CONAMA 2026

La lechuza común (*Tyto alba*) en la Comunidad de Madrid: ocupación y conservación.

Edita: Fundación Conama

Año: 2026

Este documento está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial 4.0 Internacional.

Personas autoras de la presente comunicación técnica

Autor Principal de la comunicación: Pablo García Clemente. Técnico de Proyecto de Conservación. Brinzal.

Otros Autores: Raquel Sánchez Torres. Técnica de Proyectos de Conservación. Brinzal.

Raúl Alonso Moreno. Dirección de proyectos. Brinzal.

Índice

1. Resumen **1**
2. Introducción **2**
3. Metodología **3**
3.1. Área de estudio 3
3.2. Diseño y protocolo de muestreo 3
3.3. Variables consideradas 4
3.3.1. Variables de detección 5
3.3.2. Variables de sitio 5
3.1. Análisis estadísticos 6
3.1.1. Modelos de ocupación 6
3.1.2. Mapa de probabilidad de ocupación y representatividad ambiental 7
3.1.3. Espacios protegidos 7
4. Resultados **7**
4.1. Modelos de ocupación 8
5. Discusión **12**
6. Conclusiones **13**
7. Bibliografía **14**

1. Resumen

La lechuza común (*Tyto alba*) ha experimentado una importante regresión en la península Ibérica, asociada, entre otras causas, a los cambios en los usos del suelo y la fragmentación del hábitat. Este declive parece haber sido especialmente acusado en la Comunidad de Madrid donde las zonas con presencia conocida se habrían reducido en un 71,2 %. Sin embargo, la falta de información histórica comparable impide cuantificar con precisión la magnitud real de esta regresión y sus causas. El limitado conocimiento sobre sus requerimientos de hábitat, distribución e interacciones interespecíficas, junto con su baja detectabilidad, dificulta el desarrollo de estrategias de conservación eficaces. Por todo ello, resulta imprescindible conocer en profundidad los factores que afectan la distribución de la especie en la Comunidad de Madrid, motivo por el cual la ONG Brinzal desarrolla estudios de seguimiento y ecología de las poblaciones silvestres de rapaces nocturnas agroesteparias, que se encuentran en una situación desfavorable de conservación. El presente estudio se ha llevado a cabo durante 2025-2026 gracias a una subvención concedida a través de la “Línea A” para el desarrollo de actividades de interés general consideradas de interés social, en el ámbito de la investigación científica y técnica y protección al medio ambiente en materias de competencia estatal del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Dicho estudio ha pretendido actualizar el conocimiento sobre el estado de conservación de la lechuza común en la Comunidad de Madrid, identificar las variables ambientales que condicionan su ocupación, evaluar su asociación espacial con el búho real (*Bubo bubo*), principal depredador y competidor, modelar su distribución potencial considerando la representatividad ambiental del muestreo, y determinar la contribución de los espacios protegidos en la Comunidad a su conservación. Para ello, se ha realizado un censo de lechuza común en 175 puntos de muestreo seleccionados de los 229 registros históricos que se tienen de la especie en la Comunidad de Madrid. Además, se ha llevado a cabo un censo de búho real en los mismos puntos. Con estos datos, se ha ajustado un modelo de ocupación para evaluar las variables ambientales condicionantes de su ocupación y se ha analizado la proporción de superficie potencialmente favorable para la especie, en base a las características ambientales extraídas del modelo, incluida en las diferentes figuras de protección. El conjunto de resultados del estudio actualizan el conocimiento sobre la distribución y los requerimientos ambientales de la lechuza común en la Comunidad de Madrid, permitiendo identificar áreas potencialmente favorables para su conservación. Los resultados sugieren que la ocupación de la lechuza común está relacionada con la configuración del paisaje, especialmente con la homogeneidad del relieve y el grado de urbanización, mientras que la asociación negativa con el búho real podría constituir un factor adicional en su distribución. La elevada proporción de áreas potenciales encontrada fuera de los espacios protegidos de la Comunidad pone de manifiesto la necesidad de ampliar los esfuerzos de conservación al conjunto del territorio, incorporando la configuración del paisaje y las posibles interacciones interespecíficas en futuras estrategias de gestión y conservación de la especie.

2. Introducción

La lechuza común (*Tyto alba*) es una de las rapaces nocturnas más ampliamente distribuidas del mundo. En nuestro país, ha sido una especie común tradicionalmente ligada a los medios agrícolas. Sin embargo, en las últimas décadas ha sufrido un fuerte retroceso en su área de distribución, especialmente en la mitad sur peninsular, donde su presencia está asociada a la agricultura de secano (Salgado, 2022).

En la Comunidad de Madrid, este declive parece haber sido aún más acusado. La especie ha pasado de estar presente como reproductora en 87 de las 115 cuadrículas UTM de 10 × 10 km de la región en los años noventa a solo 25 en 2018, con una población estimada de 25–37 parejas, lo que supone una reducción en su ocupación del 71,2 % (Brinzal, datos propios; Rosique, 2019). Como en el caso de otras especies ligadas a medios agro-esteparios, las causas de esta disminución parecen encontrarse en los cambios del hábitat derivados de la intensificación agraria. Ésta ha alterado profundamente el funcionamiento de los agroecosistemas: pérdida de elementos del paisaje, aumento del tamaño de explotaciones y parcelas, y mayor uso de fertilizantes y plaguicidas (Geiger *et al*., 2010; Jing *et al*., 2025). A ello se suma, presumiblemente, el abandono del pastoreo extensivo. Estos cambios han reducido la cantidad y la calidad de los hábitats de alimentación, nidificación y descanso de especies que antes prosperaron en sistemas agrícolas de pequeña escala y baja intensidad (Jennings & Pocock, 2009; Grande *et al.*, 2018). En Madrid, además, el crecimiento urbano podría estar reduciendo el hábitat disponible: las cuadrículas abandonadas por la especie han experimentado un aumento de la superficie urbana (Rosique, 2019). Otros factores que afectan a sus poblaciones son la mortalidad de juveniles por atropello y la fragmentación del hábitat causada por las carreteras y vías rápidas (Borda-de-Água *et al*., 2014; Latorre *et al*., 2022; Busby *et al*., 2024).

Pese a la magnitud de este declive, el conocimiento sobre la especie en la región es limitado. No existe información histórica comparable que permita cuantificar con precisión la regresión, y se desconoce en buena medida su distribución actual, su número de parejas y sus requerimientos de hábitat. A ello se suma su baja detectabilidad y una posible amenaza poco estudiada, la interacción con el búho real (*Bubo bubo*), depredador de la lechuza común (Penteriani *et al*., 2012), el cual ha incrementado notablemente sus poblaciones en las últimas décadas (Pérez-García & Real, 2022).

Ante esta situación, la ONG Brinzal desarrolla desde hace años acciones de seguimiento y conservación de la lechuza común en la Comunidad de Madrid, como la instalación de cajas nido y la liberación de pollos mediante la técnica de *hacking*. No obstante, para que estos esfuerzos sean eficaces es imprescindible conocer los factores que determinan la distribución actual de la especie y dónde se encuentran las áreas con mayor potencial para su conservación.

Así pues, el objetivo general de este estudio es actualizar el conocimiento sobre la distribución y los factores ambientales y biológicos que determinan la ocupación de la lechuza común en la Comunidad de Madrid. Para lograr el objetivo general, se plantean cinco objetivos específicos: (1) Identificar las variables ambientales que condicionan su

ocupación; (2) evaluar la interacción espacial con el búho real; (3) modelar su distribución potencial considerando la representatividad ambiental del muestreo; y (4) determinar qué proporción de áreas potencialmente favorables está incluida en los espacios protegidos de la región. Las hipótesis de partida son que la probabilidad de ocupación de la lechuza común estará positivamente relacionada con hábitats agroganaderos abiertos y negativamente con zonas forestales, urbanas, vías rápidas y la presencia del búho real. Además, se prevé que poca superficie de áreas óptimas para la lechuza se encuentren dentro de espacios protegidos ya que en la Comunidad de Madrid, una gran parte se encuentra en zonas forestales o de montaña.

3. Metodología

3.1. Área de estudio

El presente estudio se ha llevado a cabo en toda la Comunidad de Madrid (8.022 km²), donde la organización Brinzal desarrolla sus principales labores de estudio y conservación de esta especie. El clima es generalmente mediterráneo continental, con excepción de las zonas altas del norte, donde el clima es de montaña. Así mismo, en la mitad sureste dominan los cultivos herbáceos de secano, y en la mitad noroeste las zonas forestales y dehesas con uso ganadero (Chuvieco Salinero *et al*., 1984). Sin embargo, esta región destaca por ser la comunidad autónoma más poblada del territorio español, con gran superficie urbana y densidad de carreteras y vías rápidas, que fragmentan los espacios naturales.

3.2. Diseño y protocolo de muestreo

Se recopilaron 229 citas de lechuza común en época reproductora (marzo-agosto) entre 1990 y 2025, procedentes de trabajos previos y plataformas de ciencia ciudadana. A partir de dichas citas se seleccionaron un total de 175 puntos de muestreo separados al menos 1 km para asegurar el principio de independencia (MacKenzie *et al*., 2002) (Figura 1.).

El censo se realizó aplicando el protocolo propuesto por Zuberogoitia y colaboradores en 2020, basado en puntos de escucha y uso de reclamo ya que es una de los métodos más eficaces de muestreo de rapaces nocturnas (Zuberogoitia & Campos, 1998): 5 minutos de escucha pasiva, 5 minutos de uso de reclamo y 5 de escucha en silencio.
El periodo de muestreo y el uso del reclamo varió en función de la especie objetivo, el búho real se muestreo durante los meses de diciembre y enero con periodicidad quincenal, y la lechuza común entre febrero y junio con visitas de al menos frecuencia mensual, coincidiendo con sus picos de actividad vocal (Zuberogoitia & Campos, 1998; Martínez *et al*., 2003). Así pues, se anotó la presencia de cualquiera de las dos especies en ambos periodos de muestreo.
Los reclamos utilizados se construyeron en base a la experiencia propia con grabaciones procedentes de la web de xenocanto (https://www.xeno-canto.org), y todos los participantes en los censos emplearon el mismo audio (Zuberogoitia et al., 2020). Los

muestreos se llevaron a cabo por personas voluntarias con o sin experiencia, dado que incluso la participación de gente inexperta puede dar buenos resultados (Barata *et al*., 2017), especialmente en censos a gran escala. No obstante, previo a los muestreos, se realizaron jornadas formativas con todos los voluntarios para asegurar la calidad del censo. Todos los muestreos se realizaron bajo condiciones meteorológicas favorables, evitando noches con viento o lluvia.

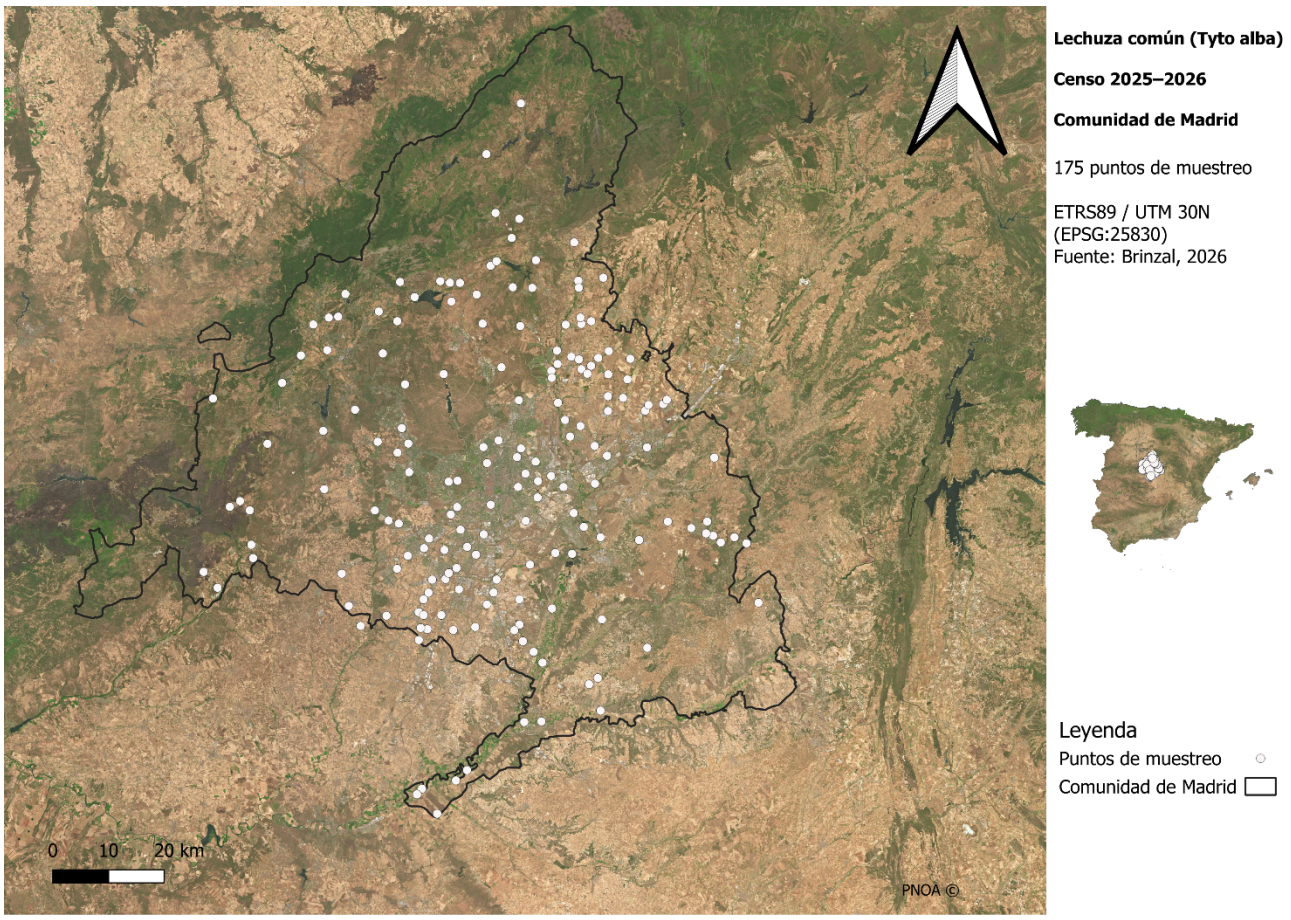


Figura 1. Localización de los 175 puntos de muestreo en la Comunidad de Madrid, seleccionados a partir de citas históricas de lechuza común (1990–2025). Fuente: elaboración propia.

3.3. Variables consideradas

La variable respuesta fue la detección (1) o no detección (0) de cada especie dentro de cada punto de muestreo y visita, mientras que las variables explicativas fueron de dos tipos: las que pueden afectar a la detectabilidad de las especies (variables de detección) y las que describen las características ecológicas de cada punto de muestreo (variables de sitio).

3.3.1. Variables de detección

Acorde a trabajos previos con las especies objetivo (véase, Zuberogoitia *et al*., 2020) se consideraron cuatro variables de detección:

- Tipo de reclamo empleado en cada visita: Lechuza común o Búho real.
- Minutos transcurridos desde el anochecer.
- Mes de la visita.
- Experiencia del observador: de 0 (sin experiencia) a 3 (amplia experiencia).

3.3.2. Variables de sitio

En línea con estudios previos de selección de hábitat de la lechuza común y del búho real (Martínez *et al*., 2003; Martínez & Zuberogoitia, 2004), las variables de sitio se calcularon en un área circular de 1 km de radio alrededor de cada punto de muestreo, lo que representa aproximadamente la elección de hábitat a escala de nido (Taylor, 1994; Martínez *et al*., 2003). Se seleccionaron un total de 14 variables ambientales que podrían ser relevantes para la ocupación de las especies, agrupadas en cuatro categorías principales:

- Usos del suelo (proporción de superficie): hábitat abierto, cultivos leñosos, arbolado natural y seminatural, dehesa, superficie urbana, parques urbanos, superficies lineales de agua y otros usos (Martínez et al., 2003; Martínez & Zuberogoitia, 2004).
- Infraestructuras (longitud en metros): caminos y vías rápidas (Lusby *et al*., 2021; Busby *et al*., 2024).
- Estructura del paisaje (longitud de ecotonos en metros): ecotonos entre hábitats leñosos y abiertos (cultivos herbáceos y vegetación herbácea natural o seminatural); entre cultivos herbáceos y vegetación herbácea natural o seminatural; y entre superficies de agua y cultivos herbáceos(McCollin, 1998; Séchaud *et al.*, 2021).
- Topografía: altitud media (metros), desviación estándar de la altitud (metros) y desviación estándar de la pendiente (porcentaje de inclinación) (Latorre et al., 2022).

Las superficies de usos del suelo y los ecotonos se obtuvieron del SIOSE AR (Instituto Geográfico Nacional (Instituto Geográfico Nacional (IGN), 2020), mientras que las infraestructuras de la Red de Transporte del Centro de Descargas del IGN. Por último, la topografía se extrajo del Modelo Digital del Terreno de 5 m (MDT05) (Instituto Geográfico Nacional (IGN), 2010). Todas las variables se calcularon mediante el uso de sistemas de información geográfica como QGIS 3.44.11-Solothurn (QGIS Development team, 2026) o

los paquetes de *sf* (Pebesma, 2018) y *terra* (Hijmans *et al*., 2026)de R (R Core Team, 2026).
Para evitar la multicolinealidad, previo a la ejecución de los modelos, se calcularon matrices de correlación de Pearson entre todas las variables ambientales, evitando las combinaciones de aquellas variables con una correlación de Pearson |r| ≥ 0,6 (Barrientos & Arroyo, 2014; García Antón *et al*., 2019).

3.1. Análisis estadísticos

Los análisis estadísticos se estructuraron en cuatro fases consecutivas: (1) modelos de ocupación monoespecíficas para estudiar las variables ambientales que determinan la ocupación de cada especie, (2) modelos de ocupación multiespecie para evaluar la asociación entre ambas, (3) mapa de probabilidad de ocupación de la lechuza común y de la representatividad ambiental del muestreo y (4) análisis de la superficie favorable incluída en los espacios protegidos.

3.1.1. Modelos de ocupación

3.1.1.1. Modelos monoespecíficos

Se ajustaron modelos de ocupación "*sigle-season occupancy models"* (MacKenzie et al. 2002) para cada especie con el paquete *unmarked* (Fiske & Chandler, 2011) de R (R Core Team, 2026), los cuales permiten estimar de manera separada la probabilidad de detección (p) y la probabilidad de ocupación (ψ) mediante la función de unión logit. Se llevó a cabo un proceso jerárquico de construcción de modelos en dos fases, modelando en primer lugar la probabilidad de detección con las covariables de detectabilidad y manteniendo la ocupación constante, y posteriormente se modeló la ocupación a partir del modelo de detectabilidad más plausible (Niedballa *et al.*, 2015). Se compararon todas las combinaciones posibles de un máximo de tres variables tanto de detección como de ocupación excluyendo las combinaciones de variables correlacionadas.
Los modelos se compararon mediante el criterio de información de Akaike corregido para muestras pequeñas (AICc) y se consideraron plausibles los modelos con ΔAICc < 2 (Burnham & Anderson, 2004b).

3.1.1.2. Modelos multiespecíficos

Para evaluar la interacción entre ambas especies se usaron modelos de ocupación multiespecie (Rota *et al*., 2016) con la función *occuMulti* del paquete *unmarked* de R, comparando todos los modelos plausibles de búho real con todos los de lechuza común, ajustando cada combinación con y sin interacción. Un valor negativo del parámetro de interacción indica que las especies introducidas en los modelos coinciden en el mismo punto menos de lo que cabría esperar una vez controlado el hábitat. De la misma manera, todos los modelos se compararon mediante AICc.

3.1.2. Mapa de probabilidad de ocupación y representatividad ambiental

Se generó un mapa de probabilidad de ocupación de lechuza común con una resolución de 1 km x 1 km sobre la Comunidad de Madrid calculando las variables ambientales en un buffer de 1 km alrededor de su centro, estandarizadas con las medias y desviaciones de los puntos de muestreo. Las probabilidades de ocupación para cada cuadrícula se calcularon mediante las predicciones medias de los modelos plausibles ponderada por su peso de Akaike (Burnham & Anderson, 2004a).
Con el objetivo de identificar aquellas zonas que el modelo produce fuera de las condiciones muestreadas y representadas en los puntos a nivel ambiental, se aplicó el método ExDet (Mesgaran *et al*., 2014), con el paquete *dsmextra* (Bouchet *et al*., 2020). Este tipo de análisis de representatividad clasifica cada cuadrícula en (1) análoga, donde las condiciones son similares a las muestreadas; (2) extrapolación tipo I, donde alguna de las variables está fuera del rango muestreado; y (3) extrapolación tipo II, donde la combinación de valores no ha sido muestreada.

3.1.3. Espacios protegidos

Se consideró como superficie potencialmente favorable aquella con condiciones análogas y con una probabilidad de ocupación mayor de 0,5. Se evaluó el papel de los espacios protegidos mediante la superposición de superficies de Espacios Naturales Protegidos, las ZEC/LIC y las ZEPAs de la Comunidad de Madrid con los mapas de ocupación y de representatividad. Así pues, se calculó el porcentaje de superficie potencialmente favorable que quedaba dentro y fuera de cada figura de protección.

4. Resultados

Durante el censo se visitaron 175 puntos de muestreo, con un total de 1.406 visitas de campo, de las cuales 642 se dirigieron al búho real y 764 a la lechuza común, lo que supone una media de unas 8 visitas por punto (3,7 de búho real y 4,4 de lechuza común). En el trabajo de campo participaron un total de 65 personas voluntarias, que censaron una media de 2,7 puntos y realizaron unas 21,6 visitas cada una a lo largo de la campaña. La lechuza común se detectó en 29 puntos (16,6 %) y el búho real en 54 (30,9 %). De las 68 cuadrículas de 10 x 10 km visitadas 22 tuvieron presencia de la especie (Figura 2.).
En cuanto a la probabilidad de detección por visita, esta fue baja en ambas especies, con una media de 0,15 (rango: 0,01–0,58) en la lechuza común y de 0,19 (rango: 0,10–0,30) en el búho real. En ambos casos la detección dependió en gran medida del tipo de reclamo empleado, mientras que para la lechuza común fue de 0,22 en las visitas con reclamo de lechuza y 0,08 con reclamo de búho real, la del búho real fue de 0,30 con su propio reclamo, frente a 0,10 con el de lechuza. En la lechuza común influyeron además la experiencia del observador y los minutos transcurridos tras el anochecer. Con el número medio de visitas por punto (7,9), la probabilidad de detectar cada especie al menos una vez en un punto ocupado fue de 0,73 para la lechuza común y de 0,81 para el búho real. Así pues, una vez corregida la detectabilidad, la probabilidad media de

ocupación estimada fue de 0,28 (IC 95 %: 0,18–0,40) para la lechuza común y de 0,39 (IC 95 %: 0,30–0,49) para el búho real, frente a una ocupación observada del 16,6 % y el 30,9 %, respectivamente.

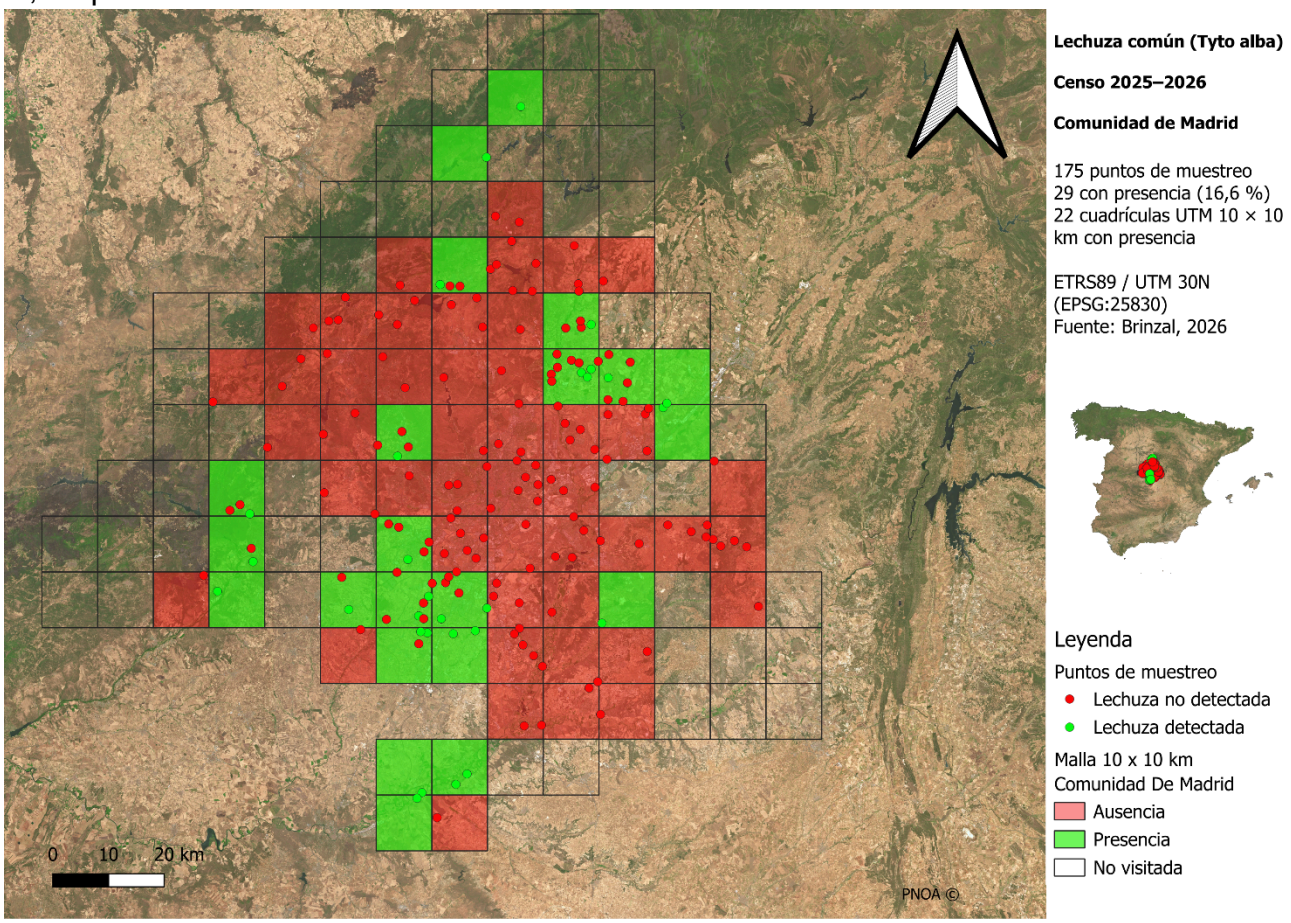


Figura 2. Resultados del censo de lechuza común en la Comunidad de Madrid (2025–2026). Los puntos indican los 175 puntos de muestreo, seleccionados a partir de citas históricas de la especie (1990–2025): en verde, aquellos en los que se detectó la lechuza común al menos en una visita (n = 29), y en rojo, aquellos en los que no se detectó. Las cuadrículas UTM de 10 × 10 km se clasifican según si contienen al menos un punto con detección (verde), solo puntos sin detección (rojo) o no fueron muestreadas (sin color). Fuente: elaboración propia.

4.1. Modelos de ocupación

Trece modelos resultaron igualmente plausibles (ΔAICc < 2) a la escala de 1 km (Cuadro 1.), y todos ellos coincidieron en un mismo patrón: la irregularidad del relieve fue la única variable presente en el conjunto completo, siempre con un efecto negativo y estadísticamente significativo. Tras el relieve, los factores más relevantes estuvieron ligados a la presencia humana. La superficie urbana y las vías rápidas aparecieron cada una en 5 de los 13 modelos (38,5 %), con una importancia relativa de 0,48 y 0,41, respectivamente, y en ambos casos redujeron la probabilidad de ocupación, aunque solo la superficie urbana llegó a ser significativa en alguno de ellos. En sentido contrario, la dehesa (0,33) favoreció la presencia de la especie, mientras que los parques urbanos (0,28) la desfavorecieron. Caminos, hábitat abierto y ecotonos tuvieron un papel marginal.

Cuadro 1. Modelos de ocupación de la lechuza común con ΔAICc < 2 (escala 1 km). Los signos indican el sentido del efecto de cada variable sobre la ocupación; con asterisco (*), los efectos significativos (p < 0,05). w: peso de Akaike recalculado dentro del conjunto de modelos plausibles. Fuente: elaboración propia.

Modelo	Relieve	Urbano	Vías rápidas	Dehesa	Parques	Caminos	Hábitat abierto	Ecotonos	*w*
93	−*	−*							0,118
410	−*	−	−						0,116
347	−*	−*		+					0,108
402	−*		−		−				0,105
276	−*		−			+			0,085
329	−*			+*			+*		0,072
398	−*	−			−				0,070
415	−*	−*						−	0,068
88	−*				−				0,058
97	−*		−						0,051
254	−*			+		+			0,051
351	−*		−	+					0,050
342	−*			+	−				0,049

Los modelos multiespecie apuntaron con claridad hacia una interacción negativa entre ambas rapaces. De los 19 modelos plausibles, 18 incluyeron la interacción entre especies y concentraron el 96,2 % del peso de Akaike del conjunto. En todos los modelos con interacción, el coeficiente de interacción fue negativo (entre −0,94 y −1,25), y en la mitad alcanzó la significación estadística (p < 0,05; Figura 3.), lo que sugiere que una vez tenidos en cuenta el hábitat y la detectabilidad, la lechuza común y el búho real comparten los mismos puntos con menos frecuencia de la que cabría esperar.

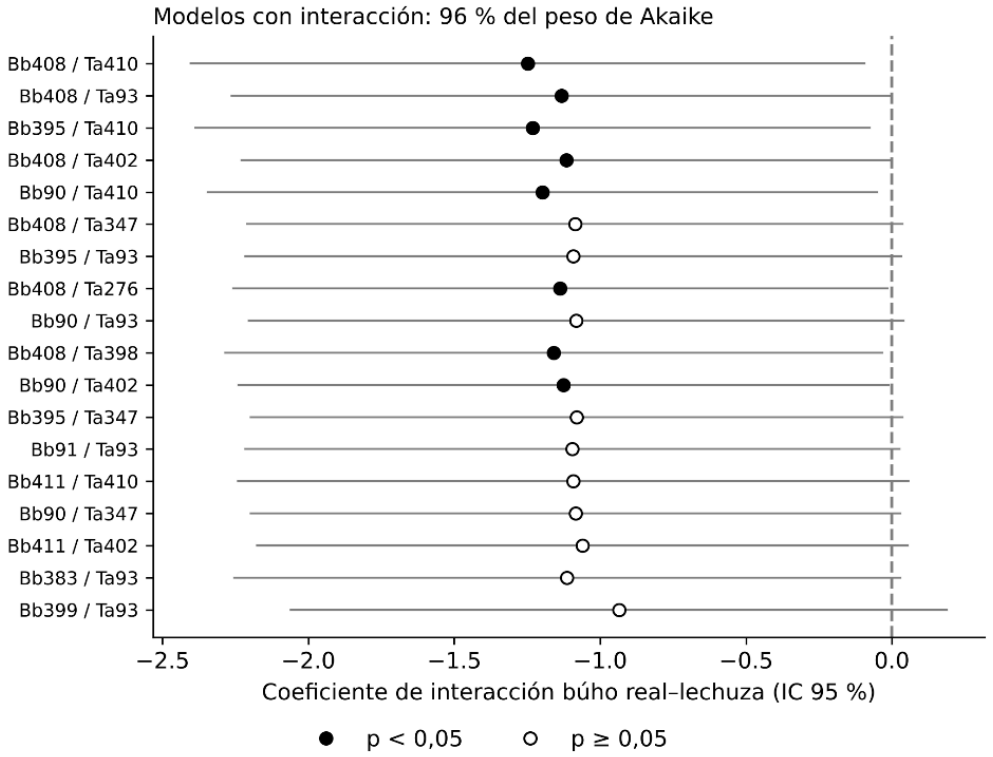


Figura 3. Coeficiente de interacción entre el búho real y la lechuza común en los 18 modelos multiespecie plausibles (ΔAICc < 2) que incluyen la interacción, ordenados de menor a mayor ΔAICc. Cada fila combina un modelo de ocupación de búho real (Bb) y uno de lechuza común (Ta) y los puntos muestran el valor estimado y las líneas su intervalo de confianza del 95 %; los puntos rellenos indican interacciones significativas (p < 0,05). La línea discontinua marca la ausencia de asociación (coeficiente = 0).
Fuente: elaboración propia.

4.2. Distribución potencial y espacios protegidos

El 66,9 % de la superficie analizada presentó condiciones ambientales análogas a las de los puntos muestreados, mientras que el 32,3 % correspondió a extrapolación de tipo I, con alguna variable fuera del rango muestreado, y solo el 0,8 % a extrapolación de tipo II, con combinaciones de variables no muestreadas. Por otro lado, el 10,1 % de la superficie analizada (854 km²) presentó una probabilidad de ocupación superior a 0,5, porcentaje que se redujo al 6,7 % (564 km²) al considerar sólo las zonas ambientalmente análogas, que se consideraron áreas potencialmente ocupadas y, por tanto, favorables para la especie (Figura 4). De esta superficie, sólo el 32,6 % se encuentra dentro de alguna figura de protección, mientras que el 67,4 % restante queda fuera (Figura 5.

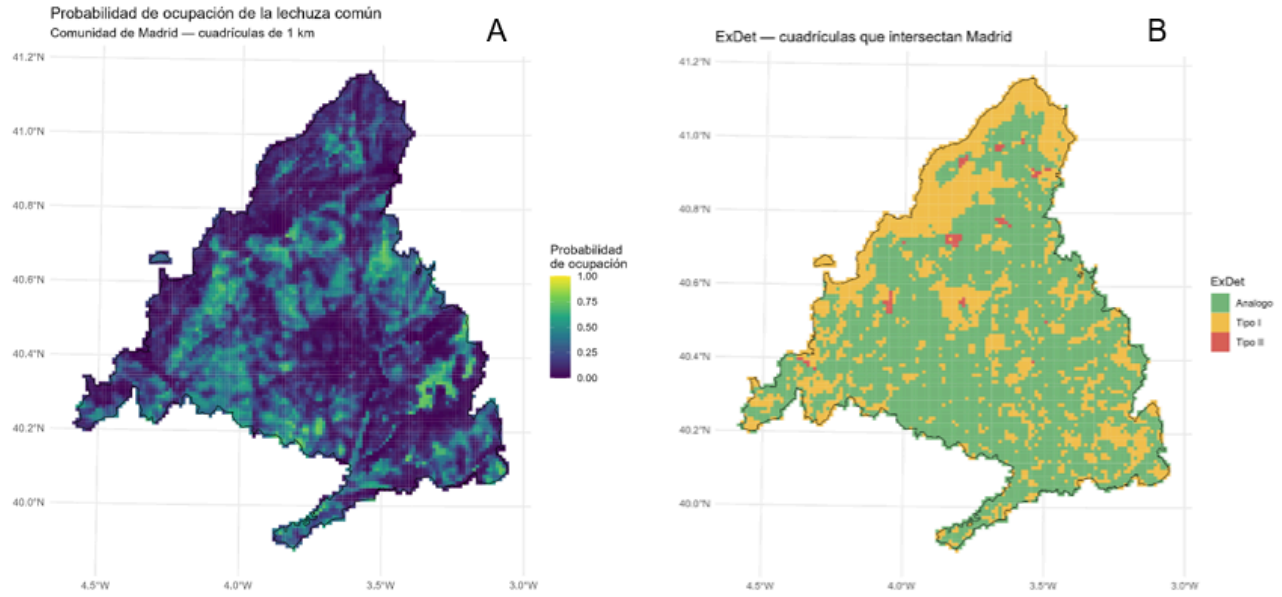


Figura 4. (A) Probabilidad de ocupación predicha de la lechuza común en la Comunidad de Madrid, en cuadrículas de 1 × 1 km. (B) Representatividad ambiental de las predicciones según el método ExDet (Mesgaran et al., 2014): cuadrículas con condiciones análogas a las de los puntos muestreados (66,9 %), con alguna variable fuera del rango muestreado (extrapolación de tipo I; 32,3 %) o con combinaciones de variables no muestreadas (extrapolación de tipo II; 0,8 %). Fuente: elaboración propia.

Por figuras de protección, es la Red Natura 2000 la que recoge la mayor parte de la distribución potencial (LIC/ZEC: 32,6 %; ZEPA: 23,8 %), mientras que los Espacios Naturales Protegidos solo incluyen el 9,8 %. Los espacios que concentran una mayor proporción de superficie favorable y potencialmente ocupada son los espacios Natura 2000 de los ríos Jarama y Henares (9,2 %) y de los ríos Alberche y Cofio (9,2 %) (Figura 4).

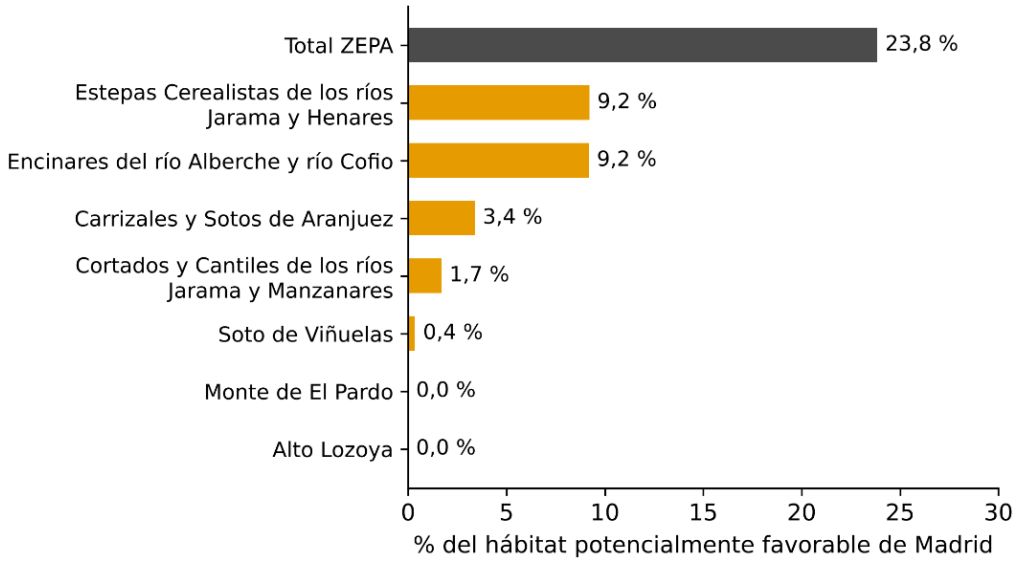


Figura 4. Contribución de cada ZEPA de la Comunidad de Madrid al hábitat potencialmente favorable para la lechuza común (564 km²). En gris, el total del conjunto de ZEPA. Fuente: elaboración propia.

5. Discusión

Los resultados de este estudio confirman una fuerte reducción de lechuza común en la Comunidad de Madrid, donde la especie solo se detectó en 29 de los 175 puntos con citas históricas, lo que supone un 16,6 % de los lugares en los que había estado presente durante las últimas tres décadas. La baja probabilidad de detección por visita (0,15 de media) pone de manifiesto la dificultad de censar esta especie, y subraya la necesidad de emplear métodos que tengan en cuenta la detección imperfecta, ya que los censos basados sólo en presencias detectadas pueden infraestimar de forma notable su distribución real (MacKenzie et al., 2002). Aun así, incluso con esta corrección, la especie ocuparía menos de un tercio de los puntos donde fue citada, lo que es coherente con la fuerte regresión descrita en la región (Brinzal, datos propios; Rosique, 2019).

La irregularidad del relieve fue el factor más determinante en la ocupación de la lechuza común, presente con efecto negativo en todos los modelos plausibles. Este patrón refleja la preferencia de la especie por los paisajes llanos y abiertos, característicos de las zonas agro-esteparias y las dehesas del centro y sur de la región, frente a los terrenos abruptos y forestales del norte (Martínez et al., 2003; Latorre et al., 2022). No obstante, es probable que esta variable actúe en parte como indicador de otros factores asociados al relieve suave, como la disponibilidad de hábitats abiertos o semiabiertos, más que como un efecto directo de la topografía.

Por otro lado, el efecto negativo de la superficie urbana y las vías rápidas apunta a que la presión humana es uno de los principales factores que limitan la presencia de la especie en la Comunidad de Madrid. La mortalidad por atropello, especialmente de los individuos juveniles durante la dispersión, está considerada una de las principales amenazas para la lechuza común en Europa (Borda de Agua et al., 2014; Busby et al., 2024), y la elevada densidad de carreteras de la región podría estar actuando como un sumidero poblacional. Este resultado es coherente con lo observado en estudios previos, en los que las cuadrículas abandonadas por la especie habían experimentado un aumento de la superficie urbana (Rosique, 2019). En cambio, el efecto positivo de la dehesa respalda la importancia de los sistemas ganaderos extensivos para la especie, en línea con estudios previos en la región que encontraron una abundancia de presas potenciales hasta el doble de alta en zonas ganaderas que en zonas agrícolas intensivas (Rosique, 2019).

Los modelos multiespecie revelaron una asociación espacial negativa entre la lechuza común y el búho real, que fue consistente en todos los modelos con interacción y que recibió un fuerte apoyo frente a los modelos sin ella. El búho real es un superdepredador que incluye a otras rapaces en su dieta (Lourenço et al., 2011), entre ellas la lechuza común (Penteriani et al., 2012), por lo que esta asociación podría reflejar una evitación de los territorios del búho real por parte de la lechuza. Sin embargo, el diseño de este estudio no permite discernir entre depredación, competencia o una respuesta diferente de ambas especies a factores ambientales no considerados, por lo que serían necesarios estudios

específicos para identificar los mecanismos que subyacen a este patrón. No obstante, dado el notable incremento de las poblaciones de búho real en las últimas décadas (Pérez-García & Real, 2022), esta interacción podría estar adquiriendo una importancia creciente en la distribución y declive de la lechuza común.

Por último, sólo una tercera parte del área potencialmente favorable para la especie se encuentra dentro de algún espacio protegido. Este resultado no es sorprendente, ya que los Espacios Naturales Protegidos de la región se concentran en las zonas de montaña y forestales, precisamente las menos favorables para la lechuza común. La Red Natura 2000 recoge una proporción mayor del hábitat favorable, especialmente a través de espacios de carácter agro-estepario como la ZEPA de las Estepas Cerealistas de los ríos Jarama y Henares, lo que pone de manifiesto el papel de estas figuras en la conservación de las especies ligadas a medios agrícolas. Aun así, dos tercios del área potencial quedan fuera de cualquier figura de protección, por lo que la conservación de la especie no puede depender únicamente de la red de espacios protegidos. Es necesario extender los esfuerzos al conjunto del territorio, a través de medidas agroambientales que favorezcan los elementos del paisaje y la ganadería extensiva, de la custodia del territorio y de la integración de la especie en la planificación urbanística y de infraestructuras.

Este estudio presenta algunas limitaciones que deben tenerse en cuenta al interpretar los resultados. Los puntos de muestreo se seleccionaron a partir de citas históricas de la especie, por lo que la ocupación estimada se refiere a lugares donde la especie estuvo presente, y no a una muestra aleatoria del territorio. Esta selección limitó la representatividad ambiental del muestreo, de modo que solo el 66,9 % de la superficie analizada presentó condiciones análogas a las muestreadas; por ello, el análisis de áreas favorables se restringió a estas zonas. Sin embargo, la combinación del mapa de probabilidad de ocupación con el de representatividad ambiental permite además orientar el trabajo de campo futuro. Por un lado, las zonas con una probabilidad de ocupación elevada y condiciones análogas a las muestreadas pero sin puntos de muestreo próximos constituyen áreas potencialmente ocupadas en las que la presencia de la especie no se ha comprobado. Su prospección podría permitir localizar territorios hasta ahora desconocidos y, con ello, mejorar la estima del tamaño poblacional de la especie en la región. Por otro lado, las zonas en las que el modelo extrapola fuera de las condiciones muestreadas señalan los ambientes en los que la predicción es menos fiable y en los que convendría ampliar el muestreo en futuros censos.

6. Conclusiones

Este estudio aporta la primera estimación de la ocupación de la lechuza común en la Comunidad de Madrid corregida por detectabilidad. Los resultados confirman que la especie ha desaparecido de la mayor parte de los lugares en los que estuvo presente en las últimas tres décadas, y que su distribución actual está condicionada por la configuración del paisaje. La especie se asocia a los paisajes llanos, agrícolas y ganaderos, y evita las zonas urbanizadas y con alta densidad de vías rápidas. A estos

factores se suma una asociación espacial negativa con el búho real, cuyo papel en el declive de la lechuza común merece ser estudiado en profundidad.

Desde el punto de vista de la conservación, estos resultados tienen varias implicaciones para la gestión de la especie. En primer lugar, la reducción de su área de ocupación y su reducido número de territorios justifican la revisión de su estado de conservación en el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Madrid. En segundo lugar, dado que dos tercios del área potencialmente favorable quedan fuera de los espacios protegidos, su conservación requiere un enfoque territorial que vaya más allá de la red de espacios protegidos, incluyendo principalmente la especie en la planificación urbanística y de infraestructuras.

Por último, este estudio pone de manifiesto que los mapas de probabilidad de ocupación y de representatividad ambiental constituyen una herramienta práctica para la gestión. Permiten identificar las áreas prioritarias en las que concentrar actuaciones como la instalación de cajas nido o la liberación de pollos mediante hacking, así como dirigir el esfuerzo de las futuras actuaciones de seguimiento. La repetición periódica de este censo, siguiendo el mismo protocolo, permitiría además evaluar la tendencia de la población mediante modelos de ocupación dinámicos y valorar la eficacia de las medidas de conservación aplicadas.

7. Bibliografía

[1] Barata, I. M., Griffiths, R. A., & Ridout, M. S. (2017). The power of monitoring: Optimizing survey designs to detect occupancy changes in a rare amphibian population. Scientific Reports, 7(1), 16491. https://doi.org/10.1038/s41598-017-16534-8

[2] Barrientos, R., & Arroyo, B. (2014). Nesting habitat selection of Mediterranean raptors in managed pinewoods: Searching for common patterns to derive conservation recommendations. Bird Conservation International, 24(2), 138-151. https://doi.org/10.1017/S0959270913000270

[3] Borda-de-Água, L., Grilo, C., & Pereira, H. M. (2014). Modeling the impact of road mortality on barn owl (Tyto alba) populations using age-structured models. Ecological Modelling, 276, 29-37. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.12.022

[4] Bouchet, P. J., Miller, D. L., Roberts, J. J., Mannocci, L., Harris, C. M., & Thomas, L. (2020). dsmextra: Extrapolation assessment tools for density surface models. Methods in Ecology and Evolution, 11(11), 1464-1469. https://doi.org/10.1111/2041-210X.13469

[5] Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (Eds.). (2004a). Model Selection and Multimodel Inference. Springer New York. https://doi.org/10.1007/b97636

[6] Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (2004b). Multimodel Inference: Understanding AIC and BIC in Model Selection. Sociological Methods & Research, 33(2), 261-304. https://doi.org/10.1177/0049124104268644

[7] Busby, B. T., Gordon, M. P., & Belthoff, J. (2024). Roads reduce breeding occupancy and productivity in barn owls. The Journal of Wildlife Management, 88(5), e22597. https://doi.org/10.1002/jwmg.22597

[8] Chuvieco Salinero, E., Matanzo Caballero, R. M., & Sancho Comíns, J. (1984). La ocupación del suelo en la Comunidad de Madrid: SU representación cartográfica y tipificación. Geographica, 17-51.

[9] Fiske, I., & Chandler, R. (2011). unmarked: An R Package for Fitting Hierarchical Models of Wildlife Occurrence and Abundance. Journal of Statistical Software, 43(10). https://doi.org/10.18637/jss.v043.i10

[10] García Antón, A., Garza, V., Hernández Justribó, J., & Traba, J. (2019). Factors affecting Dupont´s lark distribution and range regression in Spain. PLOS ONE, 14(2), e0211549. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0211549

[11] Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W. W., Emmerson, M., Morales, M. B., Ceryngier, P., Liira, J., Tscharntke, T., Winqvist, C., Eggers, S., Bommarco, R., Pärt, T., Bretagnolle, V., Plantegenest, M., Clement, L. W., Dennis, C., Palmer, C., Oñate, J. J., … Inchausti, P. (2010). Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. Basic and Applied Ecology, 11(2), 97-105. https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.12.001

[12] Grande, J. M., Orozco-Valor, P. M., Liébana, M. S., & Sarasola, J. H. (2018). Birds of Prey in Agricultural Landscapes: The Role of Agriculture Expansion and Intensification. En Birds of Prey: Biology and Conservation in the XXI Century (J. H. Sarasola, J. M. Grande, and J. J. Negro, pp. 197-228). Springen International Publishing.

[13] Hijmans, R. J., Brown, A., Barbosa, A. M., Cordano, E., Dyba, K., Bivand, R., Chirico, M., Pebesma, E., Rowlingson, B., & Sumner, M. D. (2026). terra: Spatial Data Analysis (Versión 1.9-50) [Software]. https://cran.r-project.org/web/packages/terra/index.html

[14] Instituto Geográfico Nacional (IGN). (2010). Modelo Digital del Terreno de 5 m (MDT05) [Map]. https://www.ign.es/

[15] Instituto Geográfico Nacional (IGN). (2020). Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo en España de Alta Resolución (SIOSE AR 2020) [Map]. https://www.ign.es/

[16] Jennings, N., & Pocock, M. J. O. (2009). Relationships between Sensitivity to Agricultural Intensification and Ecological Traits of Insectivorous Mammals and Arthropods. Conservation Biology, 23(5), 1195-1203. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01208.x

[17] Jing, H., Liu, Y., & Hou, J. (2025). Impacts of agricultural intensification on biodiversity: Habitat loss, agrochemical use, water depletion, and soil degradation. Journal of Environmental Management, 395, 128036. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.128036

[18] Latorre, D., Merino-Aguirre, R., Fletcher, D. H., Cruz, A., & Almeida, D. (2022). Effects of habitat structure and feeding habits on productivity and nestling quality of barn owl Tyto alba (Scopoli, 1769)(Strigiformes: Tytonidae) in the Iberian Peninsula. Acta Zool. Bulg, 74, 203-214.

[19] Lusby, J., O'Clery, M., Mc Guinness, S., Tosh, D., & Crowe, O. (2021). The Interactions between Barn Owls and Major Roads: Informing Management and Mitigation. Transport and Infrastructure Ireland Publications reference RE-ENV-07004.

[20] MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Lachman, G. B., Droege, S., Andrew Royle, J., & Langtimm, C. A. (2002). ESTIMATING SITE OCCUPANCY RATES WHEN DETECTION PROBABILITIES ARE LESS THAN ONE. Ecology, 83(8), 2248-2255. https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083%5B2248:ESORWD%5D2.0.CO;2

[21] Martínez, J. A., Serrano, D., & Zuberogoitia, I. (2003). Predictive models of habitat preferences for the Eurasian eagle owl Bubo bubo: A multiscale approach. Ecography, 26(1), 21-28. https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2003.03368.x

[22] Martínez, J. A., & Zuberogoitia, I. (2004). Habitat preferences and causes of population decline for barn owls Tyto alba: A multi-scale approach. Ardeola, 51(2), 303-317.

[23] McCollin, D. (1998). Forest edges and habitat selection in birds: A functional approach. Ecography, 21(3), 247-260. https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1998.tb00562.x

[24] Mesgaran, M. B., Cousens, R. D., & Webber, B. L. (2014). Here be dragons: A tool for quantifying novelty due to covariate range and correlation change when projecting species distribution models. Diversity and Distributions, 20(10), 1147-1159. https://doi.org/10.1111/ddi.12209

[25] Niedballa, J., Sollmann, R., Mohamed, A. B., Bender, J., & Wilting, A. (2015). Defining habitat covariates in camera-trap based occupancy studies. Scientific Reports, 5(1), 17041. https://doi.org/10.1038/srep17041

[26] Pebesma, E. (2018). Simple Features for R: Standardized Support for Spatial Vector Data. The R Journal, 10(1), 439. https://doi.org/10.32614/RJ-2018-009

[27] Penteriani, V., Lourenço, R., & Delgado Sánchez, M. M. (2012). Eagle Owls in Doñana: A conservation dilemma or not? British Birds, 105. https://digital.csic.es/handle/10261/51697

[28] Pérez-García, J. M., & Real, J. (2022). Búho real Bubo bubo. En III Atlas de las aves en época de reproducción en España (B. Molina, A. Nebreda, A. R. Muñoz, J. Seoane, R. Real, J. Bustamante y J. C. del Moral). SEO/BirdLife. https://atlasaves.seo.org/ave/buho-real/

[29] QGIS Development team. (2026). qgis/QGIS: 3.44.9 (Versión final-3_44_9) [Software]. Zenodo. https://doi.org/10.5281/ZENODO.6139224

[30] R Core Team. (2026). R: The R Project for Statistical Computing. https://www.r-project.org/

[31] Rosique, S. (2019). Distribución de la Lechuza Común (Tyto alba) en la Comunidad de Madrid y posibles factores determinantes. [(Trabajo fin de máster no publicado)]. Universidad Complutense de Madrid.

[32] Rota, C. T., Ferreira, M. A. R., Kays, R. W., Forrester, T. D., Kalies, E. L., McShea, W. J., Parsons, A. W., & Millspaugh, J. J. (2016). A multispecies occupancy model for two or more interacting species. Methods in Ecology and Evolution, 7(10), 1164-1173. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12587

[33] Salgado, I. (2022). Lechuza común Tyto alba. En III Atlas de las aves en época de reproducción en España (B. Molina, A. Nebreda, A. R. Muñoz, J. Seoane, R. Real, J. Bustamante y J. C. del Moral). SEO/BirdLife. https://atlasaves.seo.org/ave/lechuza-comun/

[34] Séchaud, R., Schalcher, K., Machado, A. P., Almasi, B., Massa, C., Safi, K., & Roulin, A. (2021). Behaviour-specific habitat selection patterns of breeding barn owls. Movement Ecology, 9(1), 18. https://doi.org/10.1186/s40462-021-00258-6

[35] Taylor, I. (1994). Barn Owls. Predation-prey relationships and conservation. Cambridge University Press.

[36] Zuberogoitia, I., & Campos, L. F. (1998). Censusing owls in large areas: A comparison between methods. Ardeola, 45, 47-53.

[37] Zuberogoitia, I., Martínez, J. E., González-Oreja, J. A., De Buitrago, C. G., Belamendia, G., Zabala, J., Laso, M., Pagaldai, N., & Jiménez-Franco, M. V. (2020). Maximizing detection probability for effective large-scale nocturnal bird monitoring. Diversity and Distributions, 26(8), 1034-1050. https://doi.org/10.1111/ddi.13075

CONAMA 2026