>Podiceps nigricollis</i>	A				PE	IE	LC	LC		p; s; i; r
<b>PHENICOPTERIFORMES</b>											
<b>Phenicopteridae</b>											
Fiamenco común	<i>Phoenicopterus roseus</i>	A				PE		DD	NT		p
<b>CHARADRIIFORMES</b>											
<b>Burhinidae</b>											
Alcaraván común	<i>Burhinus oedipnemus</i>	A				PE	IE	NT	NT		E; i; R
<b>Haematopodidae</b>											
Ostrero euroasiático	<i>Haematopus ostralegus</i>	A				PE		LC	EN	EN	A
<b>Recurvirostridae</b>											
Cigüeñuela común	<i>Himantopus himantopus</i>	A				PE	IE	LC	LC		E; P; r
Avoceta común	<i>Recurvirostra avosetta</i>	A				PE		LC	LC		p; r; o

**ESPECIES NATIVAS**

Nombre común	Nombre científico	Categ. España	Rareza N° Obs.	Caract. España	Categ. G.A.E.	Categ. amenaza España	Categ. amenaza Madrid	Lista Migrat.	Lista Roja Invern./Reproductoras	Libro Rojo España	Estatus Madrid 2021	Artículo Nota AOM
<b>Charadriidae</b>												
Avefría europea	<i>Vanellus vanellus</i>	A					IE	LC	DD		P,I,S,r	
Chorlito dorado europeo	<i>Pluvialis apricaria</i>	A				PE		LC			p,i	
Chorlito gris	<i>Pluvialis squatarola</i>	A				PE		LC			O	19-20
Chorlitejo grande	<i>Charadrius hiaticula</i>	A				PE		LC	NE		p	01
Chorlitejo chico	<i>Charadrius dubius</i>	A				PE		LC	LC		P,E,r	
Chorlitejo palmeiro	<i>Charadrius alexandrinus</i>	A				PE		EN	EN		O	
Chorlito carambolo	<i>Charadrius morinellus</i>	A				VU		DD	DD		A	
<b>Scolopacidae</b>												
Zarapito trinador	<i>Numerius phaeopus</i>	A				PE		LC			O	19-20
Zarapito real	<i>Numerius arquata</i>	A				PE		LC	CR		O	03
Aguja colipinta	<i>Limosa lapponica</i>	A				PE		LC	LC		O	19-20
Aguja collinegra	<i>Limosa limosa</i>	A				PE		VU	CR		p	03
Vuelvepedras común	<i>Arenaria interpres</i>	A				PE		LC			O	19-20
Correlimos gordo	<i>Callidris canutus</i>	A				PE		LC			A	
Combatiante	<i>Callidris pugnax</i>	A				PE		LC			p	03
Correlimos zarapitín	<i>Callidris ferruginea</i>	A				PE		LC			p	01
Correlimos de temminck	<i>Callidris temminckii</i>	A				PE		DD			O	19-20
Correlimos tridáctilo	<i>Callidris alba</i>	A				PE		LC			O	19-20
Correlimos común	<i>Callidris alpina</i>	A				PE		LC			p	01
Correlimos menudo	<i>Callidris minuta</i>	A				PE		NT			p	01
Correlimos canelo	<i>Callidris subruficollis</i>	A				PE		DD			A	
Correlimos pectoral	<i>Callidris melanotos</i>	A				PE		DD			A	
Chocha perdiz	<i>Scolopax rusticola</i>	A				PE		DD	DD		P,i;ro	
Agachadiza chica	<i>Lymnocyptes minimus</i>	A				PE		DD			i,p	
Agachadiza real	<i>Gallinago real</i>	A	R2			PE		DD			A	
Agachadiza común	<i>Gallinago gallinago</i>	A				PE		LC	EN		P,I	
Falaropo picofino	<i>Phalaropus lobatus</i>	A				PE		DD			A	
Falaropo picogruoso	<i>Phalaropus fulicarius</i>	A				PE		DD			A	
Andarrios chico	<i>Actitis hypoleucos</i>	A				PE	IE	NT	NT		P,S,r	
Andarrios grande	<i>Tringa ochropus</i>	A				PE		LC			P,I	
Archibebe común	<i>Tringa totanus</i>	A				PE		LC	DD		p	03
Andarrios bastardo	<i>Tringa glareola</i>	A				PE		DD			p	03
Archibebe oscuro	<i>Tringa erythropus</i>	A				PE		LC			O	
Archibebe claro	<i>Tringa nebularia</i>	A				PE		LC			p,i	03

ESPECIES NATIVAS												
Nombre común	Nombre científico	Categ. España	Rarez. Nº Obs.	Caract. España	Categ. G.A.E.	Categ. amenaza España	Categ. amenaza Madrid	Lista Migra. Roja Invern./Reproductoras	Lista Roja España	Libro Rojo España	Estatus Madrid 2021	Artículo Nota AOM
<b>Glareolidae</b>												
Canastera común	<i>Glareola pratincola</i>	A				PE		VU	VU		0	
<b>Laridae</b>												
Gaviota tridáctila	<i>Rissa tridactyla</i>	A				PE		CR	CR		A	07-08
Gaviota de Bonaparte	<i>Chroicocephalus philadelphia</i>	A	R2								A	07-08
Gaviota reidora	<i>Chroicocephalus ridibundus</i>	A						LC			I, P, e; ro	
Gaviota cabecigris	<i>Chroicocephalus cirrocephalus</i>	A	R1								A	
Gaviota enana	<i>Hydrocoloeus minutus</i>	A				PE		NE			0	07-08
Gaviota pipizcan	<i>Larus pipixcan</i>	A	R2								A	07-08
Gaviota de Audouin	<i>Larus audouinii</i>	A				VU		VU	VU		0	07-08
Gaviota cabecinegra	<i>Larus melanocephalus</i>	A				PE		NT			p.i	06
Gaviota cana	<i>Larus canus</i>	A				PE		NE			p.i	07-08
Gaviota de Delaware	<i>Larus delawarensis</i>	A						NE			A	07-08
Gavión atlántico	<i>Larus marinus</i>	A				PE		LC			0	07-08
Gavión hiperboreo	<i>Larus hyperboreus</i>	A						NE			A	07-08
Gaviota groenlandesa	<i>Larus glaucooides</i>	A						NE			A	
Gaviota argentina europea	<i>Larus argentatus</i>	A						NE			p.i	15-17
Gaviota argentina americana	<i>Larus smithsonianus</i>	A	R1					NE			A	07-08
Gaviota del Caspio	<i>Larus cachinnans</i>	A						NE			p.i	07-08
Gaviota patiamarilla	<i>Larus michahellis</i>	A						NT			p.i, e	09-10, 21
Gaviota sombra	<i>Larus fuscus</i>	A	(**)					LC			p.i, e	
Pagaza piconegra	<i>Gelochelidon nilotica</i>	A				PE		DD			0	
Pagaza piquirroja	<i>Hydroprogne caspia</i>	A				PE		NE			0	
Charrán bengalí	<i>Thalasseus bengalensis</i>	A						NE			A	
Charrán patinegro	<i>Thalasseus sandvicensis</i>	A				PE		VU	VU		A	
Charrancito común	<i>Sterna albigifrons</i>	A				PE		NT			0	
Charrán común	<i>Sterna hirundo</i>	A				PE		NT			0; ro	
Fumarel cariblanco	<i>Chlidonias hybrida</i>	A				PE		DD			p, e; ro	09-10
Fumarel aliblanco	<i>Chlidonias leucopterus</i>	A				PE		NE			A	
Fumarel común	<i>Chlidonias niger</i>	A				EX		CR	CR		p	
<b>Alcidae</b>												
Alca común	<i>Alca torda</i>	A				PE		DD			A	
<b>GAVIIFORMES</b>												
<b>Gavidae</b>												
Colimbo ártico	<i>Gavia arctica</i>	A				PE		DD			A	
Colimbo grande	<i>Gavia immer</i>	A				PE		NT			A	

(\*\*) RI (solo ssp. fuscus)

ESPECIES NATIVAS												
Nombre común	Nombre científico	Categ. España	Rareza N° Obs.	Caract. España	Categ. G.A.E.	Categ. amenaza España	Categ. amenaza Madrid	Lista Roja Migrat.	Lista Roja Reproductoras	Libro Rojo España	Estatus Madrid 2021	Artículo Nota AOM
<b>PROCELLARIIFORMES</b>												
<b>Hydrobatidae</b>												
	<i>Hydrobates pelagicus</i>	A				PE		EN	EN	EN	A	
<b>CICONIIFORMES</b>												
<b>Ciconiidae</b>												
	<i>Ciconia nigra</i>	A			A (I)	VU	PE	VU	VU	VU	p, e, Int; r	18, 19-20, 21
	<i>Ciconia ciconia</i>	A			A (I)	PE	V	LC	LC		P, I, S; R	97, 01, 03, 21
<b>SULIFORMES</b>												
<b>Phalacrocoracidae</b>												
	<i>Phalacrocorax carbo</i>	A						LC	LC		I, P, s; r	19-20
<b>PELECANIFORMES</b>												
<b>Threskiornithidae</b>												
	<i>Plegadis falcinellus</i>	A				PE		LC	NT		p	18
	<i>Platalea leucorodia</i>	A				PE		LC	VU	VU	p	07-08
<b>Ardeidae</b>												
	<i>Botaurus stellaris</i>	A				EX			CR	CR	O	
	<i>Ixobrychus minutus</i>	A				PE	SAH	LC	LC		e, i; r	
	<i>Nycticorax nycticorax</i>	A				PE	SAH	NT	NT		E, i; r	98
	<i>Gareola cangrejera</i>	A				VU		DD	NT		p	
	<i>Ardeola ralloides</i>	A						LC	LC		S; R	98
	<i>Butorulus ibis</i>	A			A (RR)	PE		LC	LC		p, i, s; r	
	<i>Ardea cinerea</i>	A				PE		LC	LC		e, p; r	
	<i>Ardea cinerea</i>	A				PE	SAH	NT	NT		p, i; r	
	<i>Ardea purpurea</i>	A				PE		LC	LC		p, i; r	
	<i>Ardea alba</i>	A				PE		LC	LC		p, i; r	
	<i>Egretta garzetta</i>	A				PE		LC	LC		s; r	98
<b>ACCIPITRIFORMES</b>												
<b>Pandionidae</b>												
	<i>Pandion haliaetus</i>	A (I)		prt, 2, Rv	A (RR)	VU			EN	EN	p	00
<b>Accipitridae</b>												
	<i>Elanus caeruleus</i>	A				PE	IE		NT		s; r	
	<i>Quebrantahuesos</i>	A (I)		prt, 2, R	A (RR)	EX			VU	VU	A	04, 06
	<i>Neophron percnopterus</i>	A				VU	PE		VU	VU	p; r	05
	<i>Pernis apivorus</i>	A				PE	IE		NT		e, p; r	03
	<i>Buteo nocteado</i>	A									A	
	<i>Buteo nocteado</i>	A				PE	IE		LC	LC	S, p; R	
	<i>Buteo nocteado</i>	A (I)		prt, 2, R	A (RR)	VU	PE		NT	NT	S; R	

ESPECIES NATIVAS												
Nombre común	Nombre científico	Categ. España	Rareza Nº Obs.	Caract. España	Categ. G.A.E.	Categ. amenaza España	Categ. amenaza Madrid	Lista Roja Invern./ Migrat.	Lista Roja Reproductoras	Libro Rojo España	Estatus Madrid 2021	Artículo Nota AOM
<b>Accipitridae (continúa)</b>												
Culebrera europea	<i>Circus gallicus</i>	A				PE	IE		LC		e.p.;r	
Águila moteada	<i>Cianga clanga</i>	A	R2			PE	IE		LC		E,P;I;R	
Águila calzada	<i>Hieraetus pennatus</i>	A				EX	PE		EN	EN	S;R	
Águila imperial ibérica	<i>Aquila adalberti</i>	A			A (I)	PE	SAH		NT		s;r	
Águila real	<i>Aquila chrysaetos</i>	A			A (I)	VU	PE		VU	VU	s,Int;r	21
Águila perdicera	<i>Aquila fasciata</i>	A (I)		prt.,2,R	A (R)	PE	PE		LC		S,P;I;R	
Gavilán común	<i>Accipiter nisus</i>	A				PE	PE		LC		S;R	07-08
Azor común	<i>Accipiter gentilis</i>	A			A (I)	PE	SAH		LC		S,I,p;R	02
Águilucho lagunero occidental	<i>Circus aeruginosus</i>	A				PE	IE		EN	EN	s;r	19-20
Águilucho pálido	<i>Circus cyaneus</i>	A				PE	IE		NE		A	
Águilucho papialbo	<i>Circus macrourus</i>	A				VU	V		VU	VU	e.p.;r	19-20
Águilucho cenizo	<i>Circus pygargus</i>	A				EX	V		EN	EN	I,P;s;r	
Milano real	<i>Milvus milvus</i>	A			A (I)	PE	PE		LC	LC	E,P;I;R	
Milano negro	<i>Milvus migrans</i>	A				PE	PE		LC	LC	S,I;R	
Busardo ratonero	<i>Buteo buteo</i>	A				PE	PE		LC		S,I;R	
<b>STRIGIFORMES</b>												
<b>Tytonidae</b>												
Lechuza común	<i>Tyto alba</i>	A			A (I)	PE	IE		NT		s;r	
<b>Strigidae</b>												
Mochuelo europeo	<i>Athene noctua</i>	A				PE	PE		NT		S;R	
Autillo europeo	<i>Otus scops</i>	A				PE	PE		VU	VU	E,P;R	
Búho chico	<i>Asio otus</i>	A				PE	PE		LC		S;R	
Búho campestre	<i>Asio flammeus</i>	A				PE	IE		LC		p,i;ro	04
Búho real	<i>Bubo bubo</i>	A			A (I)	PE	V		LC		S,Int;R	
Cárabo común	<i>Strix aluco</i>	A				PE	PE		LC		S;R	
<b>BUCEROTIFORMES</b>												
<b>Upupidae</b>												
Abubilla común	<i>Upupa epops</i>	A				PE	PE		LC		S,p;R	
<b>CORACIIFORMES</b>												
<b>Coraciidae</b>												
Carraca europea	<i>Coracias garrulus</i>	A				PE	V		EN	EN	e;r	15-17
<b>Alcedinidae</b>												
Martín pescador común	<i>Alcedo atthis</i>	A				PE	IE		EN	EN	P,s;i;r	
<b>Meropidae</b>												
Abejaruco europeo	<i>Merops apiaster</i>	A				PE	PE		LC		E,P;R	19-20

ESPECIES NATIVAS												
Nombre común	Nombre científico	Categ. España	Rareza N° Obs.	Caract. España	Categ. G.A.E.	Categ. amenaza España	Categ. amenaza Madrid	Lista Roja Invern./ Migrat. Reproductoras	Lista Roja España	Libro Rojo España	Estatus Madrid 2021	Artículo Nota AOM
<b>PICIFORMES</b>												
<b>Picidae</b>												
Torcecuello euroasiático	<i>Jynx torquilla</i>	A				PE	IE	VU	VU	VU	e,p,i,r	00
Pico menor	<i>Dryobates minor</i>	A				PE	IE	DD	DD		S,R	19-20
Pico picapinos	<i>Dendrocopos major</i>	A				PE		LC	LC		S,R	
Picamaderos negro	<i>Dryocopus martius</i>	A				PE	IE	LC	LC		O	09-10
Pto ibérico	<i>Picus sharpei</i>	A				PE		LC	LC		S,R	
<b>FALCONIFORMES</b>												
<b>Falconidae</b>												
Cernicalo primilla	<i>Falco naumanni</i>	A			A (R)	PE	PE	VU	VU	VU	e,p,Int,r	01, 18
Cernicalo vulgar	<i>Falco tinnunculus</i>	A				PE		EN	EN	EN	S,i,r	
Cernicalo patirrijo	<i>Falco vespertinus</i>	A				PE		NE			A	
Halcón de Eleonora	<i>Falco eleonorae</i>	A				PE		NT	NT	NT	p	
Esmerejón	<i>Falco columbarius</i>	A				PE		LC			p,i	
Alcotán europeo	<i>Falco subbuteo</i>	A				PE	IE	EN	EN	EN	e,p,r	
Halcón sacre	<i>Falco cherrug</i>	A (I)	R1	esc. 1	W, E3						A, Int	
Halcón peregrino	<i>Falco peregrinus</i>	A			A (I)	PE	V	NT	NT		S,i,Int;R	
<b>PASSERIFORMES</b>												
<b>Laniidae</b>												
Alcaudón dorisirrojo	<i>Lanius collurio</i>	A				PE		VU	VU	VU	e,r	01, 03, 21
Alcaudón real	<i>Lanius meridionalis</i>	A				PE	IE	EN	EN	EN	S,R	
Alcaudón común	<i>Lanius senator</i>	A				PE		EN	EN	EN	E,P;R	
<b>Ortolidae</b>												
Oropendola europea	<i>Oriolus oriolus</i>	A				PE		LC	LC		E,P;R	
<b>Corvidae</b>												
Arendajo euroasiático	<i>Garrulus glandarius</i>	A						LC	LC		S,R	
Rabialargo ibérico	<i>Cyanopitta cooki</i>	A			A (I)	PE		LC	LC		S,R	
Urraca común	<i>Pica pica</i>	A			A (I)			LC	LC		S,R	
Chova piquirroja	<i>Pyrrhoxorax pyrrhoxorax</i>	A				PE	IE	NT	NT		S,R	
Graja occidental	<i>Corvus monedula</i>	A			A (I)			EN	EN	EN	S,R	
Graja	<i>Corvus frugilegus</i>	A						EN	EN	EN	A	
Corneja negra	<i>Corvus corone</i>	A						LC	LC		S,R	
Corneja cenicienta	<i>Corvus cornix</i>	A	R2								A	
Cuervo grande	<i>Corvus corax</i>	A						LC	LC		S,R	

ESPECIES NATIVAS												
Nombre común	Nombre científico	Categ. España	Rareza Nº Obs.	Caract. España	Categ. G.A.E.	Categ. amenaza España	Categ. amenaza Madrid	Lista Roja Invern./ Migrat.	Lista Roja Reproductoras	Libro Rojo España	Estatus Madrid 2021	Artículo Nota AOM
<b>Paridae</b>												
Carbonero garrapinos	<i>Periparus ater</i>	A				PE			LC		S;R	
Herrerillo capuchino	<i>Lophophanes cristatus</i>	A				PE			LC		S;R	
Herrerillo común	<i>Cyanistes caeruleus</i>	A				PE			LC		S;R	
Carbonero común	<i>Parus major</i>	A				PE			LC		S;R	
<b>Remizidae</b>												
Pájaro moscón europeo	<i>Remiz pendulinus</i>	A				PE			LC		S,p,i;R	
<b>Panuridae</b>												
Bigoludo	<i>Panurus biarmicus</i>	A				PE	SAH		VU	VU	s;ro	11-14
<b>Alaudidae</b>												
Alondra totovía	<i>Lullula arborea</i>	A				PE			LC		S;R	
Alondra común	<i>Alauda arvensis</i>	A				PE			VU	VU	l,p,s;r	
Cogujada montesina	<i>Galerida theklae</i>	A				PE			LC		S;R	
Cogujada común	<i>Galerida cristata</i>	A				PE			LC		S;R	
Terrera común	<i>Calandrella brachydactyla</i>	A				PE			LC		e,p;f	
Terrera común	<i>Melanocorypha calandria</i>	A				PE	IE		NT		s;r	
Terrera marismeta	<i>Alaudala rufescens</i>	A				PE			NT		A	
<b>Hirundinidae</b>												
Avión zapador	<i>Riparia riparia</i>	A				PE	IE		LC		P,E;f	97,98
Avión roquero	<i>Phyonoprogne rupestris</i>	A				PE			LC		E,p,i;R	
Golondrina común	<i>Hirundo rustica</i>	A				PE			VU	VU	P,E;R	97,07-08;19-20
Avión común occidental	<i>Delichon urbicum</i>	A				PE			LC		P,E;R	97,19-20
Golondrina dáurica	<i>Ceropsis daurica</i>	A				PE			LC		e,p;f	
<b>Cettidae</b>												
Cetia ruiseñor	<i>Cettia cetti</i>	A							LC		S;R	02
<b>Aegithalidae</b>												
Mito común	<i>Aegithalos caudatus</i>	A				PE			LC		S;R	
<b>Phylloscopidae</b>												
Mosquitero silbador	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	A				PE			DD		0	
Mosquitero papialbo	<i>Phylloscopus bonelli</i>	A				PE			LC		P,E;R	
Mosquitero musical	<i>Phylloscopus trochilus</i>	A				PE			DD		0	
Mosquitero común	<i>Phylloscopus collybita</i>	A				PE			NT		P	99,02
Mosquitero ibérico	<i>Phylloscopus ibericus</i>	A				PE			LC		P,l,s;r	00,02
											p,e;f	



**ESPECIES NATIVAS**

Nombre común	Nombre científico	Categ. España	Rareza N° Obs.	Caract. España	Categ. G.A.E.	Categ. amenaza España	Categ. amenaza Madrid	Lista Roja Invern./ Migrat.	Lista Reproductoras	Libro Rojo España	Estatus Madrid 2021	Artículo Nota AOM
<b>Acrocephalidae</b>												
Carricero toral	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	A				PE		NT	NT		p, e, r	96
Carricero real	<i>Acrocephalus melanopogon</i>	A				PE		VU	VU	VU	O	11-14
Carricero cejudo	<i>Acrocephalus palustricola</i>	A				PE		EN	EN	EN	O	11-14, 21
Carricero común	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	A				PE		NE	NE		P	96
Carricero agrícola	<i>Acrocephalus agricola</i>	A	R2								A	
Carricero común	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	A				PE		LC	LC		P, E, R	96
Zarcero bereber	<i>Icterus opaca</i>	A				PE		DD	DD		A	
Zarcero poliglota	<i>Hippolais polyglotta</i>	A				PE		LC	LC		P, E, R	
Zarcero icterino	<i>Hippolais icterina</i>	A				PE		DD	DD		A	
<b>Locustellidae</b>												
Buscapiá unicolor	<i>Locustella luscinioides</i>	A				PE	SAH	NT	NT		p, e, r	11-14
Buscapiá pintoja	<i>Locustella naevia</i>	A				PE		DD	DD		p	11-14
<b>Cisticollidae</b>												
Cisticola buitrón	<i>Cisticola juncidis</i>	A						NT	NT		S, R	
<b>Sylviidae</b>												
Curruca capirotada	<i>Sylvia atricapilla</i>	A				PE		LC	LC		P, I, E, R	04, 15-17
Curruca mosquitera	<i>Sylvia borin</i>	A				PE		LC	LC		P, e, r	04, 15-17
Curruca zarcerilla	<i>Curruca curruca</i>	A	R2			PE					A	
Curruca mirfona occidental	<i>Curruca hortensis</i>	A				PE	IE	LC	LC		p, e, r	04
Curruca cabecinegra	<i>Curruca melanocephala</i>	A				PE		LC	LC		S, R	04
Curruca carrasqueña occidental	<i>Curruca iberiae</i>	A				PE		LC	LC		P, E, R	04
Curruca zarcera	<i>Curruca communis</i>	A				PE		LC	LC		P, e, r	04
Curruca tomilera	<i>Curruca conspiciata</i>	A				PE		LC	LC		p, e, r	
Curruca rabliariga	<i>Curruca undata</i>	A				PE		EN	EN	EN	S, R	
<b>Regulidae</b>												
Reyezuelo listado	<i>Regulus ignicapilla</i>	A				PE		LC	LC		S, R	
Reyezuelo sencillo	<i>Regulus regulus</i>	A				PE		DD	DD		s, r	
<b>Troglodytidae</b>												
Chochín palaeártico	<i>Troglodytes troglodytes</i>	A				PE		LC	LC		S, R	
<b>Sittidae</b>												
Trepador azul	<i>Sitta europaea</i>	A				PE		LC	LC		S, R	
<b>Tichodromidae</b>												
Treparriscos	<i>Tichodroma muraria</i>	A				PE		NT	NT		O	07-08
<b>Certhiidae</b>												
Agateador europeo	<i>Certhia brachydactyla</i>	A				PE		LC	LC		S, R	

ESPECIES NATIVAS											
Nombre común	Nombre científico	Categ. España	Rareza Nº Obs.	Caract. España	Categ. G.A.E.	Categ. amenaza España	Categ. amenaza Madrid	Lista Roja Migrat. Reproductoras	Lista Roja España	Libro Rojo España	Artículo Nota AOM
<b>Sturnidae</b>											
Estornino rosado	<i>Pastor roseus</i>	A	R2								A
Estornino pinto	<i>Sturnus vulgaris</i>	A						LC	LC		P, I
Estornino negro	<i>Sturnus vulgaris</i>	A						LC	LC		S, R
<b>Turdidae</b>											
Zorzal común	<i>Turdus philomelos</i>	A						LC	LC		P, I, S, r
Zorzal charlo	<i>Turdus viscivorus</i>	A						LC	LC		S, R
Zorzal alirrojo	<i>Turdus iliacus</i>	A					DD				p. i
Mirlo común	<i>Turdus merula</i>	A						LC	LC		S, I, R
Zorzal real	<i>Turdus pilaris</i>	A					DD				p. i
Mirlo capiblanco	<i>Turdus torquatus</i>	A				PE		DD	DD		p. i
<b>Muscicapidae</b>											
Alzacola rojizo	<i>Cercothraupis galactotes</i>	A				VU		EN	EN		A
Papamoscas gris	<i>Muscicapa striata</i>	A				PE		LC	LC		P, e, r
Petirrojo europeo	<i>Erithacus rubecula</i>	A				PE	IE	LC	LC		P, I, S, R
Ruiseñor pechiazul	<i>Luscinia svecica</i>	A				PE	IE	DD	DD		P, e, I, r
Ruiseñor común	<i>Luscinia megarhynchos</i>	A				PE		LC	LC		P, E, R
Papamoscas papirojo	<i>Ficedula parva</i>	A	R2								A
Papamoscas ceirrojillo	<i>Ficedula hypoleuca</i>	A				PE		LC	LC		P, e, r
Colirrojo tizón	<i>Phoenicurus ochruros</i>	A				PE		LC	LC		P, I, S, R
Colirrojo real	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	A				VU	IE	LC	LC		P, r
Roquero rojo	<i>Monticola saxatilis</i>	A				PE		NT	NT		e, p, r
Roquero solitario	<i>Monticola solitarius</i>	A				PE		LC	LC		S, R
Tarabilla norteña	<i>Saxicola rubetra</i>	A				PE	IE	DD	DD		P, e, r
Tarabilla europea	<i>Saxicola rubicola</i>	A				PE		LC	LC		S, p, R
Collalba gris	<i>Oenanthe oenanthe</i>	A				PE		NT	NT		P, E, R
Collalba rubia occidental	<i>Oenanthe hispanica</i>	A				PE		NT	NT		P, E, R
Collalba negra	<i>Oenanthe leucura</i>	A				PE	IE	LC	LC		S, R
<b>Cinclidae</b>											
Mirlo acuático europeo	<i>Cinclus cinclus</i>	A				PE	IE	LC	LC		S, R
<b>Passeridae</b>											
Gorrión chillón	<i>Petronia petronia</i>	A				PE		LC	LC		S, R
Gorrión alpineo	<i>Montifringilla nivalis</i>	A						NT	NT		A
Gorrión molinero	<i>Passer montanus</i>	A						NT	NT		S, R
Gorrión moruno	<i>Passer hispaniolensis</i>	A						LC	LC		S, R
Gorrión común	<i>Passer domesticus</i>	A						LC	LC		S, R
											99, 15-17
											01
											02, 04, 15-17
											96
											01, 04, 15-17
											99

## ESPECIES NATIVAS

Nombre común	Nombre científico	Categ. España	Rareza N° Obs.	Caract. España	Categ. G.A.E.	Categ. amenaza España	Categ. amenaza Madrid	Lista Roja Invern./ Migrat.	Lista Reproductoras	Libro Rojo España	Estatus Madrid 2021	Artículo Nota AOM
<b>Sturnellidae</b>												
Acentor alpino	<i>Prunella collaris</i>	A				PE	IE		NT		p. i	
Acentor común	<i>Prunella modularis</i>	A				PE		LC			I, S, p; R	
<b>Motacillidae</b>												
Lavandera boyera	<i>Motacilla flava</i>	A				PE		LC			p, e, r	
Lavandera cascadera	<i>Motacilla cinerea</i>	A				PE		LC			S; R	
Lavandera blanca	<i>Motacilla alba</i>	A				PE		LC			I, P, S; R	96
Bisbita campestre	<i>Anthus campestris</i>	A				PE		LC			p, e, r	
Bisbita pratense	<i>Anthus pratensis</i>	A				PE		LC			P, i	
Bisbita arbóreo	<i>Anthus trivialis</i>	A				PE		LC			p, e, r	
Bisbita alpino	<i>Anthus spinoletta</i>	A				PE		NT			I, P, s; r	
<b>Fringillidae</b>												
Pinzón vulgar	<i>Fringilla coelebs</i>	A				PE		LC			P, I, S; R	
Pinzón real	<i>Fringilla montifringilla</i>	A				PE		DD			p. i	
Picogordo común	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	A				PE		LC			S; R	
Camachuelo común	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	A			A (1)	PE		LC			p. i; r0	18
Camachuelo carminoso	<i>Carpodacus erythrinus</i>	A	R2			PE					A	
Verderón común	<i>Chloris chloris</i>	A				PE		LC			S, P; I; R	
Pardillo común	<i>Linaria cannabina</i>	A				PE		LC			S, P; I; R	
Piquituerto común	<i>Loxia curvirostra</i>	A				PE		LC			S; R	
Jilguero europeo	<i>Carduelis carduelis</i>	A				PE	IE	LC			S, P; I; R	
Verderón serrano	<i>Carduelis citrinella</i>	A				PE		NT			S; R	
Serín verdicillo	<i>Serinus serinus</i>	A				PE		LC			S, p; R	
Jilguero lugano	<i>Spinus spinus</i>	A				PE		NT			P, I; r0	
<b>Calcariidae</b>												
Escribano nival	<i>Plectrophenax nivalis</i>	A				PE		DD			A	
<b>Emberizidae</b>												
Escribano triguero	<i>Emberiza calandra</i>	A				PE		LC			S; R	
Escribano cerillo	<i>Emberiza citrinella</i>	A				PE		EN			p. i	
Escribano montesino	<i>Emberiza cia</i>	A				PE		LC			S; R	
Escribano hortelano	<i>Emberiza hortulana</i>	A				PE		NT			p, e, r	
Escribano soteño	<i>Emberiza cirillus</i>	A				PE		NT			S; R	
Escribano pigmeo	<i>Emberiza pusilla</i>	A	R2			PE					A	
Escribano pallastre	<i>Emberiza schoenicus</i>	A				PE, EX	IE	CR			P, I	

**ESPECIES EXÓTICAS**

Nombre común	Nombre científico	Categ. España	Rareza Nº Obs.	Caract. España	Categ. G.A.E.	Categ. invasoras	Estatus Madrid	Artículo AOM
<b>ANSERIFORMES</b>								
<b>Anatidae</b>								
Barnacia canadiense grande	<i>Brania canadensis</i>	C*			C*, E2	Inv	Ex0	
Ansar indio	<i>Anser indicus</i>	C*			C*, E3		Ex0, S, T0	
Ansar cisnal	<i>Anser cygnoides</i>				E3		Ex0	
Cisne negro	<i>Cygnus atratus</i>	C*			C*, E2		Ex0	
Ganso del Nilo	<i>Alopochen aegyptiaca</i>	C			C	Inv	Ex0, S, T	
Tarro sudamericano	<i>Tadorna cana</i>				E3		Ex0	
Tarro maorí	<i>Tadorna variegata</i>				E3		Ex0	
Pato criollo	<i>Cairina moschata</i>				E2		Ex0, S, T0	
Pato jovuayo	<i>Aix sponsa</i>	D	R1		D, E3		Ex0	
Pato mandarín	<i>Aix galericulata</i>	C*			C*, E2		Ex0	
Pato brasileño	<i>Amazonetta brasiliensis</i>				E3		Ex0	
Pato acollarado	<i>Callonetta leucophrys</i>				E2		Ex0	
Anade gargantillo	<i>Anas baharicensis</i>				E3		Ex0	
Malvasía canela	<i>Oxyura jamaicensis</i>	C*			C*, E2	Inv	Ex0	
<b>GALLIFORMES</b>								
<b>Odonophoridae</b>								
Colin de California	<i>Callipepla californica</i>				E2		Ex0	
<b>Phasianidae</b>								
Falsán vulgar	<i>Phasianus colchicus</i>	E1			E1		Ex0	
Codorniz china	<i>Synoticus chinensis</i>				E3		Ex0	
Codorniz japonesa	<i>Coturnix japonica</i>				E3	Inv	Ex0	
<b>COLUMBIFORMES</b>								
<b>Columbidae</b>								
Tortolita diamante	<i>Geopelia cuneata</i>				E3		Ex0	
Zenaida peruana	<i>Zenaida macroura</i>				E3		Ex0	
<b>PELECANIFORMES</b>								
<b>Threskiornithidae</b>								
Ibis sagrado	<i>Threskiornis aethiopicus</i>	C*			C*, E3	Inv	Ex0	
<b>Pelecanidae</b>								
Pelicano rosado	<i>Pelecanus rufescens</i>	D	R2		D, E3		Ex0	
<b>ACCIPITRIFORMES</b>								
<b>Accipitridae</b>								
Busardo mixto	<i>Parabuteo unicinctus</i>				E2		Ex0	

**ESPECIES EXÓTICAS**

Nombre común	Nombre científico	Categ. España	Rareza N° Obs.	Caract. España	Categ. G.A.E.	Categ. invasoras	Estatus Madrid	Artículo AOM
<b>FALCONIFORMES</b>								
<b>Falconidae</b>								
Cernicalo americano	<i>Falco sparverius</i>				E3		Ex0	
Halcón aleto	<i>Falco femoralis</i>				E3		Ex0	
<b>PSITTACIFORMES</b>								
<b>Cacatuidae</b>								
Cacatúa nifia	<i>Nymphicus hollandicus</i>				E3		Ex0	
Cacatúa galerita	<i>Cacatua galerita</i>				E3		Ex0	
<b>Psittacidae</b>								
Loro yaco	<i>Psittacus erithacus</i>				E3		Ex0	
Lorito senegalés	<i>Poicephalus senegalus</i>				E2		Ex0	
Cotorra argentina	<i>Myiopsitta monachus</i>	C			C	Inv	Ex0, S; R	98, 05, 21
Amazona frentiazul	<i>Amazona aestiva</i>				E2		Ex0	
Amazona alifaranja	<i>Amazona amazonica</i>				E3		Ex0	
Loro barranquero	<i>Cyanoliseus patagonus</i>				E3		Ex0	
Aralinga harday	<i>Aralinga harday</i>				E2		Ex0	
Guacamayo azuliamarillo	<i>Ara ararauna</i>				E3		Ex0	
Guacamayo noble norteño	<i>Diopsittaca nobilis</i>				E3		Ex0	
Aralinga cabeciazul	<i>Thectocercus acuticaudatus</i>	E1			C		Ex0	
Aralinga mitrada	<i>Psittacara mitratus</i>	C			C		Ex0	
Aralinga de Guayaquil	<i>Psittacara erythrogenys</i>	C			C		Ex0	
<b>Psittaculidae</b>								
Cotorra alejandrina	<i>Psittacula eupatria</i>				E3		Ex0	
Cotorra de Kramer	<i>Psittacula krameri</i>	C			C	Inv	Ex0, S; r	
Perico dorosirojo	<i>Psepholus haematonotus</i>				E3		Ex0	
Perico elegante	<i>Platyercus elegans</i>				E3		Ex0	
Perico multicolor	<i>Platyercus eximius</i>				E3		Ex0	
Periquito común	<i>Melospitacus undulatus</i>				E3		Ex0	
Inseparable carirrojo	<i>Agapornis pullarius</i>				E3		Ex0	
Inseparable de Namibia	<i>Agapornis roseicollis</i>				E3		Ex0	
Inseparable de Fischer	<i>Agapornis fischeri</i>				E3		Ex0	
Inseparable cabecinegro	<i>Agapornis personatus</i>				E2		Ex0	

**ESPECIES EXÓTICAS**

**Nombre común**

**Nombre científico**

**Categ. España**

**Rareza N° Obs.**

**Caract. España**

**Categ. G.A.E.**

**Categ. invasoras**

**Estatus Madrid**

**Artículo AOM**

**PASSERIFORMES**

**Corvidae**

Cuervo pío	<i>Corvus albus</i>	D	RI		D, E3			Ex0	
------------	---------------------	---	----	--	-------	--	--	-----	--

**Leiothrichidae**

Leiothrix piquirrojo	<i>Leiothrix lutea</i>	C			C	Inv		Ex0	
----------------------	------------------------	---	--	--	---	-----	--	-----	--

**Sturnidae**

Estornino púrpuro	<i>Lampotornis purpureus</i>				E3			Ex0	
-------------------	------------------------------	--	--	--	----	--	--	-----	--

**Ploceidae**

Tejedor común	<i>Ploceus cucullatus</i>				E3	Inv		Ex0	
---------------	---------------------------	--	--	--	----	-----	--	-----	--

Quelea común	<i>Quelea quelea</i>				E2	Inv		Ex0	
--------------	----------------------	--	--	--	----	-----	--	-----	--

Obispo coronado	<i>Euplectes afer</i>	C			C	Inv		Ex0	
-----------------	-----------------------	---	--	--	---	-----	--	-----	--

**Estrildidae**

Diamante cebra australiano	<i>Taeniopygia castanotis</i>				E2			Ex0	
----------------------------	-------------------------------	--	--	--	----	--	--	-----	--

Capuchino atrocero de Java	<i>Lonchura oryzivora</i>				E3			Ex0	
----------------------------	---------------------------	--	--	--	----	--	--	-----	--

Capuchino punteado	<i>Lonchura punctulata</i>				E3			Ex0	
--------------------	----------------------------	--	--	--	----	--	--	-----	--

Capuchino culiblanco	<i>Lonchura striata</i>				E3			Ex0	
----------------------	-------------------------	--	--	--	----	--	--	-----	--

Capuchino tricolor	<i>Lonchura malacca</i>				E3#			Ex0	
--------------------	-------------------------	--	--	--	-----	--	--	-----	--

Capuchino cabeciblanco	<i>Lonchura maja</i>				E3#			Ex0	
------------------------	----------------------	--	--	--	-----	--	--	-----	--

Estrilda carinanjá	<i>Estrilda melipoda</i>	C			C	Inv		Ex0	
--------------------	--------------------------	---	--	--	---	-----	--	-----	--

Estrilda común	<i>Estrilda astrild</i>	C			C	Inv		Ex0	
----------------	-------------------------	---	--	--	---	-----	--	-----	--

Estrilda culinegra	<i>Estrilda troglodytes</i>	C			C	Inv		Ex0	
--------------------	-----------------------------	---	--	--	---	-----	--	-----	--

Bengalí cebra	<i>Amandava subflava</i>				E3			Ex0	
---------------	--------------------------	--	--	--	----	--	--	-----	--

Bengalí rojo	<i>Amandava amandava</i>	C			C	Inv		Ex0, S, R	99, 15-17
--------------	--------------------------	---	--	--	---	-----	--	-----------	-----------

**Viduidae**

Viuda colicinta	<i>Vidua macroura</i>				E3			Ex0	
-----------------	-----------------------	--	--	--	----	--	--	-----	--

**Fringillidae**

Picogordo japonés	<i>Eophona personata</i>				E3#			Ex0	
-------------------	--------------------------	--	--	--	-----	--	--	-----	--

Serín canario	<i>Serinus canaria</i>				E3			Ex0	
---------------	------------------------	--	--	--	----	--	--	-----	--

**Icteridae**

Zanate	<i>Quiscalus</i> sp.							Ex0	
--------	----------------------	--	--	--	--	--	--	-----	--

**Cardinalidae**

Picogrueso	<i>Pheucticus</i> sp.							Ex0	
------------	-----------------------	--	--	--	--	--	--	-----	--

**Thraupidae**

Cardenilla crestada	<i>Paroaria coronata</i>				E2			Ex0	
---------------------	--------------------------	--	--	--	----	--	--	-----	--

# Observaciones ornitológicas destacadas 2021

**Marce MARTÍN\*, Miguel JUAN y Virginia DE LA TORRE**

Grupo Ornitológico SEO-Monticola, Unidad de Zoología, Edificio de Biología  
Universidad Autónoma de Madrid. c/ Darwin 2, 28049 Madrid

\* marce.martin@gmail.com

## Resumen

En 2021 se incorpora a nuestra avifauna una especie nueva, el correlimos pectoral, con la observación de 1 juvenil durante la migración postnupcial. Además, se producen numerosas citas de zarapito trinador, casi todas en migración prenupcial como es habitual en Madrid (Serrano 2021). También es un año especialmente prolífico en citas de pagaza piconegra. Tras quince años se registran observaciones de vencejo cafre, y este año se producen varias citas de mosquiteros silbadores en paso prenupcial por el interior peninsular (eBird 2021), 4 de ellas en la Comunidad de Madrid.

## Introducción

Esta nueva sección muestra las especies de aves, tanto nativas o autóctonas como exóticas, con las observaciones más interesantes en la Comunidad de Madrid durante el año 2021. Se presentan en orden taxonómico de acuerdo a la «Lista patrón de aves en Madrid» (Juan 2021), y se han seleccionado por su rareza, escasez de citas, números destacados, situación en claro declive o aspectos relevantes de su biología, como nuevas zonas de reproducción, censos de parejas reproductoras, individuos marcados, etc.; excepcionalmente se incluyen citas de años anteriores si son relevantes. Las especies exóticas se incluyen al final del listado.

En cada especie se indican los estatus fenológico y reproductor a nivel regional según la «Lista patrón de aves en Madrid» (Juan 2021). Los códigos utilizados son los siguientes:

**S:** Sedentaria. Habitual a lo largo de todo el año con cifras importantes.

**s:** Sedentaria. Habitual a lo largo de todo el año con cifras reducidas.

**E:** Estival. Habitual en primavera y verano con cifras importantes.

**e:** Estival. Habitual en primavera y verano con cifras reducidas.

**I:** Invernante. Habitual en invierno con cifras importantes.

**i:** Invernante. Habitual en invierno con cifras reducidas.

**P:** Migrante. Habitual durante los pasos migratorios (normalmente en primavera y otoño) con cifras importantes.

**p:** Migrante. Habitual durante los pasos migratorios (normalmente en primavera y otoño) con cifras reducidas.

**O:** Ocasional. Se presenta con cierta regularidad y acumula entre diez y cincuenta citas o, si supera esta cifra, no se ha citado al menos en diez de los últimos quince años.

**A:** Accidental. Se presenta con muy poca frecuencia, con menos de diez citas.

**Int:** Especie nativa con población total o parcialmente introducida en Madrid, o en España y detectada en Madrid.

**Exo:** Exótica. Su presencia seguramente tenga origen en escapes de aves en cautividad.

**R:** Reproductor. Cría todos los años con cifras importantes.

**r:** Reproductor. Cría todos los años con cifras reducidas.

**ro:** Reproductor ocasional. Cría o ha criado algunos años con cifras muy reducidas.

Se separa el estatus fenológico del reproductor, si es el caso, por un punto y coma. Para la mayoría de las especies accidentales se indica el número de citas registradas previas a 2021. Además, en aquellas que sean rareza en la Lista de las aves de España (Rouco *et al.* 2022), se resalta su estatus en negrita roja «**A**» y se indica la necesidad de homologación por el Comité de Rarezas. Las especies exóticas son objeto de seguimiento por el Grupo de Aves Exóticas de SEO/BirdLife (Santos *et al.* 2022) y se recomienda enviar todas las citas mediante correo electrónico a [cuadernogae@gmail.com](mailto:cuadernogae@gmail.com).

En cada observación aparece la localidad, el número de individuos, sexo y edad de las aves si se conoce, la fecha con el mes en números romanos y el observador. Las observaciones de cada especie se ordenan por fechas, y en aquellos casos que una misma cita se repite en una misma localidad o en una próxima, se ordenan en función de la primera fecha. En general, para las observaciones múltiples de una especie en la misma localidad se indican los nombres del descubridor y del observador de la última cita para abreviar. Se resalta en negrita la primera cita de una especie o subespecie en la Comunidad de Madrid.

Al final de esta sección se presenta un resumen (tabla 1) que incluye el listado de las especies con estatus «ocasional» y «accidental» citadas en 2021, así como el número de citas e individuos observados en este año.

## Especies nativas

### Ánade rabudo (*Anas acuta*)

**Estatus regional:** p, i

- Manzanares el Real, embalse de Santillana, el 20.III se observa un gran bando, de unos 230 individuos, que se mueven de forma compacta acosados por gaviotas sombrías (A. Alonso, J. Ruiz). Es el mayor bando registrado hasta 2021 en Madrid.

### Pato colorado (*Netta rufina*)

**Estatus regional:** p, s, Int; r.

- Rivas-Vaciamadrid, graveras de El Porcal, hasta 12 parejas se reproducen



durante la temporada de cría, con un total de 74 pollos. La segunda mayor concentración de muda registrada en Madrid hasta 2021 se produce el 4.VII con 406 ejemplares (M. Fernández, A. Blanco, L. Ameigenda, E. del Val y J. L. Fuentes/Grupo Naumanni).

### **Porrón acollarado** **(*Aythya collaris*)**

**Estatus regional:** O

- Velilla de San Antonio, lagunas Picón de los Conejos y El Raso, 1 macho el 26 y 27.III (L. Ó. Carretero y J. M. de la Peña). Se observa tanto en las lagunas como en el cercano río Jarama.

### **Porrón osculado** **(*Bucephala clangula*)**

**Estatus regional:** A, con 9 citas previas.

#### **Citas anteriores a 2021**

La cita realizada en el año 2019 en Manzanares el Real, embalse de Santillana, y publicada en el AOM 2019-2020, ha sido homologada por el Comité de Rarezas (Gil-Velasco *et al.* 2022).

### **Malvasía cabeciblanca** **(*Oxyura leucocephala*)**

**Estatus regional:** p, e; r

- Rivas-Vaciamadrid, el resultado de la temporada reproductora en las graveras de El Porcal arroja hasta 7 hembras con 6, 2, 5, 6, 4, 3 y 5 pollos (M. Fernández, A. Blanco, L. Ameigenda, E. del Val y J. L. Fuentes/Grupo Naumanni).

### **Colimbo grande** **(*Gavia immer*)**

**Estatus regional:** A, con 2 citas previas.

- Manzanares el Real, embalse de Santillana, 1 juvenil en la zona del río Samburiel el 6.II (P. Sobrados), se localiza cerca de la presa al día siguiente (D. López-Velasco y otros observadores) y allí permanece hasta el 11.II (F. López). Se vuelve a ver 1 individuo, con plumaje no reproductor, el 7.VI (D. Díaz) y de nuevo el 2.IX (J. A. Matesanz), desde entonces permanece en diferentes puntos del embalse con observaciones casi continuas hasta comienzos de noviembre. La última cita es del 27.XI (M. Á. Serrano).



Porrón acollarado (*Aythya collaris*) macho junto a porrones europeos en la laguna Picón de los Conejos (Velilla de San Antonio) el 27 de marzo.  
© Delfín González



Colimbo grande (*Gavia immer*) joven en el embalse de Santillana (Manzanares el Real) el 10 de octubre.

© Jorge Canalda

El 17.IX se observa que tiene un aparejo de pesca enredado en el tarso izquierdo que quizás le impida volar (J. M. Ibáñez). Es muy probable

que todas las observaciones sean del mismo individuo, el cual habría pasado inadvertido desde mediados de febrero hasta principios de junio y gran parte del verano por la dificultad de acceso a la presa y la lejanía desde los lugares habituales de observación a dicha zona y otros puntos del embalse.



Colimbo grande (*Gavia immer*) joven en el embalse de Santillana (Manzanares el Real) el 25 de septiembre con un aparejo de pesca enredado en la pata.

© Ricardo Rodríguez

**Avetoro común**  
(*Botaurus stellaris*)

**Estatus regional:** O

- Ciempozuelos, Soto Gutiérrez. Se producen 3 citas, todas de 1 individuo aislado, en la misma zona de carrizal donde ya se citó los últimos años. En el paso prenupcial 1 ave en vuelo, se posa en la laguna principal y camina tranquilamente antes de meterse en el carrizo, el 15.III y sigue el 16.III (J. Liarte y F. Martínez); en la migración postnupcial, 1 individuo, posible juvenil, cruza en vuelo varias veces el 5.IX (C. Tababante y J. García) y, por último, 1 ave sobrevuela el carrizal de la laguna principal el 29.X (J. Liarte).  
- Manzanares el Real, embalse de Santillana, 1 ave se mueve por los prados adhesionados de la desembocadura del río Samburiel entre el 22 y el 30.III (E. Maudos y J. Martínez).

**Cormorán grande**  
(*Phalacrocorax carbo*)

**Estatus regional:** I, P, S; r

- Madrid, parque Madrid Río, 1 adulto en el río Manzanares el 15 y 23.I (E. Blanco y M. Martín). Porta anilla metálica 2N-6697, marcado el 16.VI.2015 cuando era un pollo en la pequeña isla de Tyreholm, Møn, región de Sjælland, al sur de Dinamarca, fue observado también en el río Manzanares el 7.I.2016 (CBRC 2021).  
- Rivas-Vaciamadrid, graveras de El Porcal, 27 nidos ocupados el 7.IV, y se ven pollos de 10-12 días de edad el 26.IV (M. Fernández, A. Blanco, L. Ameigenda, E. del Val y J. L. Fuentes/Grupo Naumanni). Laguna al norte cerca de las antenas de RNE, nueva zona de reproducción y muy próxima a la colonia conocida, un

nido en el que 1 adulto incubaba el 15.V, se encuentra vacío el 19.VI (G. Barsi).

- Velilla de San Antonio, laguna Picón de los Conejos, nueva posible zona de reproducción con la observación de 1 adulto en un nido el 15.V (G. Barsi) y el 5.VI (E. Blanco). El nido está vacío, tal vez por meteorología adversa, el 19 y 23.VI. El 6.VIII se observa un intento de cópula y arreglo del nido por parte de 1 pareja formada por un macho inmaduro y una hembra adulta (G. Barsi).

**Águila pescadora**  
(*Pandion haliaetus*)

**Estatus regional:** p.

- Manzanares el Real, embalse de Santillana, durante la migración postnupcial se ve 1 juvenil con 4 citas entre los días 5 y 24.IX (M. Á. Serrano). El ave porta una anilla negra de lectura a distancia BX68, fue anillado como pollo dos meses antes, el 2.VII, en Bützov, Rostock Land, Alemania.

**Buitre negro**  
(*Aegypius monachus*)

**Estatus regional:** S; R.

- Colmenar Viejo, vertedero de residuos sólidos urbanos, el 1.XI se observa 1 inmaduro anillado (D. Fernández). Proviene de Gorges de la Dourbie, departamento de Aveyron, Francia, donde fue marcado en el nido el 1.VI.2000 con anilla de lectura a distancia amarilla y código negro IEB.

**Aguilucho papialbo**  
(*Circus macrourus*)

**Estatus regional:** A, con 3 citas previas.



Ostreros euroasiáticos (*Haematopus ostralegus*) machos e inmaduro en el embalse de Santillana (Soto del Real) el 25 de abril.

© Miguel Ángel Serrano

- Griñón, camino de Parla, 1 macho de tercer año en la zona cerealista, el 11.III (G. Camacho, P. Tapia, M. Kisters y E. Castillejos). Se detecta varios días, a la tarde en vuelo de norte a sur hacia un lugar indeterminado donde duerme. La última cita es del 23.III (J. Forquignon). El día 20.III también se ve en cultivos de secano del cercano municipio de Torrejón de Velasco (J. M. Herranz).

#### **Polluela pintoja** **(*Porzana porzana*)**

**Estatus regional:** O

- Ciempozuelos, Soto Gutiérrez, citas en el paso postnupcial, 1 individuo en el carrizal el 17.VIII (J. M. Herranz), observado de nuevo el 21.VIII (R. Rodríguez), y una observación tardía el 29.XI de 1 ave (J. Ruiz).

#### **Ostrero euroasiático** **(*Haematopus ostralegus*)**

**Estatus regional:** A, con 5 citas previas.

- Soto del Real, embalse de Santillana, zona del arroyo Chozas, 2 adultos y 1 inmaduro posados en unas rocas la mañana del 25.IV (J.

C. Paniagua, C. Ponteigne, J. Ruiz y M. Á. Serrano). Al día siguiente no se encuentran en la zona.

#### **Chorlito gris** **(*Pluvialis squatarola*)**

**Estatus regional:** O

- Soto el Real, embalse de Santillana, zona del arroyo Chozas, durante el paso prenupcial se observa un grupo de 7 individuos el 25.V (M. Á. Llanos) y el 26.V, de los cuales al menos 4 aves permanecen el 27.V y 1 ejemplar el 28.V (M. Á. Serrano). El 17.VI, al final de la migración prenupcial, se ve 1 ave en plumaje reproductor (J. Dadds, G. Martín). El bando de 7 aves es el mayor registrado hasta 2021 en Madrid (Serrano 2021).

- Ciempozuelos, Soto Gutiérrez, una única cita en paso postnupcial de 1 ave en un prado inundado entre el 22.X y el 4.XI (J. Liarte).

#### **Chorlitejo patinegro** **(*Charadrius alexandrinus*)**

**Estatus regional:** O

- Manzanares el Real, embalse de Santillana, 1 juvenil el 12 y 13.VII (M.

Á. Serrano, J. García de los Ríos, D. Izquierdo), quizás el mismo que se ve los días 20 y 21.VII (M. Á. Serrano, J. Ruiz, D. Ordóñez); el 16.IX se ve otro ave (M. Á. Serrano), y la última cita, algo tardía en la migración postnupcial, de otro individuo el 27.XI (M. Á. Serrano).

- Ciempozuelos, Soto Gutiérrez, 2 individuos en un prado encharcado junto a chorlitejos chicos el 31.VIII (E. Castillejos).

### Zarapito trinador (*Numenius phaeopus*)

**Estatus regional:** O

- Manzanares el Real, embalse de Santillana, 1 ave oculta entre la vegetación en la desembocadura del río Samburriel el 20.III (D. González, M. Á. Serrano, G. Martín y M. Martín); otro individuo en el arroyo Chozas el 9.IV (J. Ruiz), quizás el mismo que se localiza en la zona de La Fresneda los días 11 y 12.IV (J. Martínez, J. Dadds) y el 18 y 19.IV (D. Izquierdo, P. de la Nava, J. Ruiz); 3 aves el 20.IV (F. Vizcaino) y por último, en la zona del arroyo Chozas, 3 ejemplares descansan en la orilla a primera hora del 22.IV, poco después levantan el vuelo y se van (M. Martín).

- Valdetorres del Jarama, ZEPA, se observa en vuelo en dirección sur un bando de 29 ejemplares el 16.IV (M. Pérez). Se trata del mayor bando registrado hasta 2021 en Madrid.

- Ciempozuelos, Soto Gutiérrez, 3 ejemplares posados en un campo el 18.IV (J. M. Herranz) y 2 aves también posadas en una laguna detrás de la EDAR el 23.IV (J. M. Herranz).

- El Escorial, embalse de Valmayor, única cita de paso postnupcial, 1 ave del 13 al 15.VII (D. Fernández).

### Zarapito real (*Numenius arquata*)

**Estatus regional:** O

- Soto del Real, embalse de Santillana, 1 ave en la zona del arroyo Chozas el 24.II (J. Ruiz), y otro individuo el 22.III (J. Ruiz, D. Díaz).

### Vuelvepedras común (*Arenaria interpres*)

**Estatus regional:** O

- Guadalix de la Sierra, 1 ave en una charca de una finca ganadera, entre el casco urbano y el embalse de Pedrezuela, el 25.IV (M. Á. Serrano y J. Ruiz).

- Manzanares el Real, embalse de Santillana, 1 individuo se alimenta en la orilla, junto a 5 correlimos tridáctilos y un grupo numeroso de chorlitejos grandes, el 14.V (D. Díaz); arroyo Chozas, 2 aves el 6.IX (J. Ruiz).

### Correlimos tridáctilo (*Calidris alba*)

**Estatus regional:** O

- Soto del Real, embalse de Santillana, 1 ejemplar en la zona del arroyo Chozas junto a otras limícolas la tarde del 22.IV (J. M. Paraíso y P. de la Nava), se observan 2 individuos al día siguiente (J. M. Paraíso, C. Antón, J. Ruiz, J. García de los Ríos); 1 ejemplar el 11.V, y 7 individuos, en diferentes estados de muda, el 13.V (M. Á. Serrano), de los cuales al menos permanecen 5 aves al día siguiente, junto a un vuelvepedras y un grupo numeroso de chorlitejos grandes (D. Díaz). Durante la migración postnupcial se registra únicamente 1 juvenil el 11 y 12.IX (M. Á. Serrano y J. Canalda).

- Colmenarejo, embalse de Valmayor, 2 aves en la orilla este del embalse, junto a 7 chorlitejos grandes, el 22.IV (D. Fernández).

- Guadalix de la Sierra, embalse de Pedrezuela, citas postnupciales, 6 aves el 16.VIII y 1 juvenil el 31.VIII y 4.IX (M. Á. Serrano).

**Correlimos pectoral**  
**(*Calidris melanotos*)**

**Estatus regional:** A

- Ciempozuelos, Soto Gutiérrez, el **17.IX se registra la primera cita de la especie en la Comunidad de Madrid, con la observación de 1 juvenil** en un prado encharcado y en compañía de otras limícolas (J. Liarte). Permanece en la zona con numerosas observaciones diarias, casi siempre en el mismo prado, hasta el 28.IX (J. M. Herranz). Esta limícola tiene una distribución estival por el ártico norteamericano y siberiano, con

Correlimos pectoral (*Calidris melanotos*) juvenil en Soto Gutiérrez (Ciempozuelos) el 25 de septiembre.

© David Hurtado

una invernada destacada en el cono sur de América, suroeste de Australia y Nueva Zelanda (Farmer *et al.* 2020).

**Falaropo picogruoso**  
**(*Phalaropus fulicarius*)**

**Estatus regional:** A, con 6 citas previas.

- Soto del Real, embalse de Santillana, 1 adulto en la zona del arroyo Chozas muestra un comportamiento confiado, nada cerca de la orilla y se alimenta fuera del agua durante todo el 23.X (B. Berdiales, G. Núñez-Lagos y J. Martínez de Aramayona). Al día siguiente ya no se encuentra en la zona.

**Archibebe oscuro**  
**(*Tringa erythropus*)**

**Estatus regional:** O

- Soto del Real, embalse de Santillana, desembocadura del arroyo Chozas, 2 aves en plumaje de





Falaropo picogrueso (*Phalaropus fulicarius*) adulto en plumaje de invierno en el embalse de Santillana (Soto del Real) el 23 de octubre. © Benjamín Berdiales

transición el 16 y 17.IV (J. Ruiz, D. Izquierdo, J. C. Paniagua), y al menos 1 ejemplar el 18.IV (J. Ruiz y C. Antón). Se ven 10 individuos en un bando mixto de aproximadamente 119 archibebes formado por éstos además de unos 43 comunes y unos 66 claros el 22.IV (M. Martín, E. Baonza, J. C. Hidalgo, P. de la Nava y J. M. de la Peña). Al menos 7 aves, algunas con muda muy avanzada, continúan el 23 y 24.IV (J. M. de la Peña, Ó. Monge), posteriormente se ve 1 ave en plumaje nupcial el 27.IV (J. M. de la Peña).

- Ciempozuelos, Soto Gutiérrez, paso postnupcial tardío, 1 ave en plumaje invernal se alimenta en una zona encharcada de una finca ganadera, entre el 27.XI y el 2.XII (L. Ó. Carretero y J. Castaño).

#### Archibebe claro (*Tringa nebularia*)

**Estatus regional:** p, i

- Soto del Real, embalse de Santillana, zona del arroyo Chozas, un gran bando mixto formado por aproximadamente 66 archibebes claros junto con 10 archibebes oscuros y unos 43 comunes y, casi al mismo tiempo en la cercana zona de La Fresneda, 3 archibebes claros y 16 comunes en

la mañana del 22.IV (M. Martín, E. Baonza, J. C. Hidalgo, P. de la Nava y J. M. de la Peña). Se trata de la mayor concentración de esta especie registrada hasta 2021 en Madrid.

#### Canastera común (*Glareola pratincta*)

**Estatus regional:** O

- Ciempozuelos, Soto Gutiérrez, 2 aves en vuelo en dirección oeste el 19.VIII (J. J. Bote).

#### Gaviota de Bonaparte (*Chroicocephalus philadelphia*)

**Estatus regional:** A, con 2 citas previas.

**Citas anteriores a 2021**

La cita realizada en el año 2020 en Madrid, parque de las Cruces, y publicada en el AOM 2019-2020, ha sido homologada por el Comité de Rarezas (Gil-Velasco *et al.* 2022).

#### Gaviota enana (*Hydrocoloeus minutus*)

**Estatus regional:** O

- Manzanares el Real, embalse de Santillana, en la zona de La Fresneda, el 17.III se observa 1 ave de primer invierno, posada en el agua cerca de la orilla, junto a gaviotas reidoras (C. Antón). Se vuelve a

localizar en la desembocadura el río Samburiel el 19.III (J. García de los Ríos, J. García y varios observadores) donde se alimenta durante el día y vuelve a dormir a la zona del arroyo Chozas junto a gaviotas reidoras. Permanece en la zona, con observaciones diarias, hasta el 27.III.

- Valdemorillo, embalse de Valmayor, la Pizarrera, 1 ave de primer invierno entre el 7 y el 15.XII (D. Fernández).

**Gaviota de Audouin**  
**(*Larus audouinii*)**

**Estatus regional:** O

- Colmenar Viejo, vertedero de residuos sólidos urbanos, el 8.IX se observa 1 juvenil (J. A. Matesanz).

- Manzanares el Real, embalse de Santillana, 1 juvenil, quizás el mismo visto días antes en Colmenar Viejo, el 12.IX (J. Martínez) y otro joven el 13.X (D. Díaz).

**Gaviota cabecinegra**  
**(*Larus melanocephalus*)**

**Estatus regional:** p, i.

- Valdemorillo, embalse de Valmayor, la Pizarrera, 15 juveniles juntos y posados sobre el agua el 31.VII (D. Fernández). Es la cita más numerosa registrada hasta 2021 en Madrid.

- Colmenar Viejo, en el vertedero de residuos sólidos urbanos, el 12.IX se observa 1 adulto híbrido probable de gaviota cabecinegra y reidora (*L. melanocephalus* x *Ch. ridibundus*) en plumaje de invierno (D. Fernández y J. M. Ruiz).

- Pinto, vertedero de residuos sólidos urbanos, 1 adulto, híbrido probable de gaviota cabecinegra y reidora (*L. melanocephalus* x *Ch. ridibundus*) el 28.XII.2019 (D. Fernández). Fue marcado como pollo con anilla de lectura a distancia roja y código blanco H3H5 el 16.VI.2016 en Zalavár, Zala, Hungría.



Híbrido probable de gaviota reidora y cabecinegra (*Ch. ridibundus* x *L. melanocephalus*) adulto en plumaje de invierno en el vertedero de residuos sólidos urbanos (Colmenar Viejo) el 12 de septiembre. © David Fernández



### Gaviota de Delaware (*Larus delawarensis*)

**Estatus regional:** A, con 2 citas previas.

- Colmenar Viejo, vertedero de residuos sólidos urbanos, 1 adulto, híbrido probable de gaviota de Delaware y sombría (*L. delawarensis* x *L. fuscus*), el 7 y 21.XI y el 24.XII (D. Fernández). También se observa en el parque Polvoranca, Leganés, el 5.XII (D. Fernández). Este individuo ha sido observado regularmente en inviernos anteriores desde 2008.

### Gavión atlántico (*Larus marinus*)

**Estatus regional:** O

- Colmenar Viejo, vertedero de residuos sólidos urbanos, 2 individuos de primer invierno el 30 y el 31.I (D. Fernández), uno de ellos se vio antes en el vertedero de Salamanca, según la identificación fotográfica, del 25.XII.2020 al 6.I.2021 (M. Rodríguez Esteban). Este continúa el 3.II (J. A. Matesanz), el 6.II (D. Fernández), sigue el 7 y 14.II (D. González y D. López-Velasco) y la última cita es del 17.II (J. A. Matesanz). Durante la siguiente invernada se localizan 3 individuos diferentes de primer invierno, uno el 28.XI (D. Fernández) otro, ya visto antes en el parque Madrid Río, el 19.XII, y un tercero el 24.XII (D. González).

- Manzanares el Real, embalse de Santillana, 1 ave de primer invierno el 2.XII (D. Díaz) y, quizás el mismo individuo, el 28.XII (J. C. Paniagua).

- Madrid, parque Madrid Río, 1 ejemplar de primer invierno el 12.XII (C. Alonso y V. Alonso, J. Mañes).

### Gaviota argétea europea (*Larus argentatus*)

**Estatus regional:** p, i.

- Colmenar Viejo, vertedero de residuos sólidos urbanos, 1 adulto híbrido probable de gaviota argétea y sombría (*L. argentatus* x *L. fuscus*), en plumaje de invierno, el 21.II (D. González y D. López-Velasco). Se observa 1 individuo de tercer invierno híbrido probable de gaviota argétea y sombría (*L. argentatus* x *L. fuscus*) el 3.III (D. Fernández).

- Pinto, vertedero de residuos sólidos urbanos, 1 adulto híbrido probable de gaviota argétea y sombría (*L. argentatus* x *L. fuscus*) y **1 ave de primer invierno de la subespecie *L. a. argentatus*, el 20.XI** (D. Fernández). Este último individuo fue marcado como pollo el 8.VI con anilla amarilla y código negro HPA30 en Diersforther Waldsee, Wesel, Alemania. **Se confirma por primera vez la llegada de esta subespecie nórdica a la Comunidad de Madrid.**



Híbrido probable de gaviota argétea y sombría (*L. argentatus* x *L. fuscus*), adulto en el vertedero de residuos sólidos urbanos (Pinto) el 20 de noviembre.

© David Fernández

**Gaviota del Caspio**  
**(*Larus cachinnans*)**

**Estatus regional:** p, i.

- Pinto, vertedero de residuos sólidos urbanos, 1 primer invierno anillado el 4 y 11.XII (D. Fernández y J. M. Ruiz). Fue marcado con anilla azul y código blanco F|N el 28.V.2021 en Lelystad, Flevoland, Holanda.

- Colmenar Viejo, vertedero de residuos sólidos urbanos, 1 cuarto invierno/adulto el 28.XI (D. Fernández), sigue el 12.XII (J. M. Ruiz) y el 19 y 24.XII (D. González). Se trata de la primera vez que se registra esta edad en la Comunidad de Madrid.

**Pagaza piconegra**  
**(*Gelochelidon nilotica*)**

**Estatus regional:** O

- El Escorial, embalse de Valmayor, 1 ave el 2.IV (D. Fernández).

- Manzanares el Real, embalse de Santillana, 1 ejemplar el 24.IV (M. Á. Serrano), 4 aves en la zona de La Fresneda el 30.IV (M. Á. Serrano y J. Ruiz), 1 individuo el 28.V (D. Valentín), 2 aves en la zona del arroyo Chozas el 30.V (J. C. Paniagua), 3 ejemplares el 1.VI y de nuevo 2 aves el 2 y 3.VI (M. Á. Serrano, J. Dadds); en la zona de La Fresneda, 2 individuos el 16.VI (S. de la Torre, J. Ruiz, J. Martínez de Aramayona) y 1 adulto el 3.VII (C. Pontégnie).

- Ciempozuelos, Soto Gutiérrez, vuelan juntas 5 aves en plumaje nupcial hacia el sur el 9.V (P. de la Nava, J. M. de la Peña).

- Guadalix de la Sierra, embalse de Pedrezuela, 2 individuos el 19.V (J. Martínez de Aramayona) y 1 ejemplar el 30.V (L. Jiménez).

- Meco, laguna de Meco, 1 ejemplar el 21.V (J. Mañes) y 2 aves el 23.V (D. Izquierdo).

- Rivas-Vaciamadrid, graveras de El Porcal, 1 ave descansa el 6.VI (M. Fernández, A. Blanco, L. Ameigenda, E. del Val y J. L. Fuentes/Grupo Naumanni).

**Pagaza piquirroja**  
**(*Hydroprogne caspia*)**

**Estatus regional:** O

- Soto del Real, embalse de Santillana, el 21.IV se observa por la mañana 1 ave en la Fresneda (M. Arribas), y durante toda la tarde en la zona del arroyo Chozas (J. Ruiz, J. Martínez de Aramayona y C. Antón). Al día siguiente no se observa en la zona.

**Charrancito común**  
**(*Sternula albifrons*)**

**Estatus regional:** O

- Valdemorillo, embalse de Valmayor, la Pizarrera, 1 individuo el 13.V (D. Fernández).

- Soto del Real, embalse de Santillana, 1 ejemplar en la zona del arroyo Chozas el 30.V (J. C. Paniagua, M. Á. Serrano), y entre este lugar y la zona de La Fresneda, 3 individuos el 7.VI (D. Díaz) y 2 aves el 9.VI (J. García de los Ríos, J. M. Ibáñez).

**Charrán común (*Sterna hirundo*)**  
**Estatus regional:** O

- Manzanares el Real, embalse de Santillana, 1 ave el 8.V y otro individuo vuela alto en dirección noeste el 15.V (M. Á. Serrano), el 19.V se ve un bando mixto formado por 2 aves junto a 6 fumareles comunes (M. Á. Serrano), y 1 ejemplar entre



la zona de La Fresneda y el arroyo Chozas el 16.VI (M. Á. Serrano, J. Martínez de Aramayona, J. Ruiz, S. de la Torre).

- Madrid, parque Enrique Tierno Galván, 1 individuo el 16.V (D. Gao-na) y otro el 6.VI (E. Blanco).
- Guadalix de la Sierra, embalse de Pedrezuela, 1 adulto el 27.VII (M. Á. Serrano) y 1 juvenil el 18.IX (J. García de los Ríos y D. Hurtado).

**Lechuza común**  
**(*Tyto alba*)**

**Estatus regional:** s; r

- Soto del Real, 1 ave se escucha durante todo el año en una urbanización en el límite del casco urbano con una zona de pastizales (Ó. Vilches). No se disponían registros recientes de la especie en la zona.

**Vencejo real**  
**(*Tachymarptis melba*)**

**Estatus regional:** p

- Estremera, a primera hora de la mañana del 18.IV se observa como un grupo de entre 200 y 220 ejemplares se detiene a beber en el río Tajo durante unos minutos antes de continuar con la migración (D.

Vencejos reales (*Tachymarptis melba*) sobre el río Tajo (Estremera) el 18 de abril. © David Montes Alonso



Vencejo cafre (*Apus caffer*) en Navas del Rey el 4 de junio. © Luis Sitges

Montes). Se trata del mayor bando de esta especie registrado hasta 2021 en Madrid.

**Vencejo cafre (*Apus caffer*)**

**Estatus regional:** A, con 2 citas previas.

- Navas del Rey, 1 ave vuela alto el 4.VI (L. Sitges y B. Campbell).
- San Martín de Valdeiglesias, embalse de Picadas, 2 individuos el 16.IX en un bando de golondrinas

dáuricas y aviones comunes (J. L. Muddeman).

### **Bigotudo (*Panurus biarmicus*)**

**Estatus regional:** s; ro

- Rivas-Vaciamadrid, graveras de El Porcal, cita de reproducción, el 25.V se observa un bando de 9 aves, entre las que hay grupo familiar con 4 pollos volantes (M. Fernández, A. Blanco, L. Ameigenda, E. del Val y J. L. Fuentes/Grupo Naumanni).

### **Avión zapador (*Riparia riparia*)**

**Estatus regional:** P, E; r

- Ciempozuelos, Soto Gutiérrez, mínimo de 3.000 aves en dormidero el 4.VIII (C. Talabante).

### **Mosquitero silbador (*Phylloscopus sibilatrix*)**

**Estatus regional:** A, con 8 citas previas.

- Leganés, parque Bosquesur, el 1.IV se observa 1 ejemplar que no reclama en unos chopos en el arroyo Culebro (Á. Díaz). Al día siguiente ya no se localiza.

- Alcorcón, parque de Las Presillas, 1 individuo, diferente al visto

en Leganés, entre el 5.IV (Á. Díaz) y el 12.IV (Á. Díaz, D. González, J. Ruiz y muchos observadores). Durante el tiempo que permanece en la zona se muestra muy activo, reclama y canta con frecuencia, también se alimenta a menudo de gusanos.

- Majadahonda, parque Cuesta del Reventón, se observa 1 ave el 17.IV sobre las ramas altas de los pinos (R. Hidalgo).

- Los Santos de la Humosa, Soto del Henares, 1 individuo que no reclama, entre los chopos, el 17.IV (J. Liarte).

### **Mosquitero bilistado (*Phylloscopus inornatus*)**

**Estatus regional:** O

- Navas del Rey, 1 juvenil capturado para anillamiento el 13.X (J. A. Fimia).

### **Carricerín cejudo (*Acrocephalus paludicola*)**

**Estatus regional:** O

- San Martín de la Vega, Reserva Ornitológica de Los Albardales, se observa 1 adulto el 22.VIII (A. Jiménez) que posiblemente permanece en la zona, y al que se une 1 juvenil el 26.VIII (J. L. Arroyo y G. Martínez). Se registran observaciones casi diarias de 1 o 2 aves en el mismo lugar hasta el 12.IX (R. Rodríguez) y de 1 individuo hasta el 15.IX (J. M. Ibáñez). Estas observaciones del paso postnupcial, de acuerdo a las fotografías publicadas y al periodo de sedimentación conocido, permiten estimar al menos a 4 individuos diferentes.

- Ciempozuelos, Soto Gutiérrez, 1 individuo en un maizal cerca de la EDAR el 24.VIII (M. Saíz).



Mosquitero silbador (*Phylloscopus sibilatrix*) en el parque de Las Presillas (Alcorcón) el 5 de abril © Delfín González

## Treparriscos

### (*Tichodroma muraria*)

#### **Estatus regional:** O

- Manzanares el Real, La Pedriza, 1 individuo visto en la pared de Santillana el 7.II (S. Pérez), días después, el 14.II se observa 1 ave, quizás la misma por ser en una zona cercana, en las inmediaciones de las cimas de El Pájaro y de La Muela (Ó. Pérez).

## Escribano pigmeo

### (*Emberiza pusilla*)

**Estatus regional:** A, con 3 citas previas.

- Colmenar Viejo, paraje de Valdeleganar, 1 ave se alimenta en el suelo el 1.IV (Á. Martínez). Es la segunda observación en Madrid de un individuo que no se captura para anillamiento. Cita homologada por el Comité de Rarezas (Pardo de Santayana *et al.* 2022).

## Citas anteriores a 2021

La cita realizada en el año 2019 en Velilla de San Antonio, lagunas de Velilla o Miralrío, y publicada en el AOM 2019-2020, ha sido homologada por el Comité de Rarezas (Gil-Velasco *et al.* 2022).

## Especies exóticas

No hay observaciones destacadas de especies exóticas en 2021.

## Fe de erratas

En la «Lista sistemática» del *Anuario Ornitológico de Madrid 2019-2020* (Juan *et al.* 2021) en la pág. 252 se atribuyen 14 individuos de ganga ibérica (*Pterocles alchata*)



Escribano pigmeo (*Emberiza pusilla*) en Colmenar Viejo el 1 de abril. © Ángel Martínez Hernando

en Talamanca del Jarama el 2.I.2019 (eBird), cuando realmente debería indicar ese mismo número de aves pero de ganga ortega (*Pterocles orientalis*). Por otro lado, en la pág. 272 la fecha correcta de la cita de herrerillo capuchino (*Lophophanes cristatus*) de Soto del Embocador en Aranjuez es el 20.V.2021 y no el 20.V.2020.

En la «Lista sistemática» del *Anuario Ornitológico de Madrid 2011-2014* (Juan *et al.* 2017) aparece una foto en la pág. 177 en cuyo pie se indica: Gaviota de Audouin (*Larus audouinii*) joven en el vertedero de Colmenar Viejo el 18 de agosto de 2013, cuando debería decir gaviota sombría (*Larus fuscus*).

## Listado de colaboradores

Álvaro Díaz Pastor, Ángel Martínez Hernando, Antonio Blanco Castillo, Antonio Alonso, Antonio Jiménez, Benjamín Berdiales, Bruce Campbell, Carlos Antón, Carlos Talabante,

Carmen Alonso Ochoa, Christophe Ponteigne, Daniel Díaz Díaz, Daniel Gaona Carrilero, Daniel Izquierdo Méndez, Daniel López-Velasco, Daniel Ordóñez, David Fernández Torres, David Hurtado, David Montes Alonso, David Valentín, Delfín González, Eduardo Blanco Vega, Eduardo Maudos, Elena Baonza, Elena del Val, Eugenio Castillejos, Félix Martínez Olivas, Fernando López Carrillo, Francisco Vizcaino, Gabriel Camacho López, Gabriel Lorenzo Martínez, Gabriel Martín, Gerardo Barsi Moreau, Gonzalo Núñez-Lagos Laborda, Jannick Forquignon Javier García Gómez, Javier Martínez de Aramayo, Jesús Ruiz Rodrigo, Joaquín García de los Ríos de los Huertos, John L. Muddeman, Jonathan Dadds, Jorge Canalda Fornós, Jorge Mañes, Jorge Martínez Alonso, José Antonio Fimia Fernández, José Antonio Matesanz, José Castaño, José Liarte de Blas, José Luis Arroyo Molinero, José Luis Fuentes Serrano, José María de la Peña, José María Herranz, José María Ibáñez de la Fuente, José María Paraíso, Juan Carlos Hidalgo, Juan Carlos Paniagua, Juan José Bote Ruiz de Gordo, Laura Ameigenda Baró, Luis Jiménez Benito, Luis Óscar Carretero Bonilla, Luis Sitges, Manuel Fernández Márquez, Marce Martín, Martín Kisters Porto, Martín Pérez, Miguel Ángel Llanos, Miguel Ángel Serrano Rubio, Miguel Arribas Tiemblo, Miguel Saíz, Nick Brickle, Óscar Monge Gómez, Óscar Pérez Cytron, Óscar Vilches Mendoza, Pablo de la Nava, Pablo Sobrados Ferral, Pedro Tapia Porras, Rafael Hidalgo, Ricardo Rodríguez Llamazares, Samuel de la Torre Benita, Sergio Pérez Gil, Víctor Alonso Martínez.

## Agradecimientos

Se agradece el envío directo de sus citas o cesión de sus fotografías al AOM a Adrián Barrero Diego, Agustín Blanco Argüello, Álvaro Oporto Novales, Ángel Martínez Hernando, Antonio Alonso, Antonio Ferrer Adrover, Bruno García Marín, Carlos Aparicio Martín, Carlos Talabante, David Fernández Torres, David Hurtado, David Montes Alonso, David Valdivia Romo, Delfín González Fernández, Federico Roviralta, Fernando Rayo Tierno, Gabriel Camacho López, Gabriel Lorenzo Martínez, Gerardo Barsi Moreau, Gonzalo Núñez-Lagos Laborda, Javier Atrio, Javier Cano Sánchez, Javier Castro Tarifa, Javier Colvée, Javier de la Puente Nilsson, Jesús Ramírez Villar, Joaquín García de los Ríos de los Huertos, José Antonio Fimia, José Liarte de Blas, José Luis Fuentes Serrano (Grupo Naumanni), José Luis Pérez Calo, Juan Antonio García Barragán, Julio Yáñez Romero, Luis Hernández Martín, Luis Sitges (Birding, Trekking and Nature), María Luisa J. Monge, Mariano Fernández Álvarez, Miguel Ángel Serrano, Miguel Arribas Tiemblo, Nathan Socorro, Óscar Vilches Mendoza, Ricardo Rodríguez Llamazares y Rubén Moreno-Opo, y al resto de aficionados que publican sus observaciones en plataformas de acceso libre y público. Javier Gómez Aoiz ayudó a conseguir determinadas fotografías de usuarios de eBird. A Delfín González, como administrador del grupo de WhatsApp BirdersMadrid y a José Luis Arroyo Molinero y Félix Arribas del Álamo

como administradores del grupo de WhattsApp Mundo Pajarero. A Ignacio Barrionuevo por la ayuda en la identificación de una especie.

## Bibliografía

- CBRC 2021. Ringing data. *Great Cormorant (Phalacrocorax carbo)* [DKC 2N...6697]. Copenhagen Bird Ringing Centre, Natural History Museum of Denmark, Universitetsparken 15, DK-2100 Copenhagen.
- eBird. 2021. *eBird: An online database of bird distribution and abundance* (web application). eBird, Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, New York. Available: <http://www.ebird.org>. (Consultado el 11/03/2022).
- Farmer, A.; Holmes, R. T. y Pitekka, F. A. 2020. Pectoral Sandpiper (*Calidris melanotos*), version 1.0. En: Billerman, S. M. (Ed.) *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.pecsan.01> (Consultado 06/03/2022).
- Gil-Velasco, M.; García-Tarrasón, M.; Hernández Cabello, J.; Illa Llobet, M.; López Sanz, F.; López-Velasco, D.; Mora Solano, A.; Ollé Torner, À.; Rodríguez Esteban, M.; Sánchez Mateos, H.; Pardo de Santayana Trueba, G.; Rojas Sánchez, A. y Santamaría Urbano, D. 2022. Observaciones de aves raras en España (2018-Julio 2020). *Ardeola*, 69 (2): 329-369.
- Juan, M. 2021. Lista patrón de aves en Madrid. En: Juan, M.; Martín, M. y De la Torre, V. (ed.) *Anuario Ornitológico de Madrid 2019-2020*: 139-165. SEO-Monticola. Madrid.
- Juan, M.; Martín, M. y De la Torre, V. (ed.) 2021. Lista sistemática. *Anuario Ornitológico de Madrid 2019-2020*: 167-330. SEO-Monticola. Madrid.
- Juan, M.; Pérez-Granados, C. y De la Puente, J. (ed.) 2017. Lista sistemática. *Anuario Ornitológico de Madrid 2011-2014*: 100-261. SEO-Monticola. Madrid.
- Pardo de Santayana, G.; Sánchez, H.; Mora, A.; Gil-Velasco, M.; López, F.; López-Velasco, D.; Ollé, À.; García-Tarrasón, M.; Illa, M. y Hernández, J. 2022. *Observaciones de aves raras en España. Noviembre - Diciembre, 2021*. SEO/BirdLife. Disponible en: <http://www.seo.org/informes-rarezas>.
- Reservoir Birds. 2002. <http://www.reservoirbirds.com> (Consultado el 05/02/2022).
- Rouco, M., Copete, J. L., De Juana, E., Gil-Velasco, M., Lorenzo, J. A., Martín, M., Milá, B., Molina, B. y Santos, D. M. 2022. *Lista de las aves de España. Edición de 2022*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Santos, D. M.; Clavell, J.; Martín, M.; Lorenzo, J. A.; Polo, T.; Fernández-Ordóñez, J. C. y Postigo, J. L. 2022. *Lista de aves exóticas e introducidas en España. Versión: octubre 2022*. Grupo de Aves Exóticas (SEO/BirdLife).
- Serrano, M. Á. 2021. Distribución temporal y preferencia de hábitat de las limícolas escasas en la Comunidad de Madrid. Géneros *Pluvialis*, *Numenius*,

*Limosa, Arenaria y Calidris.*  
 En: Juan, M.; Martín, M. y De la Torre, V. (ed.) *Anuario Ornitológico de Madrid 2019-2020*: 59-75. SEO-Monticola. Madrid. ■

**Tabla 1**

Listado de especies observadas en 2021 en la Comunidad de Madrid que tienen estatus regional accidental «A» y ocasional «O». Se incluye el número de citas y el número estimado de individuos diferentes observados.

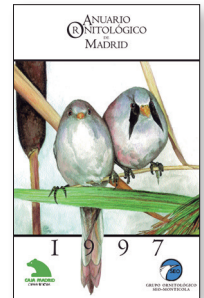
Nombre común	Nombre científico	Estatus regional	Nº citas	Nº ind. aprox.
Porrón acollarado	<i>Aythya collaris</i>	O	1	1
Colimbo grande	<i>Gavia immer</i>	A	1	1
Avetoro común	<i>Botaurus stellaris</i>	O	4	3-4
Aguilucho papialbo	<i>Circus macrourus</i>	A	1	1
Polluela pintoja	<i>Porzana porzana</i>	O	2	2
Ostrero euroasiático	<i>Haematopus ostralegus</i>	A	1	3
Chorlito gris	<i>Pluvialis squatarola</i>	O	3	9
Chorlitoje patinegro	<i>Charadrius alexandrinus</i>	O	4	5
Zarapito trinador	<i>Numenius phaeopus</i>	O	6	38-40
Zarapito real	<i>Numenius arquata</i>	O	2	2
Vuelvepedras común	<i>Arenaria interpres</i>	O	3	4
Correlimos tridáctilo	<i>Calidris alba</i>	O	7	20
Correlimos pectoral	<i>Calidris melanotos</i>	A	1	1
Falaropo picogruoso	<i>Phalaropus fulicarius</i>	A	1	1
Archibebe oscuro	<i>Tringa erythropus</i>	O	4	14
Canastera común	<i>Glareola pratincola</i>	O	1	2
Gaviota enana	<i>Hydrocoloeus minutus</i>	O	2	2
Gaviota de Audouin	<i>Larus audouinii</i>	O	2	3
Gavión atlántico	<i>Larus marinus</i>	O	6	6
Pagaza piconegra	<i>Gelochelidon nilotica</i>	O	13	24
Pagaza piquirroja	<i>Hydroprogne caspia</i>	O	1	1
Charrancito común	<i>Sternula albifrons</i>	O	3	4
Charrán común	<i>Sterna hirundo</i>	O; ro	8	9
Vencejo cafre	<i>Apus caffer</i>	A	2	3
Mosquitero silbador	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	A	4	4
Mosquitero bilistado	<i>Phylloscopus inornatus</i>	O	1	1
Carricerín cejudo	<i>Acrocephalus paludicola</i>	O	5	5
Treparriscos	<i>Tichodroma muraria</i>	O	1	1
Escribano pigmeo	<i>Emberiza pusilla</i>	A	1	1



El dormidero de lavandera blanca (*Motacilla alba*) en la Pza. de Conde Casal (Madrid) • Evolución de la invernada de acuáticas en la CAM • Invernada de láridos en la Comunidad de Madrid. Invernada 1996-1997 • Observaciones de la gaviota de Audouin (*Larus audouinii*) en el interior peninsular • La avutarda (*Otis tarda*) en las áreas cerealistas del Jarama y Henares • Fenología de tres especies de passeriformes palustres en la Estación de Anillamiento de Las Minas (Madrid): el carricerín común, el carricero común y el carricero tordal • El pechiazul (*Luscinia svecica*) en la Comunidad de Madrid • Los dormideros invernales de aguilucho pálido (*Circus cyaneus*) en la Comunidad de Madrid • Censo de aves acuáticas invernantes de la Comunidad de Madrid. Enero 1996 • Lista de las aves de Madrid • Lista sistemática 1996



Presencia durante el otoño de la cigüeña blanca (*Ciconia ciconia*) en la Comunidad de Madrid (1991-1997) • Evolución de la población de buitre leonado (*Gyps fulvus*) en la Comunidad Autónoma de Madrid (1979-1997) • Valoración del estado de conservación de la población de codorniz (*Coturnix coturnix*) en Madrid • Dinámica estacional del dormidero de hirundinidos de la laguna de San Juan (Chinchón, Madrid): golondrina común (*Hirundo rustica*) y avión zapador (*Riparia riparia*) • Algunas observaciones sobre la culebrera europea (*Circaetus gallicus*), el busardo ratonero (*Buteo buteo*) y el azor común (*Accipiter gentilis*) en el suroeste de Madrid • Seguimiento y control de la población de halcón común (*Falco peregrinus*) en la Comunidad de Madrid • Censo de la población reproductora de buitre negro (*Aegypius monachus*) en la Comunidad de Madrid. Año 1997 • Censo y seguimiento de la población de cigüeña negra (*Ciconia nigra*) en Madrid. Año 1997 • Primer censo invernal de garcilla bueyera (*Bubulcus ibis*) en la Comunidad Autónoma de Madrid (1997) • Censo de cormorán grande (*Phalacrocorax carbo*) invernante en la Comunidad Autónoma de Madrid (1998). Algunas notas sobre la evolución, estructura y tamaño de la población • Censo de aves acuáticas invernantes en la Comunidad Autónoma de Madrid. Enero 1997 • Las aves acuáticas nidificantes en los ríos de la Comunidad de Madrid • Invernada de láridos en la Comunidad de Madrid: Invernada 1997-1998 • Censo de colonias de avión común (*Delichon urbica*) en la ciudad de Madrid • Los marcados especiales de aves: principios básicos, finalidad y su utilización en Madrid • Lista sistemática 1997



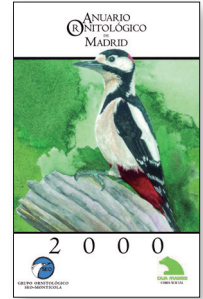


Los aguiluchos cenizo (*Circus pygargus*) y pálido (*C. cyaneus*) en las áreas cerealistas del Jarama: resumen de ocho años de estudio • Abundancia en distintos medios y estimación de la población de tórtola común (*Streptopelia turtur*) en Madrid • Avifauna de la laguna de Las Esteras: situación actual y problemas de conservación • Censo de avutardas de la Comunidad de Madrid. 1998 • Evolución de la población de cigüeña negra (*Ciconia nigra*) en la Comunidad de Madrid en el periodo 1989-1998 • Situación de la cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) en la ciudad de Madrid. 1998 • Situación actual del avión zapador (*Riparia riparia*) en la Comunidad de Madrid • El calamón común (*Porphyrio porphyrio*) en la Comunidad de Madrid • Anillamiento en Madrid. I. Paseriformes • Situación del águila imperial (*Aquila adalberti*) en la Comunidad de Madrid. 1998 • Censo de la población reproductora de aguilucho lagunero occidental (*Circus aeruginosus*) en la Comunidad de Madrid. 1998 • Censo de las poblaciones reproductoras de aguilucho cenizo (*Circus pygargus*) y pálido (*C. cyaneus*) en la Comunidad de Madrid. 1998 • Censo de buitre negro (*Aegypius monachus*) en dos ZEPA de la Comunidad de Madrid. 1998 • Censo de ardeidas coloniales en la Comunidad de Madrid. 1998 • Censo invernal de garcilla bueyera (*Bubulcus ibis*) en la Comunidad de Madrid. Invernada 1998-1999 • Censo invernal de cormorán grande (*Phalacrocorax carbo*) en la Comunidad de Madrid. Invernada 1998-1999 • Censo de acuáticas invernantes en la Comunidad de Madrid. Invernada 1997-1998 • Invernada de láridos en la Comunidad de Madrid. Invernada 1998-1999 • El pico menor (*Dendrocopos minor*) en la Comunidad de Madrid • Lista sistemática 1998



Situación de la población reproductora de mirlo acuático (*Cinclus cinclus*) en la Comunidad de Madrid • El gorrión moruno (*Passer hispaniolensis*) en la Comunidad de Madrid • Evolución de la población de tórtola turca (*Streptopelia decaocto*) en la Comunidad de Madrid • Expansión y distribución actual del bengalí rojo (*Amandava amandava*) en la Comunidad de Madrid • La comunidad de aves acuáticas en la laguna artificial «Soto Mozanaque» (Algete) • Mortalidad de rapaces nocturnas en la Comunidad de Madrid. Una aproximación a partir de los ingresos en un centro de recuperación • Primeros datos sobre la mortalidad de aves por impacto con aviones en la Base Aérea de Getafe (Madrid) • Datos sobre la reproducción del agateador común (*Certhia brachydactyla*) en la sierra de Ayllón (Sistema Central) • Fenología del paso de otoño del mosquitero musical (*Phylloscopus trochilus*) en una localidad de la Comunidad de Madrid en 1999 • Notas de campo sobre la curruca mirlona (*Sylvia hortensis*) en el monte de El Pardo • Campañas de anillamiento en Madrid en 1999 • Censo y seguimiento de la población de halcón peregrino (*Falco peregrinus*) en la Comunidad de Madrid. 1999 • Censo de la población reproductora de buitre negro (*Aegypius monachus*) en la Comunidad de Madrid. 1999 • Censo de la población reproductora de buitre leonado (*Gyps fulvus*) en la Comunidad de Madrid. 1999 • Censo de aves acuáticas invernantes en la Comunidad de Madrid. Invernada 1998-1999 • Censo invernal de cormorán grande (*Phalacrocorax carbo*) en la Comunidad de Madrid. Invernada 1999-2000 • Censo invernal de garcilla bueyera (*Bubulcus ibis*) en la Comunidad de Madrid. Invernada 1999-2000 • Invernada de láridos en la Comunidad de Madrid. Invernada 1999-2000 • Lista sistemática 1999

Distribución espacio-temporal del águila pescadora (*Pandion haliaetus*) en la Comunidad de Madrid • El zampullín cuellinegro (*Podiceps nigricollis*) en la Comunidad de Madrid • Distribución y densidad de machos reproductores de sisón común (*Tetrax tetrax*) en la ZEPA «Estepas cerealistas de los ríos Jarama y Henares» durante la primavera de 2000 • Datos sobre la situación del torcecuello (*Jynx torquilla*) durante la época de cría en los valles del Lozoya y Jarama • Avifauna nidificante en los sotos fluviales de la Comunidad de Madrid • Avifauna estival en una campiña de la sierra de Guadarrama en Madrid • Evolución poblacional y nidotópica de tres buitreras en el Parque Regional de la Cuenca Alta del Manzanares (Madrid) • Datos sobre la reproducción del mirlo común (*Turdus merula*) en dos áreas urbanas de Madrid • Acerca del primer canto territorial en cinco especies de aves • Migración e invernada del mosquitero común (*Phylloscopus collybita*) en el sur de Madrid durante el 2000 • La gestión de los residuos sólidos urbanos y las especies generalistas. Invernada de láridos en la Comunidad de Madrid. Invernada 2000-2001 • Censo y seguimiento de la población de halcón peregrino (*Falco peregrinus*) en la Comunidad de Madrid. 2000 • Censo de la población reproductora de buitre negro (*Aegypius monachus*) en la Comunidad de Madrid. 2000 • Censo de la población de aguilucho lagunero occidental (*Circus aeruginosus*) en la Comunidad de Madrid. 2000 • Censo de aves acuáticas invernantes en la Comunidad de Madrid. Invernada 1999-2000 • Censo invernal de cormorán grande (*Phalacrocorax carbo*) en la Comunidad de Madrid. Invernada 2000-2001 • Censo invernal de garcilla bueyera (*Bubulcus ibis*) en la Comunidad de Madrid. Invernada 2000-2001 • Lista sistemática 2000



Anuarios ornitológicos y ornitología en España • El porrón pardo (*Aythya nyroca*) en la Comunidad de Madrid • Distribución temporal y preferencia de hábitat de los limícolas escasos en la Comunidad de Madrid. I. Géneros *Recurvirostra*, *Charadrius*, *Calidris*, y limícolas accidentales • La comunidad de aves del monte de Valdelatas (Madrid): un estudio basado en el anillamiento • Migración del papamoscas cerrojillo (*Ficedula hypoleuca*) en el tramo bajo del río Jarama en 2001 • Datos sobre la tarabilla norteña (*Saxicola rubetra*) y el alcaudón dorsirrojo (*Lanius collurio*) en el valle del Lozoya y Somosierra • Topónimos y características de los humedales con interés ornitológico del Parque Regional del Sureste de Madrid • Campaña de anillamiento en el paso otoñal del año 2001 en la Estación de Anillamiento de Las Minas (San Martín de la Vega, Madrid) • Población reproductora, estado y propuestas de conservación del cernicalo primilla (*Falco naumanni*) en la Comunidad de Madrid • Censos invernales de buitre leonado (*Gyps fulvus*) en la Comunidad de Madrid. Años 2000 y 2001 • Censo de la población reproductora de cigüeña blanca (*Ciconia ciconia*) en la Comunidad de Madrid. Año 2001 • Censo y seguimiento de la población de halcón peregrino (*Falco peregrinus*) en la Comunidad de Madrid. Año 2001 • Censo y salvamento de nidos de las poblaciones nidificantes de aguilucho cenizo (*Circus pygargus*) y pálido (*C. cyaneus*) en la Comunidad de Madrid. Año 2001 • Censo de la población reproductora de buitre negro (*Aegypius monachus*) en la ZEPA «Alto Lozoya». Año 2001 • Censo de aves acuáticas invernantes en la Comunidad de Madrid. Invernada 2000-2001 • Invernada de láridos en la Comunidad de Madrid. Invernada 2001-2002 • Lista sistemática 2001





Estatus regional y preferencias ambientales de la avifauna madrileña durante el invierno • Aporte de presas en nidos de halcón peregrino (*Falco peregrinus*) en el centro de España • Tamaño de la población reproductora y ubicación de nidos de paloma torcaz (*Columba palumbus*) en los jardines y sotos de Aranjuez • La población de ruiseñor bastardo (*Cettia cetti*) del monte de Valdelatas (Madrid): variaciones estacionales y preferencias de hábitat • Fenología y selección de hábitat de dos especies de mosquiteros (*Phylloscopus trochilus* y *Phylloscopus collybita*) en un parque periurbano de Madrid (monte de Valdelatas) • Fenología del petirrojo (*Erithacus rubecula*) en el tramo bajo del río Jarama • Censo de la población reproductora e invernante de aguilucho lagunero occidental (*Circus aeruginosus*) en la Comunidad de Madrid. Año 2002 • Población reproductora e invernante de aguilucho lagunero occidental (*Circus aeruginosus*) en Madrid. Año 2002 • Seguimiento de la población reproductora de águila real (*Aquila chrysaetos*) en la Comunidad de Madrid. Año 2002 • Censo de la población reproductora de buitre negro (*Aegypius monachus*) en la ZEPA «Alto Lozoya». Año 2002 • Censo de aves acuáticas invernantes en la Comunidad de Madrid. Invernada 2001-2002 • Censos invernales de cormorán grande (*Phalacrocorax carbo*) en la Comunidad de Madrid. Invernadas 2001-2002 y 2002-2003 • Invernada de láridos en la Comunidad de Madrid. Invernada 2002-2003 • Lista sistemática 2002



Distribución temporal y preferencia de hábitat de los limícolas escasos en la Comunidad de Madrid. II. Géneros *Philomachus*, *Limosa*, *Numenius* y *Tringa* • Migración e invernada del mirlo capiblanco (*Turdus torquatus*) en la Comunidad de Madrid • Expansión y situación actual del alcaudón dorsirrojo (*Lanius collurio*) en la Comunidad de Madrid • Descripción y cuantificación de la comunidad de aves reproductora en los espacios gestionados por Patrimonio Nacional en el centro de España • Fidelidad a los sitios y fenología en la invernada de la cigüeña blanca (*Ciconia ciconia*) en la Comunidad de Madrid (1998-2002) • Censo de abejero europeo (*Pernis apivorus*) en la Comunidad de Madrid. Año 2003 • Censo de ardeidas coloniales arborícolas en la Comunidad de Madrid. Año 2002 • Evolución de la población reproductora de buitre leonado (*Gyps fulvus*) en la sierra de la Cabrera de Madrid (1994-2004) • Censo de aves acuáticas invernantes en la Comunidad de Madrid. Invernada 2002-2003 • Invernada de láridos en la Comunidad de Madrid. Invernada 2003-2004 • Caracteres climáticos del año 2003 en la Comunidad de Madrid • Lista sistemática 2003

Muda y reproducción del pato colorado (*Netta rufina*) en la Comunidad de Madrid • Estatus y distribución del búho campestre (*Asio flammeus*) en la Comunidad de Madrid • Revisión histórica y análisis de las observaciones de quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en el centro de España • La comunidad de aves del monte de Valdelatas durante el paso migratorio postnupcial (2003-2004) • Densidades de algunas especies de aves comunes en un tramo del río Manzanares • Tasas de ocupación de cajas nido para paseriformes en pinares y robledales de la sierra de Guadarrama • Paso migratorio postnupcial de curruca (género *Sylvia*) en el curso medio del río Guadarrama (Madrid) • Paso postnupcial de la curruca mosquitera (*Sylvia borin*) y el pamamoscas cerrojillo (*Ficedula hypoleuca*) en el monte de Valdelatas (2003-2004): fenología y selección de hábitat • Censo y seguimiento de la población reproductora de cigüeña negra (*Ciconia nigra*) en la Comunidad de Madrid. Año 2004 • Censo de la población nidificante (año 2004) e invernante (años 2002 y 2004) del buitre leonado (*Gyps fulvus*) en la Comunidad de Madrid • Censo de aves acuáticas invernantes en la Comunidad de Madrid. Invernada 2003-2004 • Invernada de láridos en la Comunidad de Madrid. Invernada 2004-2005 • Caracteres climáticos del año 2004 en la Comunidad de Madrid • Lista sistemática 2004

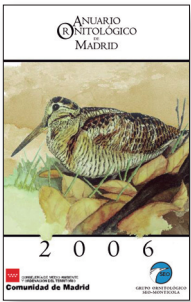


Tendencias poblacionales de la avifauna madrileña: diez años de programa SACRE • El alimoche común (*Neophron percnopterus*) en la Comunidad de Madrid: distribución histórica, estatus y fenología • Abundancia y distribución invernal de la ganga ortega (*Pterocles orientalis*) y la ganga ibérica (*Pterocles alchata*) en la Comunidad de Madrid • La cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) en la ciudad de Madrid: expansión y hábitos de nidificación • Razón de sexos, fenología reproductiva, productividad y periodo de muda en una población de ánade azulón (*Anas platyrhynchos*) en el sur de la ciudad de Madrid • Censo y seguimiento de la población reproductora de cigüeña negra (*Ciconia nigra*) en la Comunidad de Madrid. Año 2005 • Censo de aves acuáticas invernantes en la Comunidad de Madrid. Invernada 2004-2005 • Invernada de láridos en la Comunidad de Madrid. Invernada 2005-2006 • Caracteres climáticos del año 2005 en la Comunidad de Madrid • Lista sistemática 2005





SEO-Monticola cumple 25 años • Fenología migratoria y estatus regional de las gaviotas escasas y raras en Madrid • Distribución temporal y geográfica de la espátula común (*Platalea leucorodia*) en Madrid • El treparriscos (*Tichodroma muraria*) en la Comunidad de Madrid • Mortalidad de aves en tendidos eléctricos en un área de la sierra de Guadarrama (Madrid) • Biología reproductora de la golondrina común (*Hirundo rustica*) en la Universidad Autónoma de Madrid • La población de sisón común (*Tetrax tetrax*) en la Base Aérea de Getafe (Madrid) • Mortalidad de aves en tendidos eléctricos en un área de la Sierra de Guadarrama (Madrid) • Tamaño de población, densidad, número de nidos, nidotópica y características del hábitat de nidificación del azor común (*Accipiter gentilis*) en un área del suroeste de Madrid • Censo de aves acuáticas invernantes en la Comunidad de Madrid. Invernada 2006-2007 • Evolución de la invernada y fenología de las gaviotas reidora (*Larus ridibundus*) y sombría (*Larus fuscus*) en la Comunidad de Madrid • Caracteres climáticos del año 2007 en la Comunidad de Madrid • Caracteres climáticos del año 2008 en la Comunidad de Madrid • Lista sistemática 2007-2008



Fenología migratoria de la gaviota cabecinegra (*Larus melanocephalus*) en Madrid (centro de España) • Tendencia reciente y viabilidad futura de las poblaciones de sisón común (*Tetrax tetrax*) en la Comunidad de Madrid • Población reproductora de rapaces diurnas en una zona de media montaña de la sierra de Guadarrama (Madrid) • Nuevos datos históricos de quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en Madrid y Sistema Central • Dormideros invernales de buitre leonado (*Gyps fulvus*) en La Pedriza del Manzanares (Madrid) • Censo de aves acuáticas invernantes en la Comunidad de Madrid. Invernada 2005-2006 • Invernada de láridos en la Comunidad de Madrid. Invernada 2006-2007 • Caracteres climáticos del año 2006 en la Comunidad de Madrid • Lista sistemática 2006

¿Migran las gaviotas patiamarillas (*Larus michahellis*) por el centro de España? • El fumarel cariblanco (*Chlidonias hybrida*) en la Comunidad de Madrid: Población y parámetros reproductores • Selección de macro y microhábitat del alcaraván común (*Burhinus oediconemus*) en dos localidades madrileñas durante la estación reproductiva • Abundancia y distribución de la ganga ortega (*Pterocles orientalis*) y la ganga ibérica (*Pterocles alchata*) en la Comunidad de Madrid • Alta densidad de rapaces nidificantes en las dehesas de El Escorial (sierra de Guadarrama) • Las aves acuáticas invernantes en los embalses de Madrid • El picamaderos negro (*Dryocopus martius*) en el Sistema Central • Censo de aves acuáticas invernantes en la Comunidad de Madrid. Invernadas 2007-2008 y 2008-2009 • Invernada de las gaviotas reidora (*Larus ridibundus*) y sombría (*Larus fuscus*) en la Comunidad de Madrid. Invernadas 2008-2009 y 2009-2010 • Caracteres climáticos del año 2009 en la Comunidad de Madrid • Caracteres climáticos del año 2010 en la Comunidad de Madrid • Lista sistemática 2009-2010



Análisis y comparación de la dieta del cárabo común (*Strix aluco*) y del búho chico (*Asio otus*) en el Monte de Valdelatas (Madrid) • El humedal artificial de Meco: su importancia durante el periodo primaveral • Usos del hábitat de la comunidad de aves invernantes en las estepas cerealistas del Jarama y Henares • Revisión del estatus reproductor y migratorio de cinco paseriformes palustres escasos en Madrid • Alimentación de una pareja de halcón peregrino (*Falco peregrinus*) en el área urbana de Madrid • Lista sistemática 2011-2014





La duración de los pasos migratorios del papamoscas cerrojillo (*Ficedula hypoleuca*) se reduce en los últimos cuarenta años en el centro y sur de la Comunidad de Madrid • Estrategias migratorias y sedimentación de cuatro especies comunes de paseriformes en una masa forestal periurbana (Monte de Valdelatas) • La gaviota argétea europea (*Larus argentatus*) en Madrid: ampliación de su área de distribución invernal hacia el sur • Selección de hábitat del bengalí rojo (*Amandava amandava*) en el Parque Regional del Sureste (Madrid) • Evolución de la población reproductora de gorrión moruno (*Passer hispaniolensis*) en la Comunidad de Madrid • Estado de conservación de la carraca europea (*Coracias garrulus*) en la Comunidad de Madrid: En peligro de extinción • El porrón pardo (*Aythya nyroca*) se reproduce por primera vez en Madrid • Lista sistemática 2015-2017



El camachuelo común (*Pyrrhula pyrrhula*) en la Comunidad de Madrid • Seguimiento de la migración postnupcial de la cigüeña negra (*Ciconia nigra*) en el embalse de El Pardo (Madrid) • Evolución poblacional y movimientos del cernicalo primilla (*Falco naumanni*) durante la estación reproductora en Alcalá de Henares (Madrid) • Seguimiento anual de aves en el Parque Forestal de El Gurugú (Villa del Prado, Madrid) • El morito común (*Plegadis falcinellus*) en la Comunidad de Madrid: evolución de su población y actualización de su estatus regional • Censo de aves acuáticas invernantes en la Comunidad de Madrid. Invernadas de 2010 a 2016 • Lista sistemática 2018



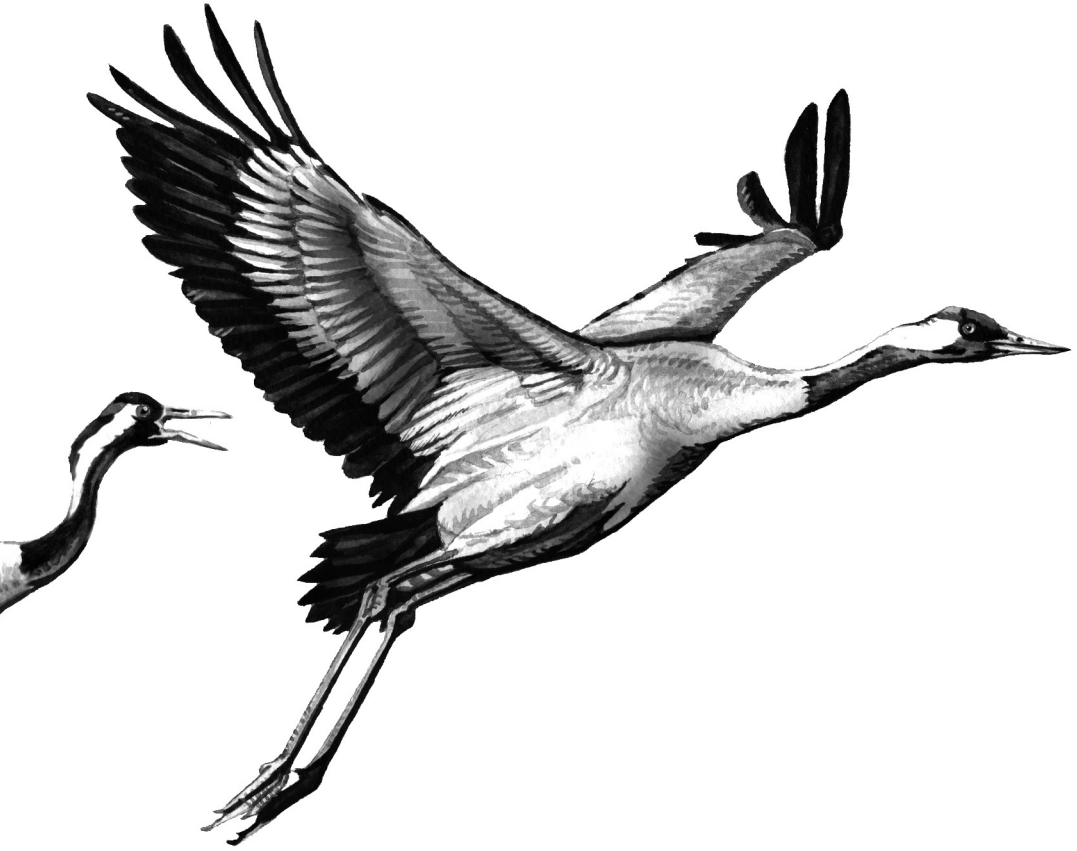
Comunidades de aves primaverales e invernales en parques urbanos de la ciudad de Madrid • Fenología migratoria a largo plazo de cuatro especies transaharianas en la Comunidad de Madrid • Distribución temporal y preferencia de hábitat de las limícolas escasas en la Comunidad de Madrid. Géneros *Pluvialis*, *Numenius*, *Limosa*, *Arenaria* y *Calidris* • El pico menor (*Dryobates minor*) en la Comunidad de Madrid • Primer documento gráfico de la parasitación de abubilla común (*Upupa epops*) por críalo europeo (*Clamator glandarius*) • El vencejo pálido (*Apus pallidus*) cría en nidos de avión común (*Delichon urbicum*) en una localidad de la Sierra Norte de Madrid • La malvasía cabeciblanca (*Oxyura leucocephala*) se establece como especie reproductora en la Comunidad de Madrid • Primeras citas de reproducción exitosa del cormorán grande (*Phalacrocorax carbo*) en la Comunidad de Madrid • Doble reproducción de búho real (*Bubo bubo*) en un mismo nido y año • Población nidificante de aguiluchos cenizo (*Circus pygargus*) y pálido (*Circus cyaneus*) en la Comunidad de Madrid y campaña de salvamento en 2019 • La cigüeña negra (*Ciconia nigra*) en el embalse de El Pardo (Madrid) en 2019 • Lista patrón de aves en Madrid • Lista sistemática 2019-2020



Selección de hábitat, distribución y población del alcaudón dorsirrojo (*Lanius collurio*) en la Comunidad de Madrid • Migración del carricerín cejudo (*Acrocephalus paludicola*) en la Comunidad de Madrid • Seguimiento de las colisiones de aves en pistas de pádel en la Sierra Norte de Madrid • Situación poblacional, parámetros reproductivos, uso del territorio y dispersión juvenil del águila perdicera (*Aquila fasciata*) en la Comunidad de Madrid en 2020 • Relaciones de las cotorras argentinas (*Myiopsitta monachus*) con otras especies de aves en entornos urbanos de la ciudad de Madrid • La subespecie de la gaviota patiamarilla (*Larus michahellis lusitanicus*) en Madrid • Aumenta el riesgo de extinción de las aves esteparias en la Comunidad de Madrid • Censo de la población reproductora de cigüeña blanca (*Ciconia ciconia*) en la Comunidad de Madrid 2021 • La cigüeña negra (*Ciconia nigra*) en el embalse de El Pardo (Madrid) en los años 2020 y 2021 • Declive y extinción local de la población de ganga ortega (*Pterocles orientalis*) en la Comunidad de Madrid • Lista patrón de aves en Madrid 2021 • Observaciones ornitológicas destacadas 2021







El Grupo Ornitológico  
SEO-Monticola  
agradece su colaboración  
a todos aquellos que han  
hecho posible la realización  
del *Anuario Ornitológico  
de Madrid*

