



Serie Monografías de la Dirección General de Sostenibilidad: Especies Protegidas

# EL ÁGUILA REAL (*Aquila chrysaetos*) EN EXTREMADURA: POBLACIÓN Y ECOLOGÍA





**Serie Monografías de la Dirección General de Sostenibilidad  
(Especies Amenazadas)  
Junta de Extremadura**

## **EL ÁGUILA REAL (*Aquila chrysaetos*) EN EXTREMADURA: POBLACIÓN Y ECOLOGÍA**



### **Autores:**

José María Guzmán Bolaños, Óscar Uceda Tolosa, Elisa Cristo da Silva Gamero, Ana Luz Márquez Moya, Jesús Moreno Pérez, Ángel Sánchez García, Enrique Delgado Valiente, Joaquín Dávalos Méndez, Juan Manuel Sánchez Guzmán y Casimiro Corbacho Amado.

Memoria correspondiente al:

“CONVENIO DE COLABORACIÓN ENTRE LA CONSEJERÍA PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y SOSTENIBILIDAD DE LA JUNTA DE EXTREMADURA Y LA UNIVERSIDAD DE EXTREMADURA, PARA LA REALIZACIÓN DE ACTIVIDADES DESTINADAS A ESTABLECER LAS BASES DE LA ESTRATEGIA DE CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD DE EXTREMADURA. ANUALIDADES 2021-2022-2023”.

Nº EXPEDIENTE: 2051999FR003

Firmado en Mérida, a 28 de diciembre de 2020.

**Actuación 2: Elaboración de estudios detallados de aquellas especies con mayor grado de amenaza o más sensibles**

**Acción 4: *Aquila chrysaetos*.**

**Financiación del Convenio: Fondos FEADER**

Afiliación de los Autores:

Elisa Cristo da Silva Gamero, Óscar Uceda Tolosa, José María Guzmán Bolaños, Casimiro Corbacho Amado y Juan Manuel Sánchez Guzmán. Grupo de Investigación en Biología de la Conservación. Área de Zoología. Universidad de Extremadura.

Juan Manuel Sánchez Guzmán. Ecología en el Antropoceno. Unidad asociada CSIC-UEx. Facultad de Ciencias. Universidad de Extremadura.

Ana Luz Márquez. Grupo de Investigación en Biogeografía, Biodiversidad y Conservación. Universidad de Málaga.

Jesús Moreno Pérez, Ángel Sánchez García y Enrique Delgado Valiente. Dirección General de Sostenibilidad. Consejería de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Sostenible.

Joaquín Dávalos Méndez. Sociedad de Gestión Pública de Extremadura, S.A.U. (GPEX).

Portada:

Diseño de Elisa Cristo da Silva Gamero y Nuria Playá Montmany. Fotos de Ángel Sánchez García y Víctor Manuel Pizarro.

Contraportada:

Diseño de Elisa Cristo da Silva Gamero y Nuria Playá Montmany. Fotos de Ángel Sánchez y Casimiro Corbacho.

Ilustraciones interiores:

Antonio José Díaz Fernández.

Fotos de la monografía:

Ver pie de figuras.

Depósito Legal: LE 420-2023

ISBN: 978-84-127328-5-6



## Agradecimientos.

**La Junta de Extremadura quiere hacer constar su más agradecimiento a cuantas personas intervinieron a lo largo de todos estos años en la toma de la información aquí utilizada y que son los siguientes:**

### Directores de censos

Ángel Sánchez García, Alfredo Anega Morales, Javier Caldera Domínguez, Ángel Rodríguez Martín, María Jesús Palacios González, Atanasio Fernández García, Carmen Martín López y Ana Cristina Carrasco.

### Técnicos de censos

Diego Fernández Mateos, Elvira Cano Montes, Fátima Sanz Gómez, Gloria Cortázar Hurtado, M<sup>º</sup> Jesús García-Baquero Merino y María Arredondo Lamas.

### Técnicos participantes en censos

Andrea Martínez Ojea, Daniel Vicente Porras, David Nieto Hisado, Domingo Rivera Dios, Francisco Hurtado Sabido, Javier Zalba Bescos, Jesús González Cuadrado, Joaquín Fernández Hernández, José Carlos Ligero Laserna, José Felix Alvarez González, José Manuel Rama Mayo, Luis Lozano Martínez, María José Moralo Rodríguez, Miguel Ángel Romo Bedate, Noel Vega Vinagre, Óscar Díaz Martín, Paula Rodríguez Contreras, Pedro J. Fernández Rodríguez, Ricardo Martín Sánchez, Sergio Pérez, Susana Sánchez Cuerda y Toribio Álvarez Delgado.

### Agentes del medio natural

Adolfo Sánchez Álvarez, Adrián Chaves Palacios, Águeda Juliana Mateos, Agustín de Burgos López, Agustín Víctor Martín Ruano, Alberto Britos Galán, Alberto Fernández Honrubia, Alberto Pablos Álvarez, Alberto Pacheco Mejías, Alberto Paniagua Romero, Alejandro García García, Alfredo de Armas Casco, Alicia Forner Estévez, Álvaro García Sánchez, Amable Mateos Vázquez, Amado Franco Salas, Amado Hernández Hernández, Ana Ayuso Arroyo, Ana Isabel Gómez Pérez, Andrés Arroyo Moreno, Andrés Bellido Serrano, Andrés García Morais, Andrés Palacios Piñas, Ángel Amador Camino, Ángel Blasco Vaquerizo, Ángel Castaño Muñoz, Ángel de Antonio Benito, Ángel Vizcaino Cerezo, Ángela Cerro Vacas, Anselmo Díaz Calero, Antonio Galán Delgado, Antonio Galindo Gutiérrez, Antonio García Carmona, Antonio García Montero, Antonio Gutiérrez Sánchez, Antonio José Romero Castaño, Antonio López Murillo, Antonio Macarro Caballero, Antonio Trancón Martín, Apolinar Pérez Durán, Arturo Díaz Herrero, Arturo Romero Domínguez, Augusto Barril Castillo, Aureliano Hidalgo Portillo, Aurelio Domingo Hernández Alonso, Aurelio Martín Sánchez, Avelino Camacho, Bárbara Serrano Pérez, Basilio Gómez Sánchez, Belén Gutiérrez Larena, Benjamín Colmena Ortega, Borja Ledesma Sánchez, Cándido Bravo Jarones, Cándido Real Candeleda, Carlos Andrés Barrera, Carlos Dávila Martín, Carlos Fernández Garrido, Carlos Gallego Fernández, Carlos Izquierdo Sánchez, Carlos Javier Blázquez López, Carlos Jesús García Asensio, Carlos Pedraza Miján, Carlos Sánchez Martín, Carmen de Mera Murillo, Carmen Delgado de la Cruz, César Hernández Carretero, Cesar Salas Díaz, Cristian Salguero Blázquez, Cristina Tejeda Morán, Custodio Mansilla Pérez, Daniel Encinar Calvo, Daniel Martínez Rodríguez, Daniel Miranda Martínez, David Blázquez Martín, David Flores Pinto, David García Cáceres, David Iglesias Martín, David Martín Montero, David Martín Vázquez, Demetrio Rodríguez Martín, Diego Antonio Alberca López, Diego Aparicio Iglesias, Diego Recio López, Domingo Hernández, Eduardo Baños, Eduardo de la llave Layosa, Eduardo Mancha Carmona, Eduardo Sánchez Vega, Eleuterio García Grande, Elias Pardo Serrano, Eloy Durán Bayan, Emilio Daniel Carazo Álvarez, Emilio González de Orduña Gómez, Enrique Alonso Paniagua, Enrique Guijarro Calero, Esteban Durán Hernández, Eugenio Díaz Gutiérrez, Eusebio Torres Marcos, Eva Amor Juliá, Fabián Hernández Martín, Federico Hernández Grajera, Feliciano Gordo Rebollo, Feliciano Expósito Trinidad, Feliciano Gordo Rebollo, Felicísimo Gómez Peñasco, Felipe Cano Gil, Felipe Caperote Araujo, Felipe Cosgaya de los Toyos, Felipe Gómez, Felipe Paniagua, Felipe Paniagua Peña, Felipe Robles Moreno, Félix Díaz Crespo, Félix Eugenio Martín de la Viuda, Félix Fabian Barquero, Fernando Franco Asensio, Fernando Muñoz Coronel, Florencio Ventanas Barroso, Francisco Bejarano Muñoz, Francisco Calderón Delgado, Francisco Corbacho Vázquez, Francisco Fuentes López, Francisco Guerra Maestre, Francisco Javier Guerrero Matamoros, Francisco Martínez Moreno, Froilán Acosta Manso, Gabriel Sánchez, Germán Ramos Alonso, Germán Romero Gallego, Gregorio Castillo Fernández, Gregorio Ledesma, Gregorio Sánchez, Helena Carrón Calle, Heliodoro Barquero González, Hilario García White, Hilario Velardo Fernández, Hugo José Gómez-Tejedor Alonso, Ignacio Moreno Arriero, Ildefonso Barrero Valiente, Inés García Martín, Inocente Díaz, Isabel Gallardo Muñoz, Isidoro Obregón González, Isidoro Rodríguez Martín, Isidro Gregorio Pérez, Ismael Basilio Tabares, Iván Baile Arias, Iván Solana Silva, Jaime Collado Zarza, Jaime Iglesias Duarte, Jaime Portilla Franco, Jaime Rodríguez Collado, Javier Alameda Lozano, Javier Ballesteros Díaz, Javier Benitez González, Javier Bueno Plaza, Javier Fernández Morillo, Javier García Vaquero, Javier Guerrero, Javier Librado Delgado, Javier Lozano Del Río, Javier Martín Martín, Javier Roldán Corrales, Jesús Acosta Gómez, Jesús Alberto Carnero Mancebo, Jesús Antonio Martín Gutiérrez, Jesús Carretero Escudero, Jesús Gamero Gata, Jesús García Martín, Jesús Manuel Ramírez Ramírez, Jesús Martín Martín, Jesús Martín Sánchez, Jesús Montero Basquero, Jesús Pulido Cienza, Jesús Raseró Márquez, Jesús Santamargarita Ferreras, Jesús Santamargarita Mayor, Joaquín Cordero González, Joaquín Molina Chaves, Jorge Hernando Pachón, Jorge Pedro Durán Montes, Jorge Rubio García, José Antonio Diéguez Bautista, José Antonio Fernández Martín, José Antonio Mateos Vicente, José Antonio Pérez Burón, José Antonio Reyes Castellano, José Diego Santos Ugia, José Fernández Moreno, José Francisco

Gil Sánchez, José Germán Fernández Díaz, José Gómez Nevado, José Ignacio Ríos García, José Iñesta Mena, José Juan Galán Morcillo, José Luis Roldán Murillo, José Luis Sánchez Pesado, José Luis Santamargarita Ferreras, José Manuel Martínez Corvo, José Manuel Morera Núñez, José María Bravo de Cáceres, José María Castaño Holguín, José María García Cerro, José María Guerrero Núñez, José María Gutiérrez Saucedo, José Martín Pablos, José Miguel Caperote Araujo, José Miguel Sánchez Nogales, José Miguel Sillero Blanco, José Montero González, José Mora Ontivero, José Ramiro Cerezo, José Venegas González, José Vicente Bola Naranjo, José Vinagre Carrasco, Juan Antonio Barquero Quintana, Juan Antonio Dávila Pérez, Juan Augusto Blázquez Reyes, Juan Carlos Giraldo Garrón, Juan Carlos Gutiérrez Antequera, Juan Carlos Herrera Belmonte, Juan Dávila Dávila, Juan de Dios Salgado Callado, Juan Domingo Mera Ojeda, Juan Fernández-Blanco García, Juan Fernando Trejo Reyes, Juan García Santos, Juan Jesús Polvillo Casas, Juan Jiménez Rubio, Juan José Blanco Casado, Juan José Cambero Cabeza, Juan José Ferrero Cantisán, Juan José Hernández Mateos, Juan Luis Chaves Blázquez, Juan Luis Delgado Naranjo, Juan Luis Expósito Collado, Juan Luis Moreno Teodoro, Juan Luis Soriano Caballo, Juan Manuel González, Juan Manuel Concepción García, Juan Manuel Gil Moreno, Juan Miguel González García, Juan Pablo Prieto Clemente, Juan Panadero Pintor, Juan Paulino Baena, Juan Pedro Gómez Correas, Juan Ramón Sánchez Javier, Juan Rodríguez Morgado, Juan Salguero Parra, Juan Vega Reina, Julián Panadero Durán, Julio Ángel Moralo Rodríguez, Julio César Callado Grandoso, Julio César Sánchez Romero, Justo Hinojal Sánchez, Luciano Lázaro Santos, Luis Alberto García Rojas, Luis Fernández-Salguero Ríos, Luis Francisco Rivero Murillo, Luis Iglesias Mandado, Luis Ignacio Rodríguez-Tabares Moreno, Luis López Benítez, Luis María Guillén de Sande, Luis María Sánchez Bravo, M<sup>ª</sup> Nieves Gallardo Casado, M<sup>ª</sup> Rosario Montero Bravo, Manuel Fco. González Alegría, Manuel Fernández Rincón, Manuel Flores Cid de Rivera, Manuel Francisco González, Manuel Giraldo Acedo, Manuel Luis Díaz Navarro, Manuel Mateos Campos, Manuel Pérez Nevado, Manuel Vicente Hernández, Marcelino Tirado Berrocoso, Marco Aurelio Leno López, María del Carmen Álvarez Álvarez, María Gómez Pizarro, María José Moreno Navarrete, María Madruga Vicente, Mariano Rodríguez Valhondo, Marta Rubio Fernández, Matías Taborde Barroso, Maximiano Recio López, Máximo Plaza Rubio, Máximo Solís Ramos, Miguel Ángel Sorio Rosado, Miguel Ángel Yanguas Pozo, Miguel Hernández Barreto, Miguel Jesús Peromingo Tejero, Miguel Méndez Martín de Prado, Natividad Becerra Ramírez, Nicolás Díaz Rubio, Nicolás Durán Jiménez, Nicolás García Díaz, Nicolás Iglesias Martín, Nieves Fernández-Orejudo Carmona, Orencio Vinagre Muñoz, Óscar Martín Martín, Pablo Emiliano Godoy Molano, Pablo Muñoz Barba, Pablo Serrano Monroy, Pedro Carrera Cuadrado, Pedro García Guisado, Pedro Gasco Almazán, Pedro Holgado García, Pedro José Gómez Ortiz, Pedro López Cobos, Pedro María Mateos Vicente, Pedro Sánchez López, Pilar Berrocal Carrera, Prudencio Fernández Valhondo, Rafael Calero Vázquez, Rafael Gómez Moruno, Rafael Lepe Sáenz de Santa María, Rafael Romero Mohedano, Rafael Sánchez Buendía, Raúl Chavero Mejías, Raúl Méndez Sánchez, Ricardo Cembellín Gómez, Ricardo del Pozo Triviño, Roberto Díez Mediavila, Rodrigo Nacarino Salgado, Rubén Cañadas Valverde, Samuel Collados Magdaleno, Samuel Domínguez Heredia, Sebastián Romero Monago, Serafín Polo Nevado, Sergio Méndez Iglesias, Sonia Chivo Díaz, Susana Escalante Lojo, Tomás Caballero Torinos, Tomás Chico Lozano, Tomás Gómez Rubio, Urbano Montes Ríos, Vicente Bravo, Vicente Martínez Castaño, Víctor Fernández Muñoz, Víctor Manuel Pizarro Jiménez, Víctor Manuel Pizarro Jiménez, Víctor Manuel Ruiz Sabido, Rocío Álvarez Amaro, Pedro Barquero Martillanes, Ángel Beltrán Torrecusa, Feliciano Calle Jiménez, José Castellano Hernández, María del Pilar Chamorro Salas, Florencio Corchero García, José María Crespo Seco, Antonio Díaz Samino, Pedro Domínguez Domínguez, José Luis Fernández Perea, Luis Galán Flores, María Francisca Gómez Blanco, Damián González Díaz, Luis María Guillén de Sande, Ubaldo Hernández Fernández, Juan Jiménez Rubio, Isabel Jociles del Solar, Isabel Julián Bueso, Juan Lajas Cabello, Julián Liberal Barriga, Juan Lucas Dionisio, Carlos Martín Marco, Benedicto Martín Sánchez, Emiliano Martín Sánchez, Constantino Martín Sánchez, Rafael Mateos Vicente, Teodoro Millán Morgado, Rufino Mohedano Mariano, Sabas Molina Ríos, Víctor Moyano González, Antonio Muñoz Barba, Gerardo Ruano Gallego, Jesús Sánchez Blázquez, Feliciano Sánchez Martín, Paulino Sayago Cruz, Juan Carlos Timón Galán, Emilio Utreo Babiano, Antonio Trancón Martín, Castor Vaquero Martín y Javier Pérez Cabrera.

### **Agentes coordinadores**

José Luis Santamargarita Ferrera, Javier Martín Martín, Apolinar Pérez Durán, David Iglesias Martín, César Hernández Carretero, Alberto Pablos Álvarez, Amable Mateos Vázquez, Alberto Britos Galán, Juan Carlos Herrera Belmonte, Juan Manuel Gil Moreno, M. Isabel Gallardo Muñoz, Julián Panadero Durán, Eduardo Baños Rodríguez, Pablo E. Godoy Molano, Luis Iglesias Mandado, Rafael Calero Vázquez, Benjamín Colmena Ortega, Antonio Galindo Gutiérrez, M. Rosario Montero Bravo, Luis María Sánchez Bravo, Sabas Molina Ríos, Juan Fernández-Blanco García, Ricardo del Pozo Triviño, Luis María Guillén de Sande, Agustín V. Martín Ruano, Máximo Plaza Rubio, Manuel Fernández Rincón, Ana I. Gómez Pérez y Carlos Dávila Dávila.

### **Sección de Coordinación de los Agentes**

Eduardo Rebollada Casado, Carlos Barrutia Martínez, Fernando Hernández Martín, Tomás Martínez Gabarrón e Inmaculada Montero.

# ÍNDICE

<b>I. LA ESPECIE: EL ÁGUILA REAL (<i>Aquila chrysaetos</i>)</b> .....	<b>10</b>
1. DESCRIPCIÓN E IDENTIFICACIÓN: CARACTERES DE CAMPO .....	10
2. TAXONOMÍA .....	12
3. DISTRIBUCIÓN BIOGEOGRÁFICA.....	15
3.1 DISTRIBUCIÓN MUNDIAL Y PALEÁRTICA .....	15
3.2 DISTRIBUCIÓN NACIONAL .....	15
4. POBLACIÓN Y TENDENCIA POBLACIONAL .....	16
4.1. POBLACIÓN Y TENDENCIA MUNDIAL Y PALEÁRTICA .....	16
4.2. POBLACIÓN Y TENDENCIA NACIONAL .....	18
5. HÁBITAT .....	20
6. ECOLOGÍA TRÓFICA .....	21
7. BIOLOGÍA DE LA REPRODUCCIÓN .....	23
8. MOVIMIENTOS: MIGRACIÓN, DISPERSIÓN Y FILOPATRÍA .....	28
9. CONSERVACIÓN Y AMENAZAS.....	29
<b>II. EL ÁGUILA REAL (<i>Aquila chrysaetos</i>) EN EXTREMADURA</b> .....	<b>31</b>
10. ANTECEDENTES: ESTUDIOS PREVIOS .....	31
11. DISTRIBUCIÓN .....	31
12. POBLACIÓN REPRODUCTORA Y TAMAÑO POBLACIONAL .....	34
13. TENDENCIA Y EVOLUCIÓN POBLACIONAL .....	40
14. LA ESPECIE Y LOS ESPACIOS PROTEGIDOS .....	43
15. SELECCIÓN DEL HÁBITAT .....	46
15.1. MACROESCALA: PAISAJE .....	46
15.2. MESOESCALA: TERRITORIO .....	56
15.3. MICROESCALA: LUGAR DE NIDIFICACIÓN .....	60
16. BIOLOGÍA DE LA REPRODUCCIÓN .....	64
16.1. NIDOTÓPICA .....	64
16.2. PARÁMETROS REPRODUCTIVOS .....	72
17. RELACIONES INTERESPECÍFICAS E INTRAESPECÍFICAS: COMPETENCIA .....	79
17.1. DISTANCIAS ENTRE PLATAFORMAS DE NIDIFICACIÓN .....	79
17.2. OCUPACIÓN Y USURPACIÓN DE NIDOS .....	83
18. CONSERVACIÓN Y AMENAZAS .....	86
18.1. FACTORES DE AMENAZA .....	86
18.2. EVALUACIÓN DEL ESTATUS DE CONSERVACIÓN .....	92
19. ADAPTACIÓN AL CAMBIO CLIMÁTICO DEL ÁGUILA REAL EN EXTREMADURA .....	96
19.1. INTRODUCCIÓN .....	96
19.2. OBJETIVOS .....	99

19.3. MATERIAL Y MÉTODOS .....	99
19.4. RESULTADOS .....	103
19.5. DISCUSIÓN .....	106

**III. BIBLIOGRAFÍA.....108**

**ANEXOS .....124**

ANEXO 1. Relación de variables, descripción (unidades) y tipología de las mismas utilizadas en los modelos de distribución del águila real ( <i>Aquila chrysaetos</i> ) a diferentes escalas .....	124
--	-----

ANEXO 2. Relación de variables utilizadas en el modelo de distribución del águila real ( <i>Aquila chrysaetos</i> ) en función del cambio climático .....	129
---	-----

# **I. LA ESPECIE: EL ÁGUILA REAL (*Aquila chrysaetos*)**

## **1. DESCRIPCIÓN E IDENTIFICACIÓN: CARACTERES DE CAMPO**

El águila real (*Aquila chrysaetos* Linnaeus, 1758) se presenta como una de las rapaces de mayor tamaño de todo el reino Holártico y la mayor de las águilas ibéricas. Así, la especie alcanza un peso que oscila entre 3,5 y 5,8 kg, una envergadura que puede llegar a los 227 cm (con un rango medio de 190 a 220 cm) y una longitud entre 75 y 90 cm (Brown y Amadon, 1968; Cramp y Simmons, 1980).

Cabe señalar la existencia de cierto gradiente biogeográfico relacionado con el tamaño y plumaje de la especie. Las poblaciones norteñas del Paleártico presentan una mayor talla y tonos generalmente más claros, mientras que las poblaciones ibéricas poseen un menor tamaño y un plumaje más oscuro (Brown y Amadon, 1968).

La especie presenta un dimorfismo sexual invertido (RSD) observable en el tamaño. Al igual que ocurre en la mayoría de las rapaces, la hembra es mayor en dimensiones y peso que los machos (Newton, 1979). Este fenómeno presenta mayores diferencias en especies ornitófagas, mientras que las rapaces carroñeras y coloniales muestran más semejanzas entre sexos. La causa de este mayor tamaño en las hembras se debe en gran medida a la función de defensa y protección del nido por parte de estas. A su vez, el tamaño más reducido de los machos les permite ciertas mejoras durante la caza y vigilancia del territorio (Newton, 1979). Concretamente en el águila real se muestra un dimorfismo sexual moderado, las hembras tienen un peso medio de 5 kg, lo que supone un 20% más que los machos (en torno a 4 kg); además, exceden la envergadura de estos en un 10%, siendo por tanto las diferencias más acusadas en peso que en tamaño (Brown y Amadon, 1968; Glutz von Blotzheim *et al.*, 1971). Estudios recientes, argumentan ciertas diferencias en el plumaje, donde los machos poseen unas rectrices y primarias más barreadas que las hembras. Sin embargo, el solapamiento de estos caracteres es grande y dificulta en gran medida la diferenciación de sexos (Bautista, 2017).

Durante el vuelo, el águila real muestra una silueta difícil de confundir con otras especies, se caracteriza por unas grandes alas paralelas, relativamente estrechas y una larga cola cuadrada. Cabe destacar, una ligera elevación de las plumas primarias mientras planea, de forma semejante al buitre leonado (*Gyps fulvus*) (Cramp y Simmons, 1980; Blasco-Zumeta y Heinze, 2011) (ver después Figuras 1 y 3). Por su parte, las hembras se observan en el aire más pesadas, con una cabeza más pequeña con relación a un mayor tamaño corporal (Glutz von Blotzheim *et al.*, 1971).

Existe una clara variación del diseño y tonalidad del plumaje dependiente de la edad del individuo, pero conservando siempre un conjunto de tonalidades pardo-grisáceas y sin variaciones estacionales (Figura 3).

Los adultos se caracterizan por un dorso de color pardo oscuro y la cabeza y nuca con tonos dorados y plumas lanceoladas (Figura 2). Además, las partes ventrales suelen presentar tonalidades menos oscuras, aunque existe una gran variabilidad cromática entre individuos. La especie suele presentar caracteres claros a lo largo de todo el plumaje y una línea más clara muy característica en la base ventral de las primarias. En cuanto a la cola, presenta un bandeo grisáceo oscuro donde se aprecia una última banda más ancha que le resto, además en ocasiones se observan en la cola ciertas plumas blancas en la base. Los ojos poseen diferentes matices desde castaños oscuros hasta amarillos claros (Figura 2). Por otro lado, las zonas desnudas como la cera del rostro y las patas suelen mostrar tonos amarillentos en diferentes graduaciones. Finalmente, el pico en su extremo distal es de color negro, el cual va perdiendo intensidad hasta tonos grisáceos en la base (Cramp y Simmons, 1980; Ellis, 2009) (Figura 2).

Por su parte, los ejemplares jóvenes tienen el plumaje más oscuro que los adultos, con grandes manchas claras en el interior de las alas y una cola llamativamente blanca con la región más externa

de las rectrices oscuras. Este último carácter es muy apreciable durante el vuelo. Las partes claras anteriormente citadas van oscureciéndose en las sucesivas mudas a la vez que se va aclarando el resto del plumaje, hasta alcanzar el plumaje adulto definitivo (Cramp y Simmons, 1980)(Figura 1).



**Figura 1.** Ejemplar joven-subadulto de águila real (*Aquila chrysaetos*) en vuelo. Autor: Ángel Sánchez.

Estos cambios están coordinados por patrones de muda graduales que además pueden verse afectados por las propias condiciones del medio y/o del individuo (falta de recursos tróficos, estrés, problemas metabólicos, época de nacimiento...) dando como resultado la pérdida anticipada de plumaje, retenciones de plumas viejas o simplemente una alteración en el patrón de muda (Cramp y Simmon, 1980; Ellis, 2009; Blasco-Zumeta y Heinze, 2011). El águila real está sujeta, como el resto de las especies pertenecientes a la familia *Accipitridae*, a una muda ascendente que empieza desde la primaria más interna hasta la más externa, necesitándose varias temporadas para la muda completa de todas de ellas (Clark, 2004). Así pues, los ejemplares adultos no presentan su plumaje definitivo hasta al menos el sexto año de edad. Por norma general, el proceso de muda se detiene en invierno y se reanuda en primavera, siendo el verano el periodo con mayor intensidad (Bloom y Clark, 2001; Blasco-Zumeta y Heinze, 2011). Por último, a nivel corporal la muda comienza por la parte anterior del animal y continúa avanzando hacia la cola, pudiendo llegar a mudar en torno a las tres cuartas partes del plumaje corporal en una sola temporada (Jollie, 1947; Blasco-Zumeta y Heinze, 2011; Arroyo, 2017).



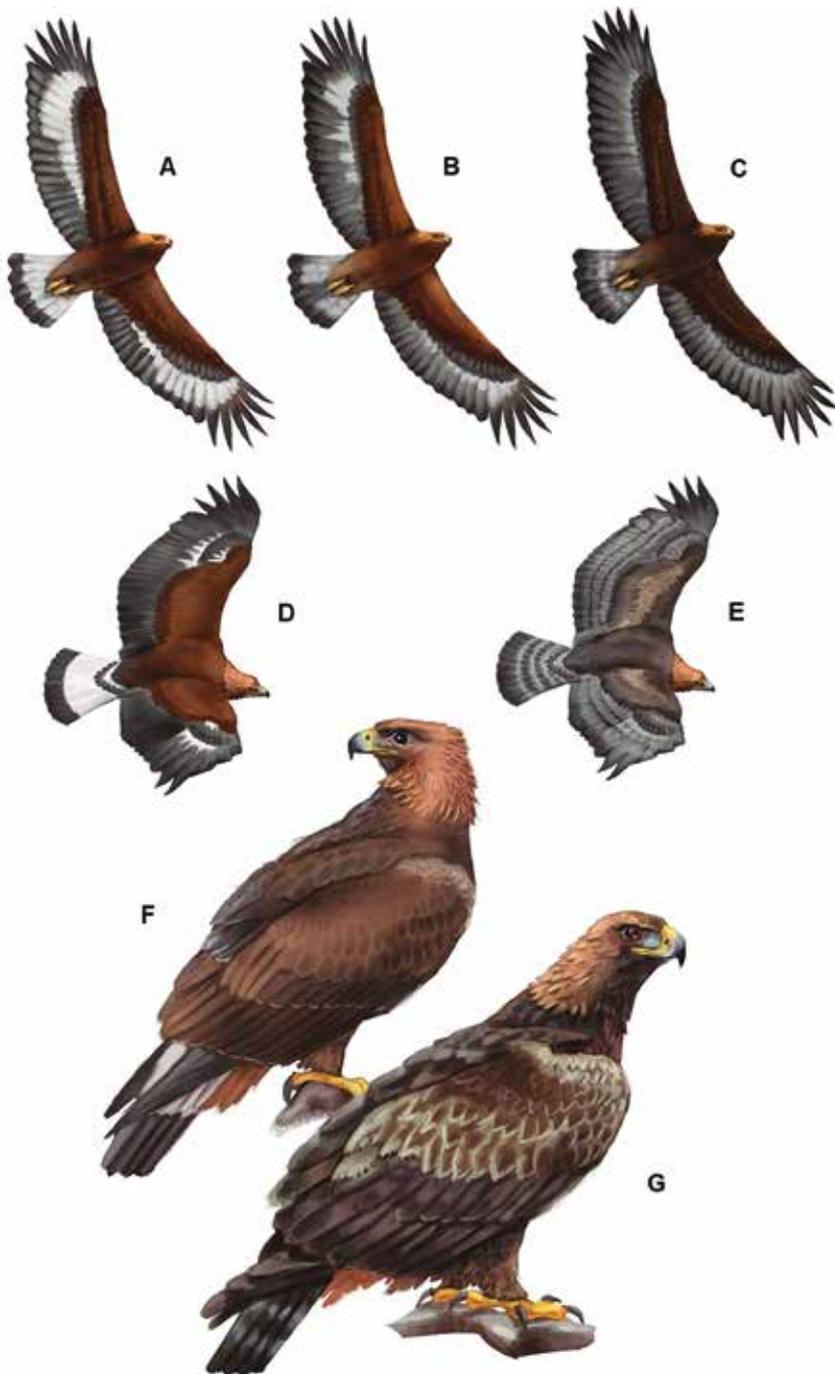
**Figura 2.** Detalles del rostro y cabeza del águila real (*Aquila chrysaetos*). Autor: Ángel Sánchez.

En cuanto a la comunicación sonora, se trata de una de las rapaces más silenciosas de todo el hemisferio norte, aunque según estudios de Ellis (1979) se han registrado hasta nueve llamadas diferentes. De forma ocasional, puede emitir una llamada fuerte y clara “weee-hyo-hyo”, llamada de exhibición “weee-o” o sonidos agudos “pleek” o “tsewk”. Del mismo modo, durante la época de cría llama a los pollos realizando un cloqueo repetitivo “tsyuck-tsyuck” y cuando se siente amenazada emite un parloteo seco y agudo (Brown y Amadon, 1968; Cramp y Simmons, 1980).

## **2. TAXONOMÍA**

La especie, el águila real, como el resto de águilas, se ha clasificado tradicionalmente dentro del orden *Falconiformes* según taxonomías clásicas como las clasificaciones de Sibley-Ahlquist (Sibley y Ahlquist, 1990) o de Clements (Clements *et al.*, 2010). Sin embargo, tras el Congreso Ornitológico Internacional celebrado en 2011 la especie pasa a formar parte del orden *Accipitriformes*, el cual incluye a la mayor parte de las rapaces diurnas. Dicho Orden comprende tres familias, *Pandionidae* (águilas pescadoras), *Sagittaridae* (monotípica, pájaro secretario) y la nominal, dentro de la cual se incluye la especie, *Accipitridae* (buitres, águilas y resto de rapaces diurnas) (del Hoyo, 2020). Anteriormente, la familia *Cathartidae* (buitres del Nuevo Mundo) también se incluía en el orden *Accipitriformes*, incluso trabajos recientes como el de Gil y Rasmussen (2021) siguen manteniendo esta clasificación, motivo por el cual existe cierta controversia al respecto.

El águila real fue descrita y denominada originariamente como *Falco chrysaetos* (Linnaeus, 1758), pero en la actualidad se clasifica dentro del género *Aquila* (Brisson, 1760) (Cramp y Simmons, 1980). Este



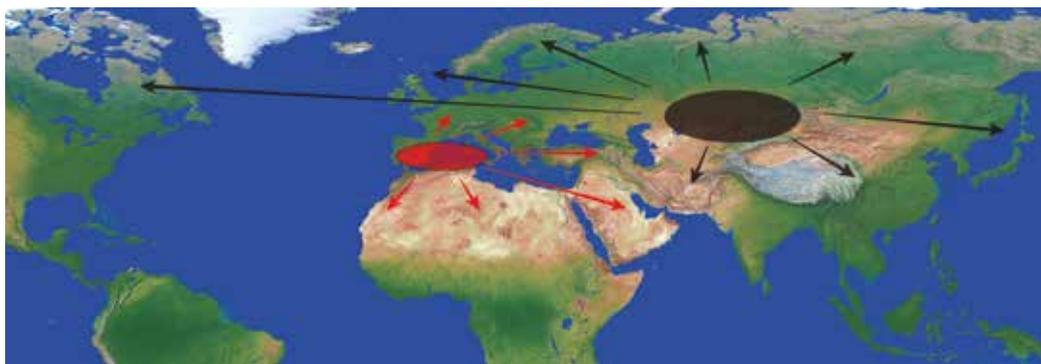
**Figura 3.** Variaciones del diseño y tonalidad del plumaje dependiente de la edad en individuos de águila real (*Aquila chrysaetos*). [A: juvenil en vuelo (ventral); B: Subadulto en vuelo (ventral); C: Adulto en vuelo (ventral); D: Juvenil en vuelo (dorsal); E: Adulto en vuelo (dorsal); F: plumaje juvenil; G: Plumaje adulto]. Autor: Antonio José Díaz Fernández.

género, el cual incluye a las “águilas verdaderas”, se diferencia de otros géneros de *Accipitridae* por tener los tarsos totalmente cubiertos de plumas e incluye un total de 11 especies en la actualidad, cuya distribución se halla prácticamente restringida al hemisferio norte o reino Holártico (HBW y BirdLife International, 2020; del Hoyo, 2020). En particular, en la región paleártica se citan un total de cinco especies pertenecientes a este Género: el águila esteparia (*A. nipalensis*), el águila imperial oriental (*A. heliaca*) y, presentes en la península Ibérica, el águila imperial ibérica (*A. adalberti*), el águila perdicera (*A. fasciata*) y nuestra especie, el águila real (del Hoyo, 2020).

A nivel mundial, para la especie han sido descritas un total de seis subespecies distribuidas por diferentes áreas geográficas (Nebel et al., 2015; Doyle et al., 2016).

- ***Aquila chrysaetos canadensis*** (Linnaeus, 1758). Distribuida en Norteamérica (Estados Unidos, Canadá y México).
- ***Aquila chrysaetos kamtschatica*** (Sewertzow, 1888). Desde península de Kamchatka y a través de Siberia hasta el macizo del Altai.
- ***Aquila chrysaetos japonica*** (Sewertzow, 1888). Distribución asiática, Corea y Japón.
- ***Aquila chrysaetos daphanea*** (Sewertzow, 1888). Distribución asiática, suroeste de China, Manchuria, Himalaya y Turkestán.
- ***Aquila chrysaetos homeyeri*** (Sewertzow, 1888). Sureste de Europa, península Ibérica y norte de África, Turquía y desde Arabia hasta Irán.
- ***Aquila chrysaetos chrysaetos*** (Linnaeus, 1758). Resto de poblaciones del Paleártico occidental (Escandinavia, Escocia, Urales, etc.).

Desde un punto de vista evolutivo, se han descrito dos linajes con diferentes ADN mitocondriales como resultado de dos poblaciones distintas aisladas durante la última glaciación (hace unos 12.000 años). Estas poblaciones reproductivamente aisladas, se localizaron una en la región mediterránea y la otra en el continente asiático. En primer lugar, el linaje mediterráneo se expandió a lo largo del centro y sur europeo, además de la cuenca mediterránea y norte de África. Por otro lado, el linaje asiático colonizó toda Asia, norte de Europa, Japón y Norteamérica. Muy posiblemente el flujo genético entre ambos linajes se dio principalmente en regiones centroeuropeas (Nebel et al., 2015) (Figura 4).



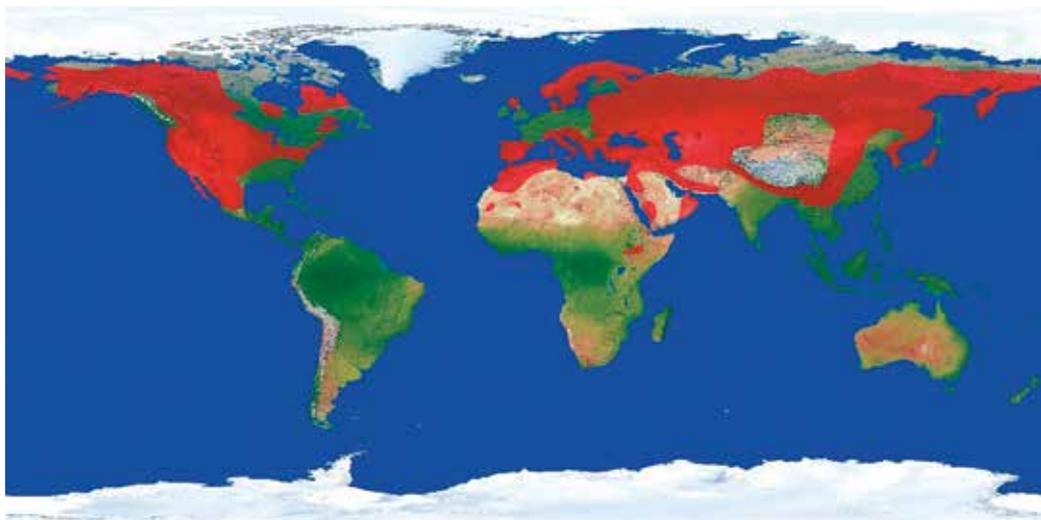
**Figura 4.** Dispersión de los linajes de águila real (*Aquila chrysaetos*) desde sus refugios biogeográficos en la última glaciación. Fuente: Nebel et al. (2015).

### 3. DISTRIBUCIÓN BIOGEOGRÁFICA

#### 3.1 DISTRIBUCIÓN MUNDIAL Y PALEÁRTICA

A nivel mundial, el águila real se distribuye ampliamente por todo el hemisferio norte (reino Holártico), tanto en la región Neártica desde Alaska hasta México, como en el Paleártico; además, se encuentra también presente en el continente africano (Magreb, Sahel, Etiopía), alcanzando algunas áreas del sudeste asiático (Cramp y Simmons, 1980; del Hoyo *et al.*, 1994; Clouet *et al.*, 1999; Katzner *et al.*, 2020) (ver Figura 5). En la región Paleártica, se extiende por gran parte del territorio a excepción de la costa ártica, el desierto de Gobi, las altimesetas del Tíbet y el gran desierto arábigo. Debido a esta amplia distribución, el área de residencia/cría ocupa una superficie aproximada de 140.000.000 de kilómetros cuadrados (del Hoyo, 2020; BirdLife International, 2022).

Desde un punto de vista biogeográfico, en nuestra área el Paleártico occidental, se extiende por toda la cuenca circummediterránea incluido el norte de África, Escocia, península Escandinava, los Urales y Oriente Próximo principalmente, encontrándose ausente en la mayor parte de Europa Central y las Islas Británicas. Además, el área de cría guarda bastante similitud con el área de residencia, con variaciones únicamente en las regiones más frías próximas al mar Báltico (del Hoyo, 2020; BirdLife International, 2022).



**Figura 5.** Distribución mundial del águila real (*Aquila chrysaetos*). Fuente: BirdLife International (2022).

#### 3.2 DISTRIBUCIÓN NACIONAL

En la península Ibérica se halla ampliamente distribuida, principalmente asociada a los espacios montañosos y serranías; en este sentido cabe destacar la cordillera Cantábrica, los Pirineos, el sistema Ibérico, el sistema Central, la depresión del Ebro, las cordilleras Béticas, sierra Morena y los Montes de Toledo. En Portugal, con una distribución más localizada, ocupa también los principales macizos montañosos (Tras os Montes, Serra da Estrela-Malcata, montes del Algarve) y riberos fluviales (arribes do Douro, Tejo internacional) (Cabral *et al.*, 2005). En Iberia tan solo se encuentra ausente o con ejemplares dispersos muy escasos en la cornisa Cantábrica, litoral atlántico portugués, ambos archipiélagos, litoral Levantino, Galicia, la depresión del Guadalquivir y en las grandes áreas llanas de ambas mesetas (Arroyo *et al.*, 1990; Fernández León, 1997; Arroyo, 2003; del Moral, 2009) (Figura 6). En

la península Ibérica la distribución invernal de la especie coincide prácticamente con la reproductora ya que las poblaciones ibéricas se comportan como una sedentarias (López-López, 2012).

Las poblaciones ibéricas se asignan a la subespecie *A. c. homeyeri*, exceptuando la franja pirenaica, la cual está ocupada por la subespecie europea (*A. c. chrysaetos*) (Díaz et al., 1996).



**Figura 6.** Área de distribución del águila real (*Aquila chrysaetos*) en España. Fuente: del Moral (2009).

## **4. POBLACIÓN Y TENDENCIA POBLACIONAL**

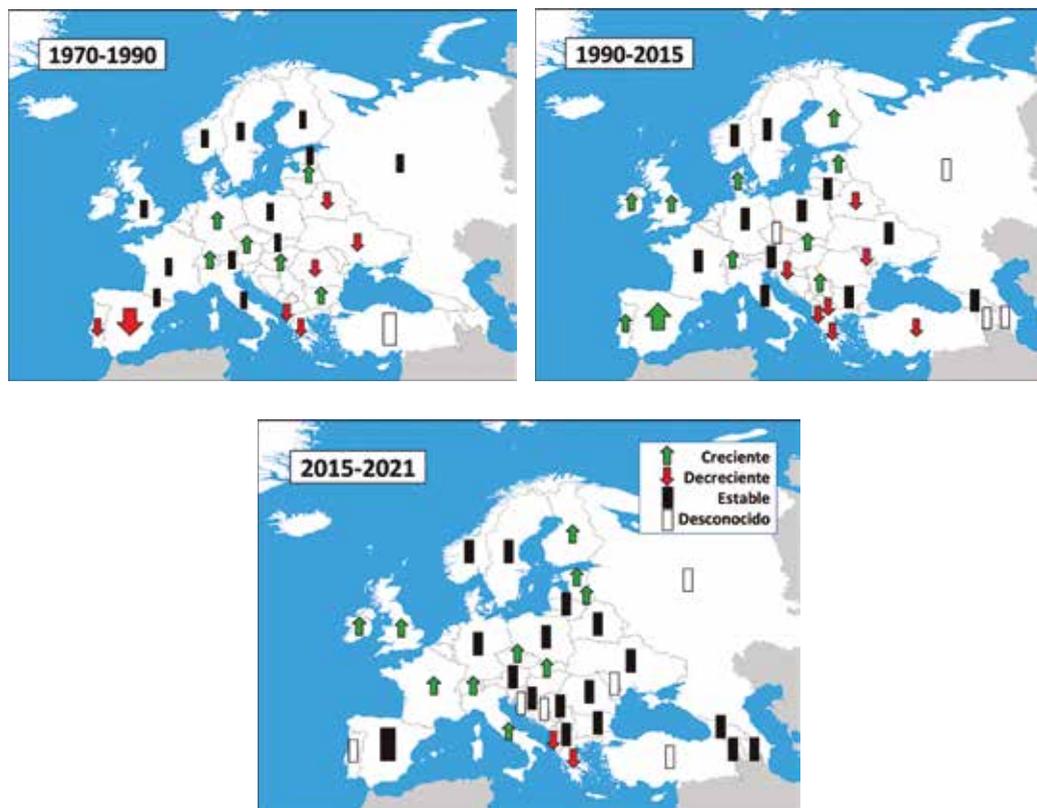
### **4.1. POBLACIÓN Y TENDENCIA MUNDIAL Y PALEÁRTICA**

La población mundial de la especie, sobre la base de conteos deficientes en numerosas regiones, se estimó en unos 300.000 ejemplares, de los cuales aproximadamente unos 200.000 serían individuos maduros (Birdlife International, 2016). Nuevas evaluaciones más conservadoras basadas en inferencias a partir de poblaciones/áreas bien conocidas (Paleártico occidental, Europa) cifrarían sin embargo la población adulta en un rango de 120.000-160.000 aves adultas, aunque en ambos casos tales estimas habrían de ser validadas de forma más precisa (BirdLife International, 2022).

Las principales poblaciones a nivel global se encuentran al oeste del continente norteamericano (Montañas Rocosas principalmente; estados de Wyoming, Colorado y Montana en EE.UU. y sur de Canadá) con unos 70.000 ejemplares (Figura 5). Esta importante población neártica presenta una tendencia poblacional estable desde hace más de 40 años (BirdLife International, 2022).

Por su parte, el Paleártico occidental, albergaría una población reproductora de entre 19.200 y 25.600 individuos maduros (9.600-12.800 parejas reproductoras), representando esta área el 16% del rango distribucional y población mundial de la especie (BirdLife International, 2021 y 2022). Según del Hoyo (1994) la población europea se estimó en unas 4.200 parejas en la década de los ochenta, lo que supone una mejora considerable de la población en las últimas décadas, estimándose un crecimiento del 300% (Figura 7). Las poblaciones europeas con mayor número de parejas se localizan en la península Escandinava (Suecia, 580-800; Noruega, 1.225-1.600) y España, la cual alberga el mayor contingente poblacional de Europa (1.563-1.769 parejas). Otras poblaciones menores, pero estables y bien consolidadas, se encontrarían en Austria (290-400), Suiza (320-340), Francia (600), Gran Bretaña-Escocia (510) o Italia (620-730); por último, las poblaciones ruso-europea y turca, con datos menos fiables, han sido estimadas en 700 parejas y 5.000 aves (2.500 parejas) respectivamente (BirdLife International, 2021).

A largo plazo, la tendencia poblacional de la especie en el Paleártico occidental se presentada positiva, con poblaciones crecientes (Reino Unido, Irlanda, Francia, Suiza, Italia, centro-europa, Estonia y Letonia) o estables (España, Alemania, Noruega o Suecia entre otros) en la práctica totalidad del territorio europeo. Tan solo se estiman tendencias negativas en Grecia y Albania (BirdLife International, 2021). Desde un punto de vista histórico, a finales del siglo XX, la situación de la especie en Europa presentaba tendencias negativas en muchos países mediterráneos (España, Grecia y Albania) y del Este (Ucrania y Bielorusia) (Tucker y Heath, 1994), situación restringida a la mitad sur-oriental (Bielorusia, Moldavia, Croacia, Bulgaria, Albania y Grecia) ya a principios de nuestro siglo, y con poblaciones al alza en España, Portugal y Reino Unido principalmente (BirdLife International, 2015)(Figura 7).



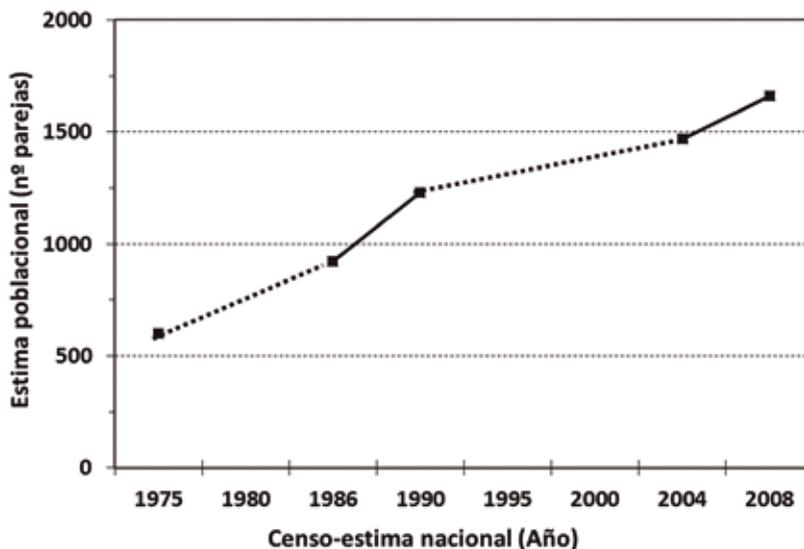
**Figura 7.** Tendencia poblacional del águila real (*Aquila chrysaetos*) en Europa. Fuente: Tucker y Heath (1994); BirdLife International (2015, 2021).

A diferencia de la población anterior, bien conocida y estimada, la población asiática del Paleártico carece de estimas fiables sobre población y tendencia. Únicamente cabría citar las poblaciones ruso-siberiana (500-1.000) y japonesa (370-500) parejas respectivamente, desconociéndose en gran parte el contingente demográfico de la región centroasiática, a pesar de que la especie es considerada un emblema en numerosos de estos países (del Hoyo, 1994; BirdLife International, 2016, 2021).

Por consiguiente y aún con la escasa fiabilidad algunas áreas/estimaciones, debido al tamaño poblacional y tendencias estabilizadas en la mayor parte de su rango, el águila real se considera una especie con tendencia estable a nivel global (BirdLife International, 2021).

#### 4.2. POBLACIÓN Y TENDENCIA NACIONAL

A nivel nacional y según datos disponibles, en España la especie sufrió una fuerte regresión en la primera mitad del siglo XX como resultado de la fuerte persecución humana, aunque no existen cifras de población fiables (Arroyo, 2004). De modo que, no es hasta después de estos años cuando se empieza a recopilar información poblacional de la especie, estimándose la población española en unas 800 parejas reproductoras (Garzón, 1975; Calderón *et al.*, 1977). Censos posteriores más metódicos arrojaron datos positivos, pues desde entonces no ha dejado de aumentar el número de parejas reproductoras hasta la actualidad. En 1986, se estimaron unas 900 parejas, aunque dicho censo no estudió la totalidad del territorio español; durante el primer Censo Nacional, en 1990, se identificaron entre 1.192 y 1.265 parejas (un 30% de la población reproductora europea) (Arroyo *et al.*, 1990). Posteriormente, en torno a unas 1.300 parejas en 2003 (Arroyo, 2003) y se elevó esta cifra hasta las 1.500 según el "Libro Rojo de las Aves de España" (Arroyo, 2004). El último censo realizado en 2008 demuestra como la especie se mantiene en un lento crecimiento, pues se registraron entre 1.553 y 1.769 parejas (del Moral, 2009) (Figura 8).



**Figura 8.** Evolución del número de parejas del águila real (*Aquila chrysaetos*) en España (Periodo 1975-2008). La línea discontinua indica carencia de datos en dicho intervalo. Fuente: Elaboración propia.

Desde un punto de vista estadístico se ha determinado la tasa de crecimiento anual (K) de la población de águila real en España a través del índice de Lebreton e Issenmann (1976) [ $K=(N_{t+a}/N_t)^{1/a}$ ] en la cual se relacionan la población inicial ( $N_t$ ) y final ( $N_{t+a}$ ) con el número de años transcurridos (a). Se ha comprobado

cómo la población española presenta una tendencia creciente, con un valor obtenido para K igual a 1,02 o lo que es lo mismo un crecimiento medio del 2% anual en este periodo de más de 30 años. No obstante, hay que tener en cuenta la dificultad de cuantificar la totalidad de parejas en los primeros censos, en los cuales se carecía de conocimientos previos sobre la población de la especie, este hecho pudo dar lugar a censos incompletos corregidos en los sucesivos trabajos más modernos.

Teniendo en cuenta las distintas áreas de ocupación, el sistema Ibérico presentó el mayor número de parejas con un total de 433, en torno al 25% de total nacional. Por el contrario, el macizo Galaico-Portugués se situó a la cola del país con tan solo 15 parejas reproductoras. Cabe destacar también la Cordillera Bética y sierra Morena como dos de los grandes bastiones para la especie en España donde se localizaron poblaciones por encima de las 250 parejas reproductoras, lo que se traduce en casi un tercio de la población entre ambas áreas. Los Pirineos, cordillera Cantábrica, depresión del Ebro o Montes de Toledo albergan asimismo poblaciones reproductoras importantes para la especie (del Moral, 2009)(ver Tabla 1).

ÁREA DE OCUPACIÓN	POBLACIÓN (Nº PAREJAS)	% DEL TOTAL
Sistema Ibérico	433	24,6
Cordilleras Béticas	269	15,3
Sierra Morena	254	14,5
Pirineos	216	12,3
Cordillera Cantábrica	147	8,3
Depresión del Ebro	144	8,2
Montes de Toledo	117	6,7
Sistema Central	89	5,0
Meseta norte	50	2,8
Cordillera Catalanas	23	1,3
Macizo Galaico-Portugués	15	0,9
<b>TOTAL</b>	<b>1.757</b>	<b>100</b>

**Tabla 1.** Tamaño de la población reproductora de águila real (*Aquila chrysaetos*) en las distintas áreas de ocupación en la Península Ibérica. Fuente: del Moral (2009).

Finalmente, desde un punto de vista autonómico la casi totalidad de comunidades, excepto los territorios insulares y Ceuta y Melilla, albergan poblaciones reproductoras de águila real. Andalucía se consolida como la comunidad autónoma con mayor número de reproductores (323 parejas), seguida de cerca por otras grandes regiones como Aragón, Castilla-La Mancha y Castilla-León (255, 240 y 234 parejas respectivamente). Por su parte, pequeñas autonomías como La Rioja (0,64) y Navarra (0,52 parejas por cada 100 km<sup>2</sup>) son no obstante las que registran una mayor densidad poblacional; otras regiones como la Comunidad Valenciana y Aragón, aunque por debajo, también poseen altas concentraciones en sus territorios siendo la media nacional de 0,32 parejas/100Km<sup>2</sup> (del Moral, 2009)(ver Tabla 2).

En este contexto geográfico ibérico, es importante señalar el mal estado de la población portuguesa, con una población inferior a las 80 parejas en todo el territorio luso, situación muy distinta a la del resto peninsular; como tal, la especie se cataloga como “en Peligro de Extinción” en el país vecino (Cabral et al., 2005; BirdLife International, 2015).

COMUNIDAD AUTÓNOMA	POBLACIÓN (Nº PAREJAS)	% DEL TOTAL	DENSIDAD (PAREJAS/100 KM²)
Andalucía	323	20,80	0,37
Aragón	255	16,42	0,41
Castilla-La Mancha	240	15,45	0,37
Castilla y León	234	15,07	0,25
Extremadura	109	7,02	0,26
Cataluña	101	6,50	0,31
Comunidad Valenciana	88	5,67	0,40
Navarra	51	3,28	0,52
Murcia	41	2,64	0,36
La Rioja	32	2,06	0,64
Asturias	29	1,87	0,28
Madrid	17	1,09	0,21
País Vasco	17	1,09	0,24
Cantabria	10	0,64	0,19
Galicia	6	0,39	0,02
<b>TOTAL</b>	<b>1.553</b>	<b>100,00</b>	

**Tabla 2.** Tamaño, importancia relativa y densidad de la población reproductora de águila real (*Aquila chrysaetos*) por Comunidades autónomas. Fuente: del Moral (2009).

## 5. HÁBITAT

El águila real muestra una clara preferencia por relieves montañosos, zonas pantanosas, estepas abiertas y extensiones con baja densidad forestal, donde la población humana sea nula o escasa y con lugares apropiados para criar. La especie habita principalmente en zonas templadas, extendiéndose hasta regiones mediterráneas, boreales y márgenes desérticos. A su vez, selecciona hábitats donde el índice de presas es relativamente bajo debido a que posee territorios muy extensos y una dieta poco especializada (Cramp y Simmons, 1980).

En la península Ibérica, la especie evita las grandes masas forestales y extensiones agrícolas, prefiriendo los espacios abiertos con vegetación natural y zonas de montaña o relieves elevados donde criar (Arroyo, 2003, Soutullo *et al.* 2008) (ver Figura 9). El águila real selecciona hábitats con altitudes desde los 160 a los 2.200 metros sobre el nivel del mar (en adelante, m s.n.m.), si bien es cierto que la media se encuentra alrededor de los 950 m s. n. m. y que las tres cuartas partes de las parejas crían entre los 400 y 1.200 m s.n.m. (Arroyo *et al.*, 1990). En esta selección de hábitat para la reproducción y defensa de territorios hay que tomar en consideración también la competencia intra- e interespecífica (con el águila perdicera y el águila imperial) allí donde coexiste geográficamente con estas otras especies de grandes águilas (ver por ejemplo Jordano, 1981; Cataño-López y Guzmán-Pina, 1995; Carrete *et al.*, 2001 o López-López *et al.*, 2004).



**Figura 9.** Hábitat del águila real (*Aquila chrysaetos*) en la península Ibérica. Autor: Casimiro Corbacho.

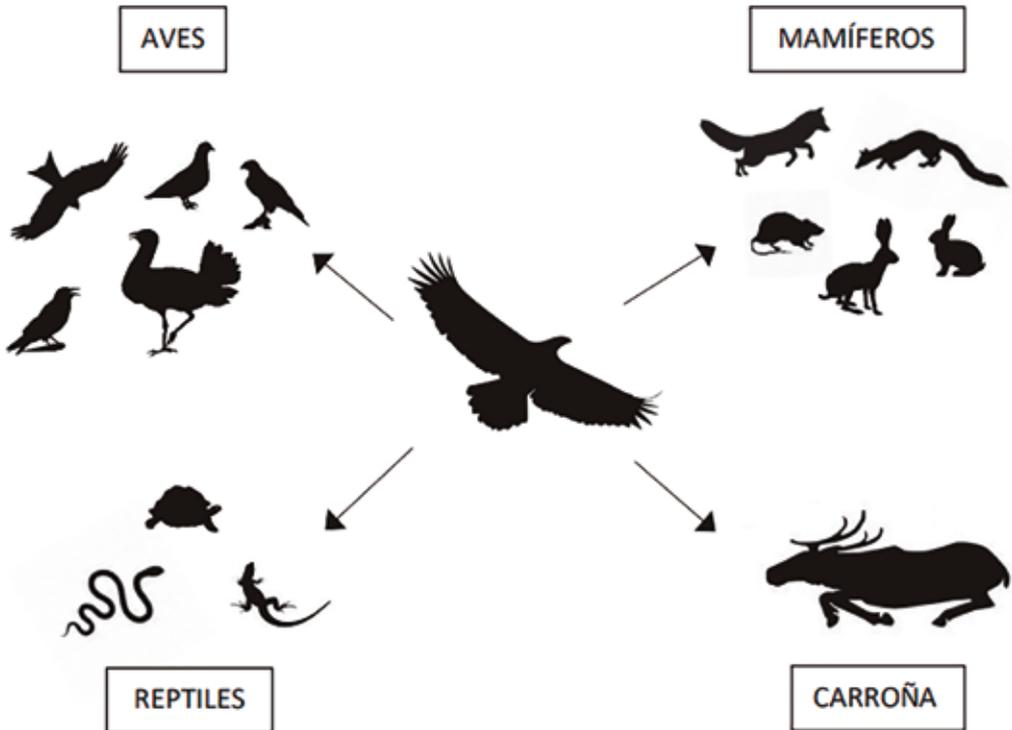
Por otro lado, existe una mayor adaptabilidad en los ejemplares juveniles en dispersión, los cuales se rigen casi exclusivamente por la búsqueda de alimento. Estudios de Caro y colaboradores (2011) demuestran como los territorios con abundancia de alimento, conejo (*Oryctolagus cuniculus*) y perdiz (*Alectoris rufa*) fundamentalmente, así como entornos heterogéneos presentan un elevado atractivo para los ejemplares jóvenes en la península Ibérica.

## **6. ECOLOGÍA TRÓFICA**

El águila real se comporta como una especie generalista de amplio espectro trófico; además, no desperdicia la carroña, sobre todo durante el invierno cuando las presas escasean. Se alimenta principalmente de especies de tamaño medio, destacando el consumo de mamíferos y aves; reptiles, peces e invertebrados son sólo consumidos ocasionalmente (Cramp y Simmons, 1980; Sánchez-Zapata et al., 2010) (Figura 10). Como presas principales, sobre la base de una notoria variabilidad geográfica, se han citado el conejo, liebre, marmota, crías de ungulados, perdiz roja, lagarto ocelado, algunos córvidos y culebras (Cramp y Simmons, 1980).

Como todo predador, tiende a maximizar la energía neta obtenida en función de la "Teoría del forrajeo óptimo" capturando, en la medida de lo posible, las presas con mayor aporte nutricional y menor esfuerzo de captura (Stephens y Krebs, 1986). Suele cazar a sus presas con vuelos bajos y rasantes, aunque también puede cazar desde posaderos, normalmente sin emprender una persecución directa desde estos. Por otro lado, rara vez caza aves en vuelo, debido a su tamaño no es una rapaz de gran agilidad,

por ello aprovecha presas jóvenes o incapacitadas. Además, las parejas pueden llegar a cooperar en la caza consiguiendo piezas de tamaño considerable y/o difíciles de capturar. Independientemente del tipo de presa, la especie tiene cierta querencia a alimentarse en el suelo tras las capturas, debido posiblemente a la confianza que le otorga estar en la cima de la cadena trófica (Delibes, 1975; Cramp y Simmons, 1980). Por otro lado, Collopy (1983) demostró como la eficacia en los ataques está en torno al 20%, destacando que los machos parecen tener una mayor tasa de acierto que las hembras, posiblemente gracias a su menor tamaño y mayor agilidad.



**Figura 10.** Representación esquemática de la diversidad trófica del águila real (*Aquila chrysaetos*). Fuente: Elaboración propia.

En cuanto a las presas, el 72% de estas sobrepasan los 600 gr de peso, con un peso medio cercano a 1 kg (Jordano, 1981). La cantidad mínima diaria requerida por la especie ronda los 250 gr de carne, pudiendo transportar en vuelo presas de más de 2 kg (Brown y Amadon, 1968). Trabajos de Delibes (1975b) muestran como la especie captura presas de hasta 5 kg, sin embargo, en zonas con buenas poblaciones de conejo (*Oryctolagus cuniculus*) este se consolida como presa predominante en la dieta, disminuyendo la elección de otras y dando como resultado una menor diversidad trófica de la especie en estas áreas. Del mismo modo, Fernández y Purroy (1990) exponen como la diversidad trófica de la especie se ve reducida conforme toma protagonismo el hábitat mediterráneo, a causa de la mayor disponibilidad de conejos; de forma contraria, la dieta se diversifica hacia climas eurosiberianos, donde se alimenta de aves y carnívoros principalmente.

A este respecto, en la península Ibérica se ha demostrado cierta variación dependiente de la latitud en la dieta del águila real (Tabla 3). Poblaciones del centro y sur peninsular incrementan el consumo de mamíferos (carnívoros, lagomorfos, roedores...) hasta en un 65% de la dieta, mientras que en el norte no suele superar el 40%. Por el contrario, en las poblaciones norteañas la ingesta de aves (esteparias, colúmbidos y córvidos principalmente) y reptiles (lacértidos y ofidios) sobrepasa la mitad del total de presas (Delibes, et al., 1975b; Morillo, 1984). Así, cabe

destacar el consumo de conejos en el centro y sur peninsular (más del 90% del total de mamíferos consumidos), mientras que apenas llega al 35% en el norte de España. Por otro lado, las aves representan en el norte casi la mitad de total consumido, a diferencia del centro y sur que no llegan a suponer ni el 30%. No obstante, la perdiz (*Alectoris rufa*) se aparece como el ave más consumida en toda la península, muy por encima del resto. Cabe destacar, el consumo de lagartos en el norte, pues supone más de una décima parte de la dieta, lo que los sitúa como una presa de interés para la especie, al igual que en el centro peninsular, donde las culebras y lagartos alcanzan un quinto del total. Del mismo modo, las tortugas terrestres aparecen como restos en los alrededores de los nidos en Cataluña y el Levante donde además la liebre (*Lepus europaeus*) toma un importante protagonismo (Morillo, 1984).

CATEGORÍA DE PRESA	NORTE	CENTRO	SUR
Carroña	-	+	+
Mamíferos	45,04	50,71	67,09
Aves	41,73	28,45	26,55
Reptiles	13,2	20,44	5,55
<b>TOTAL DE PRESAS</b>	<b>273</b>	<b>274</b>	<b>234</b>

**Tabla 3.** Importancia relativa de las diferentes categorías de presa en la alimentación del águila real (*Aquila chrysaetos*) en distintas áreas peninsulares. Fuente: Morillo et al. (1984).

El territorio de campeo-caza de cada unidad reproductora se extiende de 125 a 275 kilómetros cuadrados, mostrándose la especie como territorial frente a otros individuos de la misma especie y otras grandes rapaces, principalmente con el águila perdicera (*Aquila fasciata*) (Jordano, 1981; Fernández y Insausti, 1990) y al águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*) (Prieta, 2019). El águila real y perdicera presentan unos requerimientos tróficos diferentes que implican una coexistencia muy regulada en los territorios que ocupan simultáneamente. Así, el águila real tiende a un mayor consumo de mamíferos y presas de mayor de tamaño, mientras que el águila perdicera se alimenta de un gran abanico de presas, donde las aves representan una parte importante de su dieta. Del mismo modo, dentro de los territorios de caza las áreas de vuelo más frecuentadas por cada especie se encuentran repartidas, evitando en la medida de lo posible las interacciones interespecíficas (Jordano, 1981).

## 7. **BIOLOGÍA DE LA REPRODUCCIÓN**

El águila real forma parejas estables y bien consolidadas, compuestas por un macho y una hembra, aunque de forma excepcional se han observado tríos reproductores (Watson, 2010).

Esta águila, al igual que otras muchas rapaces, suele construir y mantener varios nidos de forma simultánea, llegando a tener hasta diez plataformas de nidificación alternativas; no obstante, de una a tres es lo más habitual (Fernández y Leoz, 1986). Las posibles causas de la existencia de nidos alternativos pueden ser: una menor exposición a altos niveles de parásitos (Newton, 1979), la intensificación de las relaciones afectivas y vínculos de la pareja durante la construcción y mantenimiento de las plataformas (Moreno, 2012) y el reemplazo de estas en caso de ocupación, deterioro o molestias en la zona (Brown y Amadon, 1968). Por otro lado, la distancia entre las distintas plataformas suele ser relativamente grande (en el 65% de los casos) comparado con otras especies del mismo género; estudios de Arroyo (2002) describen distancias de casi diez kilómetros entre nidos pertenecientes a una misma pareja, sin embargo, lo habitual es que no se alejen más

de dos (Jordano, 1981; Arroyo *et al.*, 1986; Fernández y Leoz, 1986). Además, se observa una relación directamente proporcional entre el número de nidos y la frecuencia de cambio entre temporadas (Fernández y Azkona, 1993).

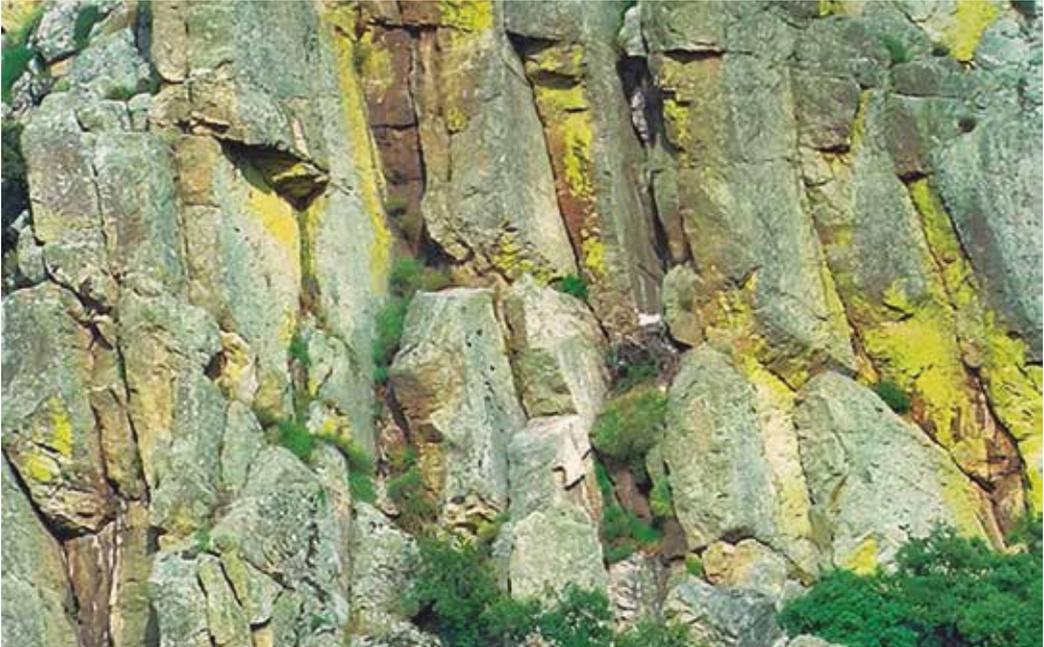


**Figura 11.** Águila real (*Aquila chrysaetos*) alimentándose de conejo (*Oryctolagus cuniculus*). Autor: José María Guzmán.

Generalmente, la especie nidifica en roquedos, en repisas u oquedades resguardadas de las inclemencias meteorológicas; en menor medida anida en árboles (Cramp y Simmons, 1980). Aunque puede criar hasta los 2000 m.s.n.m., dentro del territorio de la pareja suelen construir el nido a alturas relativamente bajas para optimizar y minimizar el gasto energético en el transporte de presas hasta los nidos (Jordano, 1981).

El tamaño del nido depende de distintas variables como las características del emplazamiento, continuidad de uso a lo largo o la antigüedad de este. Con el paso de los años pueden llegar a alcanzar tamaños de más de dos metros de alto, sin embargo, la media en altura ronda poco más del medio metro, una anchura de 1 metro y 1,30 metros de largo (Morillo, 1984; Fernández y Leoz, 1986). Mediante la prueba del carbono-14 se han llegado a confirmar nidos de águila real en Montana (EE.UU.) con una antigüedad de 1.400 años. Estudios de nidos extremeños, más concretamente de la provincia de Badajoz, datan la antigüedad de estos entre 25 y 40 años (Galván *et al.* 2019). La especie utiliza para la construcción del nido ramas secas como base y ramas con hojas para follaje y cubierta. La orientación de la plataforma depende de la disponibilidad de localizaciones potenciales y está condicionada por requerimientos funcionales de aislamiento y protección frente a las condiciones climatológicas, si bien es cierto que se ha podido comprobar como presentan cierta tendencia a estar orientados hacia el NO (Jordano, 1981; Fernández y Leoz, 1986; Soler *et al.*, 1998).

A nivel nacional se muestran pocos cambios en cuanto al lugar de nidificación se refiere; entre el 80-90% de las parejas nidifica en paredes rocosas (Arroyo *et al.* 1990; López-López *et al.*, 2007; del Moral, 2009) (Figura 12). Por otro lado, estudios de Hernández (2009) y Moreno (2012) argumentan que la disposición de nidos sobre copas arbóreas puede deberse a marcajes de territorio, coincidiendo en muchas ocasiones con los límites de este. También es cierto, la existencia de núcleos de población con importantes porcentajes de plataformas funcionales sobre arboledas (del Moral, 2009) y otros con la práctica inexistencia de este hecho (Fernández y Azkona, 2009), aunque estos datos están condicionados en gran medida a las características y disponibilidad del entorno. Por otro lado, el mantenimiento del nido puede darse a lo largo de todo el año y por parte de ambos progenitores, pero se intensifica en los meses previos a la época reproductiva (Watson, 2010).



**Figura 12.** Nido de águila real (*Aquila chrysaetos*) sobre sustrato rocoso. Autor: Casimiro Corbacho.

Cabe destacar que en ocasiones el águila real ocupa y usurpa plataformas, y en su caso territorios de otras especies de rapaces como el águila perdicera (*Aquila fasciata*), alimoche (*Neophron percnopterus*) o buitre negro (*Aegypius monachus*); hecho que además también se da a la inversa, principalmente por el buitre leonado (*Gyps fulvus*) (Fernández y Leoz, 1986; Arroyo *et al.*, 1988).

La localización de las plataformas dentro del territorio tiende a maximizar la distancia entre las distintas parejas para minimizar las posibles disputas por competencia tanto con ejemplares conespecíficos como con otras especies (Newton, 1979), águila perdicera y águila imperial ibérica principalmente (Castaño-López y Guzmán-Pina, 1995; López-López *et al.*, 2004). Esta intensa competencia intraespecífica se traduce en una comedida tolerancia interespecífica hacia otras especies, dando como resultado una distribución territorial óptima alterna y disminuyendo la competencia por el alimento mediante el distanciamiento entre los lugares de cría dentro de la misma especie. Por otro lado, esta tolerancia interespecífica asegura la ocupación de todos los lugares disponibles para anidar en un mismo territorio, cubriendo las distintas necesidades de todas las especies (Hutchinson, 1965). Prueba de ello, es la distinta disposición en altura a la

hora de criar entre el águila real, la cual cría a baja-media altura en las paredes rocosas y el águila perdicera que elige puntos más altos para la construcción de las plataformas (Jordano, 1981). Esta agrupación alterna entre ambas especies, según diversos autores se debe a una distribución no homogénea de los recursos (Atkinson y Shorroks, 1981), a una persecución humana mantenida en el tiempo (Newton, 1979) e incluso según Donazar (1993) a factores sociales, como puede ser la atracción de posibles parejas.

Las cópulas, de duración menor a 15 segundos generalmente, pueden tener lugar a lo largo de todo el año como reforzamiento de la pareja, pero es a principios de la primavera cuando estas se suceden repetidamente. (Watson, 2010)(Tabla 4).

La puesta comienza en unos rangos temporales bastante dilatados a consecuencia de la extensa distribución de la especie, prueba de ello son los siguientes datos: mediados de octubre en África Occidental (Clouet y Goar, 2004), comienzos de febrero en el norte del Sáhara, principios de enero en Escocia (Brown y Amadon, 1968) y principios de mayo en Alaska (Hobbie y Cade, 1962). En la Península Ibérica se suceden a lo largo del mes de marzo (Bernis, 1974; Morillo y Lalanda, 1974) con ciertas oscilaciones temporales relacionadas con la latitud y el hábitat (Tabla 4). Cabe destacar la persistencia de la especie en la elección de fechas muy próximas entre distintas temporadas (Fernández, 1991); sin embargo, Arroyo (2010) ha podido comprobar diferencias de hasta 20 días en un mismo territorio.

La hembra pone dos huevos y de forma excepcional uno o tres, muy raramente cuatro, los cuales aova con una diferencia temporal de dos a cinco días (Gordon, 1955; Brown y Amadon, 1968). Estos tienen una forma ovalada-redondeada, de color blanco mate con grandes manchas grises y sobre esta, una capa moteada marrón-rojizo. Las dimensiones de los huevos oscilan entre 60 mm de ancho y 75 mm de alto, con un peso medio de unos 135 gramos, las dimensiones de estos se ven ligeramente modificadas en función de las distintas subespecies. El periodo de incubación se extiende entre 43 y 45 días por huevo (Bernis, 1974), por tanto, este periodo puede dilatarse algo más en el tiempo cuanto mayor sea el número de huevos en el nido, pues la hembra seguirá empollando hasta que nazca el último pollo (Cramp y Simmons, 1980).

Por otro lado, los cuidados parentales se dan por parte de ambos progenitores, aunque es la hembra es quien realiza la mayor parte de cuidado (83%); el macho se encarga principalmente del aporte nutricional al nido y a la vigilancia de la pollada (Collepy, 1984; Watson, 2010). Finalmente, las puestas de reposición en la especie son prácticamente inexistentes tanto a nivel global (Watson, 2010; Kochert *et al.* 2002) como nacional (Fernández, 1991).

La especie muestra un comportamiento fratricida, ocho de cada diez nidadas donde eclosiona más de un pollo, acaban con la muerte del menor a causa de los ataques (cainismo) de su hermano (Brown y Amadon, 1968). Del mismo modo, queda demostrado como los progenitores de la especie también actúan como filicidas en ocasiones puntuales (Kornan y Macek, 2011). Independientemente de las causas que lo provoquen, el canibalismo en la familia *Accipitridae* se da de forma habitual en un 52,2% de las especies que forman el grupo (Allen, *et al.* 2020).

Los pollos nacen cubiertos de un plumón blanco-grisáceo que es sustituido por otro plumón color crema, el cual conservaran los primeros 15 días de vida. Los cañones empiezan a desarrollarse a partir de los 21 días y a los 43 ya tienen el dorso totalmente emplumado, es a partir de este momento cuando comienzan a emplumar el pecho. Aun así, hasta los 54 días el pollo no se encuentra totalmente emplumado, a excepción de la cabeza (Collopy, 1984; Morillo, 1984). Durante las primeras semanas la hembra no se separa de los pollos e incluso duerme en el nido hasta que la progenie tiene 40 días de edad, es justo a partir de este momento cuando esta comienza a alargar los periodos de separación entre ambos y recupera su actividad cazadora, posiblemente obligada a satisfacer la fuerte demanda alimenticia de los pollos ya crecidos (Collopy, 1984). De este modo,

la hembra continúa alimentando a los pollos hasta los 70 u 80 días de edad (Watson, 2010), que es aproximadamente, cuando comienzan los primeros vuelos. Tras abandonar la plataforma de cría los padres continúan pendientes de los pollos hasta el otoño-invierno e incluso toleran la presencia de estos durante el primer año en su territorio (Morillo, 1984). Trabajos de Arroyo y Ferreiro (1996) muestran como al principio de la emancipación realizan vuelos cortos y pasan mucho tiempo en posaderos cercanos a la zona de cría; tras 40 días fuera del nido abandonan el territorio de reproducción, pero no es hasta los 80 días de edad cuando parten definitivamente en busca de nuevos territorios. No obstante, estas fechas presentan importantes variaciones entre ejemplares (Soutullo et al. 2006).

	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
Ocupación Nido												
Cópula												
Puesta												
Incubación												
Eclosión												
Cuidado Pollos												
Dispersión Pollos												

**Tabla 4.** Cronología reproductora del águila real (*Aquila chrysaetos*) en la península Ibérica. Se muestra a mayor intensidad cromática, un mayor número de casos registrados en cada período.

Para reducir las tensiones territoriales durante los periodos más álgidos en el desarrollo de los pollos, ha sido apuntado que un desfase en la reproducción de unos 20 días con su principal competidora, el águila perdicera. Esta última, realiza la puesta de media la segunda quincena de febrero y la eclosión de los huevos se produce de final de marzo a mediados de abril; mientras que en el águila real empieza a poner los huevos en la primera quincena de marzo, naciendo los pollos en la segunda quincena de abril (Jordano, 1981).

La disponibilidad de alimento y la accesibilidad al mismo resulta ser el principal condicionante en la productividad de la especie (Newton, 1979). Por otro lado, la composición de la dieta también parece influir, obteniendo productividades más elevadas en los territorios con grandes cantidades de conejo, ya que este se presenta como la presa más eficiente desde un punto de vista energético (Delibes, 1975; Delibes et al., 1975a; Fernández, 1988; Watson, 2010). La edad de los progenitores es otro factor a tener en cuenta; progenitores jóvenes, aunque tan solo sea uno de ellos, afectan negativamente a la supervivencia de los pollos (Sánchez-Zapata et al., 2000). A menudo, la presión humana es uno de los principales motivos que perjudica la productividad, incitando el abandono de nidos o impidiendo la reproducción (Arroyo et al., 1990; Fernández y Azkona, 1993; Castaño-López y Guzmán-Pina, 1995; Arroyo, 2004). Por último, condicionantes ambientales como la meteorología (Delibes, 1975), relaciones intra/interespecíficas (Haller, 1996; Carrete et al., 2006), también son elementos influyentes en la reproducción, aunque estos son más difíciles de percibir y cuantificar. La productividad del águila real

en España con datos existentes hasta el momento se estima en 0,80, el éxito reproductor en 1,07 y la tasa de vuelo en 1,15. Estos valores se encuentran a la cabeza de Europa, donde por norma general la especie presenta una productividad más baja (del Moral, 2009)(Tabla 5).

REGIÓN	PRODUCTIVIDAD	TASA DE VUELO	REFERENCIA
Escocia (Gran Bretaña)	0,52	1,15	Dennis et al. (1984)
Escocia (Gran Bretaña)	0,58	1,17	Everett (1971)
Francia (Pirineos)	0,48	1,00	Clouet (1981)
Francia (Alpes)	0,97	1,13	Glutz et al. (1971)
Suiza (Alpes)	0,43	1,27	Haller (1982)
Italia (Alpes)	0,68	1,20	Fasce y Fasce (1987)
Italia	0,42	1,13	Fasce et al. (2011)
Sicilia (Italia)	0,76	1,00	Massa et al. (1984)
Cerdeña (Italia)	0,68	1,13	Schenk (1984)
<b>España (1982-1988)</b>	<b>0,81</b>	<b>1,31</b>	<b>Arroyo et al. (1990)</b>
<b>España (1988)</b>	<b>0,84</b>	<b>1,34</b>	<b>Arroyo et al. (1990)</b>
<b>España</b>	<b>0,80</b>	<b>1,15</b>	<b>del Moral (2009)</b>

**Tabla 5.** Parámetros reproductores en poblaciones europeas de águila real (*Aquila chrysaetos*). **Fuentes:** Arroyo et al. (1990); del Moral (2009); Fasce et al. (2011).

## 8. MOVIMIENTOS: MIGRACIÓN, DISPERSIÓN Y FILOPATRÍA

La especie presenta diferente comportamiento migratorio o patrón de movimientos dependiendo del área geográfica. Las poblaciones asiáticas y norteamericanas realizan migraciones en latitudes elevadas, mientras que las del paleártico occidental presentan una conducta sedentaria (Glutz von Blotzheim et al., 1971; Cramp y Simmons, 1980). Como tal, en la península Ibérica el águila real se comporta como sedentaria, con pequeños desplazamientos a altitudes más bajas durante el invierno (Arroyo, 2017). Durante el invierno, por falta de recursos tróficos, suele aumentar el rango de los desplazamientos de estos individuos, de igual modo ocurre cuando los territorios aptos escasean (Soutullo et al., 2013). A nivel nacional, se han llegado a observar incluso jóvenes que han cruzado al continente africano (Morillo, 1984; Onrubia et al., 2011).

Los ejemplares jóvenes y no reproductores presentan en cambio un nomadismo muy acentuado, orientado hacia la búsqueda de un territorio estable (Cramp y Simmons, 1980; Fernández-León, 1997). Este comportamiento errático en los movimientos dispersivos muestra una primera etapa con desplazamientos a grandes distancias sin ruta fija (Watson, 2010); en una segunda fase, manifiestan querencia por un área más reducida en la que deambulan hasta ocuparla o suplir a otro reproductor. Este periodo de dispersión juvenil puede alargarse desde la independencia de los pollos en el primer invierno hasta los 3-5 años dependiendo del individuo y de las características del entorno (Watson, 2010; Uríos et al., 2007). En ocasiones se han registrado cierto grado de filopatría, regresando para criar a áreas cercanas de donde nacieron (Uríos et al., 2007).



**Figura 13.** Ejemplar joven de águila real (*Aquila chrysaetos*). Autor: Ángel Sánchez.

Por último, desde un punto de vista territorial, los movimientos de la especie están dirigidos principalmente a la búsqueda de alimento y mantenimiento del territorio como pueden ser las relaciones intra/interespecificas, reparación y mantenimiento de plataformas de nidificación, etc. (Soutullo et al., 2013).

## **9. CONSERVACIÓN Y AMENAZAS**

El águila real se encuentra catalogada actualmente por La Lista Roja de la IUCN como especie de "Preocupación menor" (LC: "*Least-concern species*") a nivel mundial. Esta catalogación se debe a que la especie presenta una amplia distribución global, repartida por todo el Holártico, donde ocupa diversos ecosistemas y además mantiene poblaciones con tendencias estables, sin superar los umbrales de preocupación poblacional según los criterios de esta misma organización (HBW y BirdLife International, 2020, 2021).

Del mismo modo y por idénticas causas, en Europa la especie es catalogada también bajo el estatus de "Preocupación menor", figura esta que arrastra desde 1988 (BirdLife International, 2016). Por otro lado, se encuentra citada en el Anexo I de la Directiva Aves de la Unión Europea 2009/147/CE, en la cual se recogen especies con catalogaciones de protección especiales y en el Anexo II del Convenio de Berna (BirdLife International, 2022). Con anterioridad, se encontraba

citada en el “Catálogo de Especies de Interés Europeo para la Conservación” (“*Species of European Conservation Concern*”) en la categoría SPEC 3 (Rara), atribuida a especies con poblaciones no concentradas únicamente en Europa, pero que presentan un estado de conservación desfavorable en territorio europeo (Tucker y Heath, 1994; BirdLife International, 2004). En la actualidad, no se encuentra presente en ninguna categoría de protección SPEC, pues aparece con tendencia poblacional estable o creciente en la mayor parte de Europa (BirdLife International, 2021).

A nivel nacional ha sufrido varias modificaciones en su estatus de conservación desde mediados del pasado siglo. Así, por entonces aparece la primera propuesta para la inclusión de la especie en un Régimen de Protección de Especies Amenazadas (Bernis, 1956), pero no es hasta finales de siglo cuando evaluaciones sobre datos de población fiables consideran a la especie como “*Rara*” (Libro Rojo de los Vertebrados de España; Blanco y González, 1992). Posteriormente (Arroyo, 2004), sobre la base de los datos del Atlas de Aves Reproductoras (Martí y del Moral, 2003) se cataloga como “*Casi Amenazada*” en el Libro Rojo de la Aves de España (Madroño *et al.*, 2004). Recientemente, aparece citada sin catalogación de riesgo en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial, actualizado en 2020 sin cambios para la especie. En la actualidad, el águila real continúa catalogada como “*casi amenazada*” (NT) según el reciente Libro Rojo de las Aves de España (López-Jiménez, 2021).

Cabe destacar la mala situación en la que se encuentra la especie en la vecina Portugal, donde pese a tener territorios aptos para su asentamiento, las malas praxis y el veneno han diezmando la población en las últimas décadas, lo que ha llevado a su catalogación como especie “*En peligro de extinción*”. La tendencia actual sin embargo es positiva debido a la disponibilidad de territorios y al aumento de la población española en auge y expansión (Cabral *et al.*, 2005).

Pese al aceptable estado de conservación global, la especie es muy susceptible a amenazas como la persecución directa, veneno y tendidos eléctricos o la alteración del hábitat (Cramp y Simmons, 1980; Watson, 2010); además el creciente avance de las energías renovables está promoviendo la instalación de grandes parques eólicos, que son causa de muerte directa, sobre todo en Norteamérica (Lovich, 2015), aunque también durante la última década en España (Noguera *et al.*, 2010). La reducción de carroña disponible procedente del ganado doméstico por la implementación de determinadas normativas sanitarias también parece haber influido, sobre todo en lugares con duros inviernos (Watson, 2010).

En España los problemas a los que se enfrenta el águila real guardan bastante similitud con los que se suceden a nivel global. Por un lado, los tendidos eléctricos, el veneno y la caza ilegal suponen bastantes bajas para la especie (Sánchez-Zapata *et al.*, 1995). A modo de ejemplo, Castaño y Guzmán (1995) observaron la muerte de 13 águilas imperiales y 20 águilas reales a causa de electrocuciones en un mismo territorio en poco más de 5 años (1988-1993). De forma general el número total de ejemplares de la especie electrocutados en España durante el período 1990-2018 asciende hasta 328, un 2,6% del total de las electrocuciones registradas (Grefa, 2020). Asimismo, las molestias relacionadas con la actividad humana en el ecosistema influyen negativamente sobre todo durante la época de cría; el turismo rural/natural, senderismo o los deportes de montaña son los principales problemas en este sentido (Muñoz y Molina, 2017; Perona *et al.*, 2019). Por otra parte, en la última década y concretamente en la región mediterránea, el fuerte descenso de las poblaciones de conejo a causa de la neumonía hemorrágica viral y otras patologías puede traducirse en una disminución de la productividad para esta águila (Fernández, 1993a).

Aun encontrándose la especie en regímenes de protección y amenaza en diversos catálogos regionales, no se están poniendo en marcha planes de conservación o de recuperación para la misma en ninguno de estos territorios (Arroyo, 2017).

## **II. EL ÁGUILA REAL (*Aquila chrysaetos*) EN EXTREMADURA**

### **10. ANTECEDENTES: ESTUDIOS PREVIOS**

Una búsqueda acerca de la bibliografía sobre la especie pone de manifiesto la carencia de trabajos monográficos sobre el águila real en la región. Más aún, la mayoría de estudios anteriores a la década de los noventa del siglo pasado se presentan como datos y observaciones aisladas sobre la bio-ecología, reproducción o alimentación de la misma (Garzón, 1969, 1974; Araújo, 1974; Pérez-Chiscano y Fernández-Cruz, 1974).

Con posterioridad, no es hasta los trabajos de ámbito regional/provincial de Ferrero *et al.* (1986), Sánchez y Rodríguez (1994) o Gragera (1994); en este caso, sólo para la provincia de Badajoz, cuando se aportan estimas sobre la población extremeña. En los últimos años, Pizarro (2014) en la evaluación del estatus de conservación regional de la especie y, Prieta (2009 y 2019) en la parte regional del censo nacional llevado a cabo por SEO y en un análisis sobre territorios de nidificación de grandes águilas en el P.N. de Monfragüe respectivamente, completan los estudios existentes sobre el águila real en Extremadura.

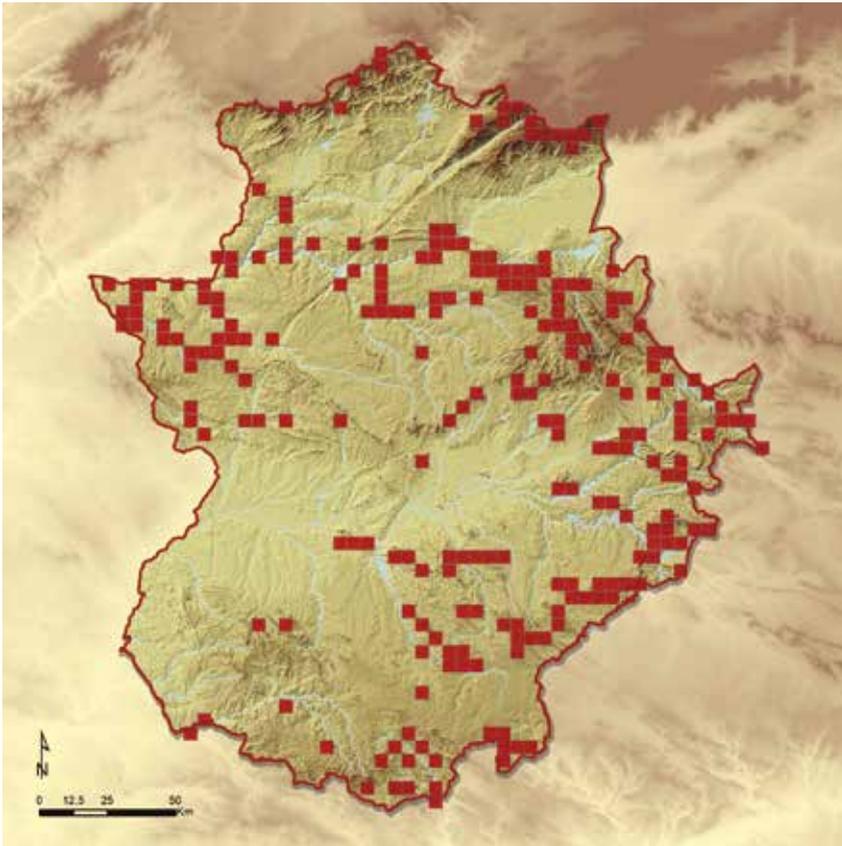
El resto de datos disponibles proceden en casi su totalidad de revisiones nacionales sobre la población reproductora (monografías o atlas) (Arroyo *et al.*, 1990; Fernández, 1997; Arroyo 2003) y/o evaluación del estado de conservación (libros rojos) de la especie (Arroyo, 2004).

El presente trabajo trata por tanto de actualizar los conocimientos para la especie, además de analizar distintos campos de información (selección de hábitat, nidotópica, biología reproductora, competencia intra- e interespecífica, etc.) nunca antes desarrollados monográficamente a gran escala para Extremadura. Para ello, se han analizado los datos procedentes de los Censos de Especies Protegidas de Extremadura llevados a cabo por los Agentes del Medio natural y personal técnico de las diferentes Direcciones Generales de Medio Ambiente, Medio Natural o actualmente, Sostenibilidad, facilitados por la Junta de Extremadura y que corresponden al periodo de estudio 2005-2019.

### **11. DISTRIBUCIÓN**

El águila real muestra una amplia distribución en Extremadura, hallándose presente como reproductora en numerosas localidades y comarcas repartidas por toda la región. Como se observa y desde otro prisma, la especie muestra una distribución de tipo agregado, concentrándose en determinadas áreas en función de la disponibilidad de zonas aptas para la reproducción (en especial hábitats de nidificación) y/o con gran disponibilidad de alimento. Al contrario, se halla ausente de aquellas áreas que carecen de uno u otro recurso básico para la especie (Figura 14).

En un contexto general, la especie se encuentra presente desde el extremo norte de la región a lo largo de las estribaciones del sistema Central (sierra de Gata, sierras de Las Hurdes, Gredos), hasta el límite meridional de la misma en sierra Morena (Tentudía, sierras de Llerena-Azuaga principalmente y con menor presencia en la sierra-dehesas del Suroeste).



**Figura 14.** Distribución de la población reproductora de águila real (*Aquila chrysaetos*) en Extremadura. Se muestran las localizaciones reproductoras (nidos) de la especie en el periodo de estudio (2005-19). Fuente: Censos de Especies Protegidas de Extremadura. Junta de Extremadura.

La Real ocupa de una forma ininterrumpida toda la banda central de la provincia de Cáceres en lo que viene a ser el valle, dehesas y riberos del Tajo, tanto del propio curso principal (Tajo internacional, P.N. de Monfragüe, etc.), como de sus principales afluentes (Salor, Eljas, Alagón o Almonte) y tributarios de estos (Tozo, Tamuja, entre otros). Esta presencia amplia y densa se continúa por el arco de serranías de la comarca de las Villuercas-Ibores-Jara (sierra de las Villuercas, Guadalupe, Deleitosa, Ibores, Palomera, Altamira, etc.), estribaciones de los Montes de Toledo.

Ya en la provincia de Badajoz, en las comarcas de La Siberia y La Serena, que en ambos casos albergan importantes poblaciones de la especie (ver después), los territorios reproductores se extienden por todo el entorno de sierras que rodean los grandes embalses del río Guadiana como el embalse de Cijara (Reserva Regional de Caza de Cijara), Puerto-Peña (sierras de Puerto Peña-Los Golondrinos), Orellana (sierras de Pela, Puebla de Alcocer) o La Serena (sierra de Siruela-Garlitos, Peñalsordo-Capilla), para finalizar en la periferia de la gran llanura estepárica de La Serena (sierras de Castuera-Benquerencia-Cabeza del Buey)(Figura 14).

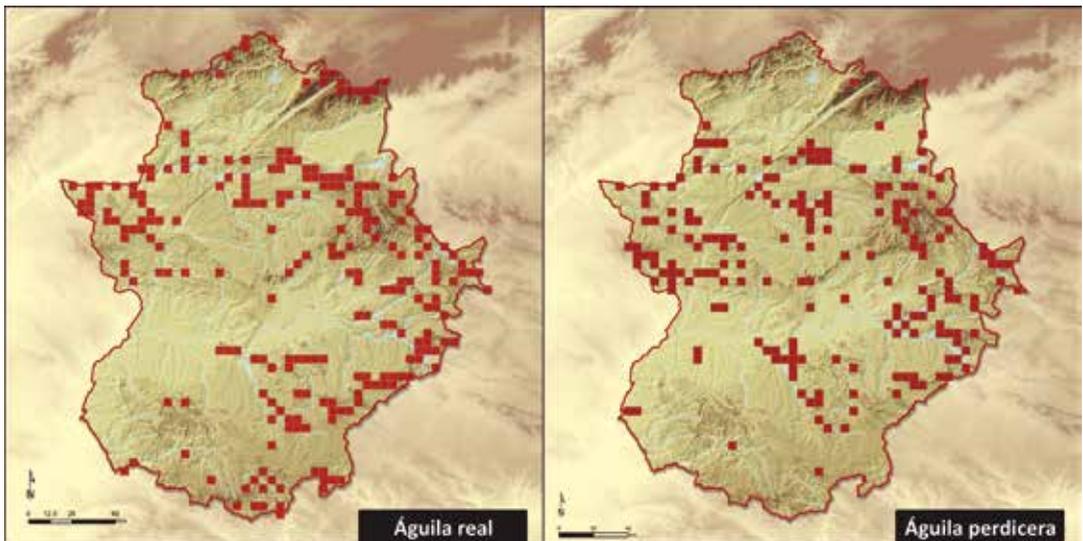
La sierra de San Pedro, en el centro-oeste de la comunidad y a caballo entre ambas provincias, acoge también territorios reproductores de la especie desde la frontera con Portugal hasta el centro de la región prácticamente.

Por último, el conjunto formado por las sierras Centrales (San Serván, Peñas Blancas, Oliva de Mérida, Reserva Regional de Caza "Manchita") y de Hornachos (sierra Pinos y sierra Grande) en el centro de la provincia pacense alberga una densa e importante población reproductora. Esta área se continúa hacia el sur por todo el valle del río Matachel y entorno cercanos (sierras de Zalamea, Peralada del Zaucejo, etc.) que en ambos casos constituyen igualmente una importante zona de cría, alimentación y dispersión juvenil no sólo de esta especie, sino también de otras grandes rapaces (águilas imperial y perdicera).

Al contrario, y como se comentó anteriormente, se encuentra ausente como reproductora, salvo pequeñas excepciones, de las grandes vegas de regadío (valles del Tiétar y Alagón o Vegas del Guadiana), así como de las grandes llanuras agrícolas (Llanos de Badajoz, Tierra de Barros, Campiña-Sur) y pastizales pseudoestepáricos (Llanos de Brozas, Cáceres-Trujillo, La Serena) de la región. El área de piedesierra de las estribaciones del sistema Central y los Llanos de Olivenza y el Guadiana Internacional aparecen asimismo como comarcas sin territorios reproductores de la especie (Figura 14).

A grandes rasgos, este patrón distribucional aquí descrito coincide con lo ya señalado por otros estudios previos llevados a cabo sobre población-distribución de la especie en la región (Ferrero et al. 1986; Sánchez y Rodríguez, 1994; Gragera, 1994 o Prieta, 2009). Ciertamente, el conocimiento de la especie y sus áreas de distribución es cada vez más detallado y completo en Extremadura, baste como ejemplo la gran base de datos que sustenta el presente estudio. No obstante, a gran escala e históricamente el águila real no muestra grandes variaciones geográficas en su distribución regional, ocupando la especie sierras y territorios históricos durante décadas (ver después "13. Tendencia y evolución poblacional").

Desde otro punto de vista y exceptuando los arcos norte y sur de la región, el águila real muestra una distribución territorial en Extremadura muy similar y solapada a la del águila perdicera (Figura 15), con la cual manifiesta una interacción competitiva interespecífica muy dinámica e interesante (ver después).



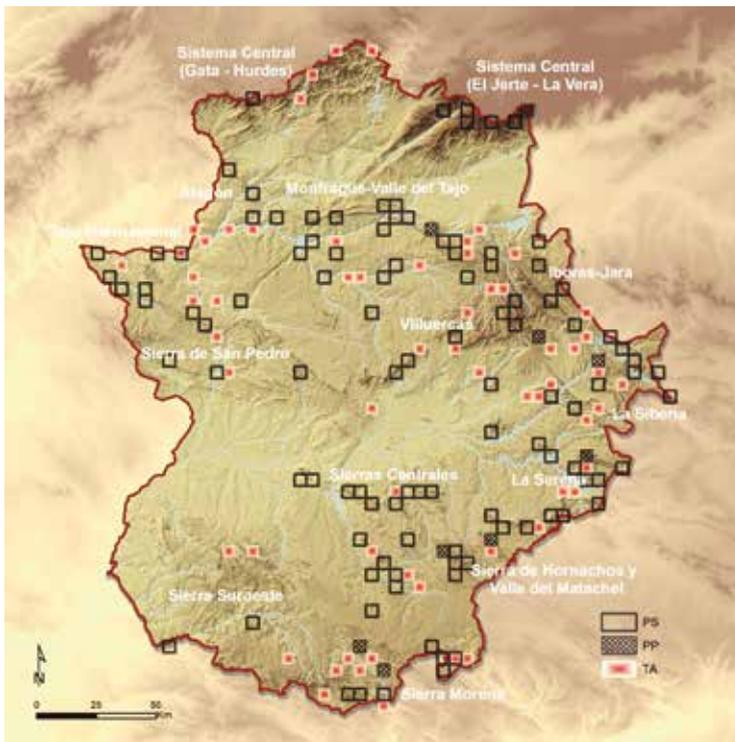
**Figura 15.** Patrón distribucional de las poblaciones reproductoras de águila real (*Aquila chrysaetos*) y águila perdicera (*Aquila fasciata*) en Extremadura (2005-2019).

## 12. POBLACIÓN REPRODUCTORA Y TAMAÑO POBLACIONAL

La población reproductora de águila real en Extremadura se estima actualmente (2019) en 115 parejas, de las cuales 106 se consideran parejas seguras (PS) y 9 parejas probables (PP); estas parejas activas o territorios ocupados (TO), junto a 62 territorios abandonados (TA), totalizarían los 177 territorios reproductores (TT) inventariados para la especie en la región en el periodo de estudio (ver Figura 16 y Tabla 6).

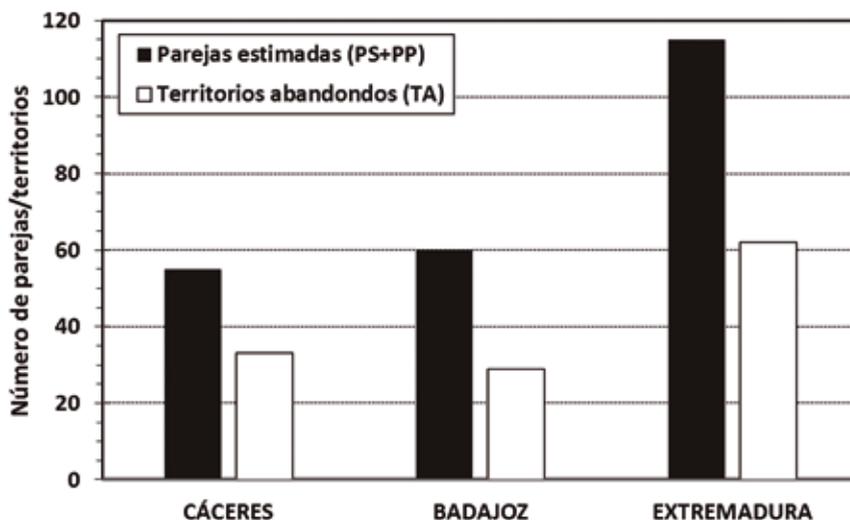
Al respecto de estos status poblacionales y al igual que en trabajos similares, se ha designado a una pareja como "*Pareja segura*" cuando se tiene la certeza de que una pareja regenta y defiende un territorio por la observación continuada de la misma en dicha área y el conocimiento de una o varias plataformas de nidificación, independientemente se reproduzca o no todos los años. Se ha considerado por su parte como "*Pareja probable*" a aquella pareja que se observa ocasional pero repetidamente en un territorio, pero no manifiesta comportamiento reproductor ni se conocen nidos de dicha pareja. La suma de parejas seguras y probables (PS+PP) constituirían el conjunto de "*Territorios ocupados*" o estima poblacional, "*Parejas estimadas*" (PE) de la especie.

A ello y por último, habría que sumarle los "*Territorios abandonados*", siendo estos últimos aquellos sin presencia de parejas reproductoras en la actualidad, pero que en algún momento anterior han estado ocupados por la especie y actualmente se encuentran "no activos" por desaparición de la pareja o por desplazamiento de esta a otra localidad/territorio. Estas localidades, han de ser igualmente consideradas y tenidas en cuenta en un estudio sobre la especie, habida cuenta representan áreas-territorios favorables con nidos no ocupados actualmente, pero potencialmente ocupables en un futuro.



**Figura 16.** Distribución de la población reproductora de águila real (*Aquila chrysaetos*) en Extremadura (2019). Se representa el estatus reproductor en cada uno de los territorios, sobre la base de una única localización por pareja/territorio, aquella de la plataforma "principal" de nidificación. Fuente: Censos de Especies Protegidas de Extremadura. Junta de Extremadura.

A escala provincial, la población extremeña de águila real se distribuye prácticamente a partes iguales entre ambas provincias (48 vs. 52%), con una estima de parejas ligeramente superior en Badajoz (Figura 17). Así, la población pacense se sitúa en unas 60 parejas reproductoras frente a las 55 cacereñas, aunque el número de territorios inventariados en cada una de ellas es muy similar (88 vs. 89 respectivamente).



**Figura 17.** Distribución por provincias (número) de la población reproductora y territorios del águila real (*Aquila chrysaetos*) en Extremadura en 2019.

Desde un punto de vista geográfico, este contingente reproductor regional se estructura en 9 grandes comarcas o “núcleos” poblacionales, agrupados siguiendo como criterio su distribución y características ambientales comunes de dichas localidades. A saber y ordenados de norte a sur, estos son los siguientes (ver Tabla 6 y Figura 16 y 18):

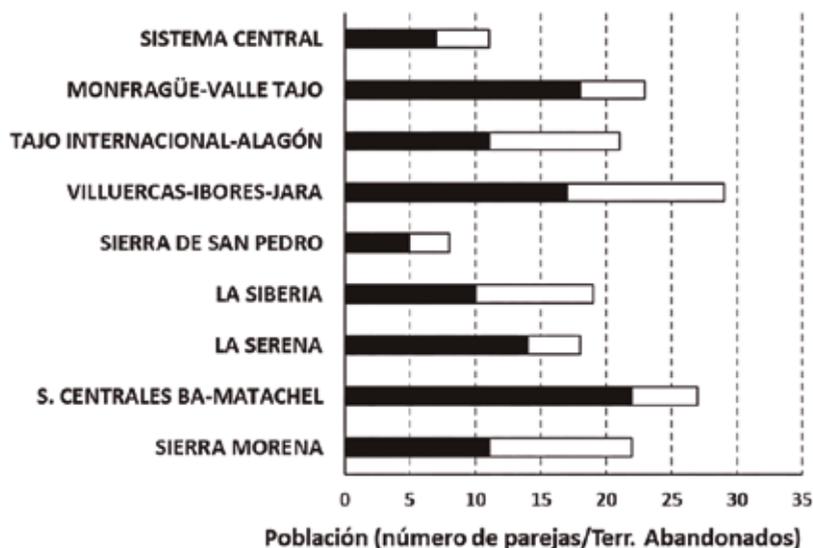
**1. Sistema Central (Gata-Hurdes-Gredos):** Esta pequeña población reproductora, la más septentrional de la región, se estima en un total de 7 parejas (6 PS y 1 PP). Estas se distribuyen mayoritariamente en las estribaciones de la sierra de Gredos (El Jerte y La Vera), con un único territorio activo (PS) en la sierra de Gata. En Las Hurdes, aunque existen observaciones de individuos, la especie parece haber desaparecido como reproductora en los últimos años, como así lo demuestra el que los 4 territorios inventariados en las serranías de esta comarca se clasifiquen actualmente como abandonados. Factores como las actividades de gestión-explotación forestal o las molestias derivadas del turismo (senderismo principalmente) pudieran explicar la exigua población y la elevada tasa de abandonos en áreas como Gata y Hurdes.

**2. Tajo Internacional-Alagón:** Acoge este núcleo un total de 21 territorios, de los cuales 11 representan parejas o territorios activos actualmente (PS), mientras el resto, algo menos del 50% de estos territorios se encontrarían hoy en día abandonados (10 TA). De estas parejas reproductoras, 2 se localizan en los riberos del río Alagón y 9 a lo largo del Parque Natural del Tajo Internacional, donde ocupa, aprovechando mayoritariamente cantiles fluviales, los riberos tanto del propio Tajo como de sus afluentes (Eljas, Salor y algunos tributarios de este); la especie se reproduce también en la sierra de Santiago.

COMARCA-NÚCLEO POBLACIONAL	PAREJAS SEGURAS	PAREJAS PROBABLES	PAREJAS ESTIMADAS	% POBLACIÓN EXTREMA	TERRITORIOS ABANDONADOS	TOTAL TERRITORIOS	PAREJAS/ 100 KM <sup>2</sup>	TERRITORIOS/ 100 KM <sup>2</sup>
Sistema Central	6	1	7	6,09	4	11	1,4	2,2
Sierra de Gata-Hurdes	1	0	1	0,87	4	5	0,4	2,1
Sierra de Gredos	5	1	6	5,22	0	6	2,2	2,2
Tajo internacional-Alagón	11	0	11	9,57	10	21	0,5	1,1
Riberos del Alagón	2	0	2	1,74	0	2	2,0	2,0
Tajo Internacional	9	0	9	7,83	10	19	0,5	1,0
Monfragüe y Valle del Tajo	17	1	18	15,65	5	23	1,1	1,4
Villuercas-Ibores-Jara	16	1	17	14,78	12	29	0,9	1,5
Villuercas-Ibores-Jara	11	1	12	10,43	7	19	0,8	1,3
Villuercas-oeste	5	0	5	4,35	5	10	1,0	2,0
Sierra de San Pedro	5	0	5	4,35	2	7	0,6	0,9
La Siberia	9	1	10	8,70	9	19	0,9	1,6
La Serena	13	1	14	12,17	4	18	1,0	1,2
S <sup>as</sup> : Centrales Valle del Matachel	20	2	22	19,13	5	27	1,6	1,9
Sieras Centrales de Badajoz	9	0	9	7,83	1	10	2,8	3,1
S <sup>ª</sup> de Hornachos-Valle del Matachel	11	2	13	11,30	4	17	1,2	1,6
Sierra Morena	9	2	11	9,57	11	22	0,6	1,3
Sierra-Dehesas del SO	2	0	2	1,74	3	5	0,3	0,7
Sierra Morena-Campaña Sur	7	2	9	7,83	8	17	0,9	1,8
<b>TOTAL EXTREMADURA</b>	<b>106</b>	<b>9</b>	<b>115</b>	<b>100</b>	<b>62</b>	<b>177</b>	<b>0,9</b>	<b>1,4</b>

**Tabla 6.** Población reproductora (parejas, territorios y densidad) de águila real (*Aquila chrysaetos*) en Extremadura en 2019. Véase el texto para la definición de cada uno de los estatus poblacionales. Para el cálculo de la densidad se estimó el área del Polígono mínimo convexo (PMC) formado por las localizaciones (puntos) de las parejas/territorios de cada una de las áreas.

**3. P.N. de Monfragüe-Valle del Tajo:** Constituye este núcleo el segundo con mayor número de parejas (18 PE: 17 PS y 1 PP; 15% de la población regional) en un entorno con gran diversidad de ecosistemas de elevado valor natural (serranías, cursos fluviales, dehesas, monte mediterráneo, etc.). La especie se reproduce tanto en roquedos y portillas del Parque Nacional (desde la sierra de Mirabel hasta el Salto del Corzo y Miravete-sierras de Higuera) como sobre cantiles fluviales del embalse de Alcántara y de la ZEPA Monfragüe-Dehesas del Entorno, en este caso sobre el río Almonte y tributarios (Talaván, Tozo, Tamuja o Magasca). Cinco TA completarían el total de 23 TT inventariados en el área.



**Figura 18.** Estima (2019) de la población y territorios reproductores de águila real (*Aquila chrysaetos*) en las diferentes comarcas o núcleos geográficos de Extremadura.

**4. Villuercas-Ibores-Jara:** Se trata de otro de los grandes núcleos de población para la especie en la región. El abrupto y extenso relieve apalachense conformado por el gran número de alineaciones montañosas de la comarca ofrece multitud de lugares de nidificación, al igual que los profundos valles y portillas de los ríos Ibor, Almonte y otros. Se estiman un total de 17 parejas reproductoras (16 PS + 1 PP) para el área, a las que habría que sumar 12 territorios donde la especie se ha reproducido en el pasado, pero no lo hace hoy en día (TA). En conjunto, estos 29 TT representan el mayor número de “áreas potenciales” para la especie en Extremadura. La especie muestra una distribución homogénea por toda la comarca, aunque hacia el oeste (términos de Garciaz, Logrosán, Zorita, etc.) va rarefándose progresivamente; de los 10 TT de esta zona (“Villuercas oeste”) 5 se catalogan como activos u ocupados y 5 abandonados. Las principales áreas de nidificación de este núcleo se corresponden, en gran medida, con las sierras de la ZEPA sierra de las Villuercas y valle del Guadarranque (Deleitosa, Cabañas del Castillo, Navezuelas, Guadalupe-Cañamero o Alía, ya en el límite con Toledo, entre otras).

**5. Sierra de San Pedro:** La mayor parte de las parejas registradas en esta extensa área geográfica (5 PS y 2 TA) se encuentran en los términos municipales de Alburquerque y San Vicente de Alcántara, tanto sobre la dorsal principal de la sierra (entorno del Torrico de San Pedro) como en las pequeñas serranías entorno al embalse de Peña del Águila. Esta población reproductora tan “relativamente escasa” en un entorno natural tan extenso y bien conservado, además de con elevada disponibilidad de áreas potenciales de reproducción, probablemente

tenga que ver con la intensa competencia interespecifica con el águila imperial, mucho más abundante en la zona.

**6. La Siberia:** Este núcleo junto al siguiente (La Serena), con quien conforma una continuidad geográfica y ambiental notoria en muchos casos, representa otro de los refugios para esta y otras especies de grandes rapaces (águila perdicera, alimoche, etc.) en Extremadura. En particular, la población reproductora de águila real se estima aquí en unas 10 parejas (9 PS + 1 PP). Buena parte de estas parejas se localizan en los entornos serranos, portillas y cantiles fluviales de los dos grandes embalses del área, especialmente en la Reserva Regional de Caza de Cijara (sierras del Aljibe, de la Lobera y de la Umbria, las Navas, etc.). Por su parte, las sierras de la Chimenea, Puerto-Peña o los Golondrinos, entorno al embalse de García de Sola albergan también territorios reproductores. Del total de territorios del área (19 TT), casi un 50% (9) se encuentran abandonados, lo cual pudiera apuntar a fenómenos de alteración varios (navegación, actividades de caza y pesca, explotación forestal, etc.) como causantes de estas deserciones (ver después). En este sentido, esta situación es coincidente en gran medida con la del área del Tajo internacional

**7. La Serena:** La población de esta área se distribuye principalmente en las sierras que rodean bien los grandes embalses de Orellana y La Serena, bien la gran llanura de La Serena. En conjunto, conforman una distribución lineal, en muchos casos alternando con territorios de águila perdicera (ver después), muy característica que muestra la querencia de la especie por este tipo de alineaciones de relieves acusados donde criar sobre grandes llanuras, las cuales ofrecen inmejorables territorios de caza. La mayoría de las parejas se encuentran dentro de Áreas protegidas (RENPEX o Natura 2000), caso de la ZEPA-ZEC del embalse de Orellana y sierra de Pela, la Serena y sierras periféricas, sierra de Siruela o sierra de la Moraleja. En total se han inventariado 13 PS y 1 PP, además de 4 TA.

**8. Sierras Centrales de Badajoz-Valle del Matachel:** Nos encontramos con el núcleo poblacional más importante (20%) y dinámico de la región para el águila real, constituido según esta estima por un total de 22 territorios activos (20 PS y 2 PP), a los que hay que sumar 5 TA. Este contingente se distribuye, por una parte, en la ZEPA del embalse de Alange y sierras centrales de Badajoz, así como en pequeñas serranías cercanas (9 + 0 + 1), mostrando una típica distribución lineal desde la sierra de San Serván hasta la sierra del Arrozao. El resto de esta "subpoblación" (11 + 2 + 4) ocupa tanto la ZEPA-ZEC de la sierra de Hornachos, como todo el valle y riberos del río Matachel aguas arriba de la presa de Los Molinos, así como sierras cercanas en la cabecera de ríos como el Zújar o Guadámex (sierras de Zalamea, Peraleda, etc.).

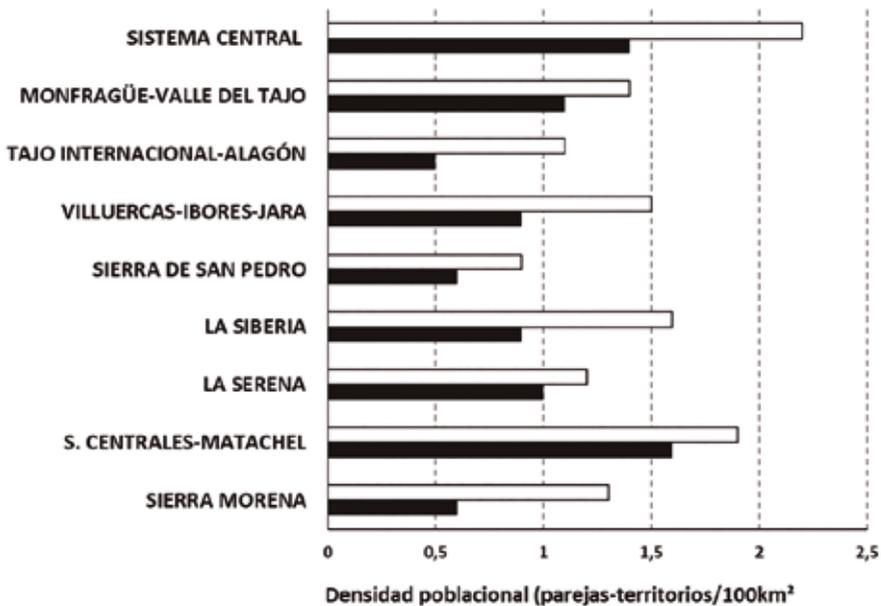
**9. Sierra Morena:** Este último núcleo engloba los territorios reproductores de la franja sur de la comunidad (Tentudía y sierra Morena propiamente dicho; 7 PS + 2 PP), a los que hemos incluido los de la sierra Suroeste (2 PS). Esta área incluye también que 11 TA (50% de los TT), lo cual apunta a cierta problemática que determinaría esta alta tasa de abandono/desplazamiento, aunque en este caso pudiera estar determinado por una nidificación mayoritariamente (80%, ver después) en árboles, lo cual conlleva una durabilidad menor del sustrato de nidificación. La elevada disponibilidad de recursos tróficos (caza menor), aún en ausencia de sierras y cantiles rocosos, hace posible la conformación de este núcleo poblacional.

Complementariamente y en relación a la densidad de parejas/territorios en las diferentes áreas geográficas (Tabla 6, Figura 19), destaca como la mayor densidad de población se da en las sub-áreas de las sierras Centrales de Badajoz (2,8 parejas/100 km<sup>2</sup>) y en la sierra de Gredos (2,2), con densidades también destacables en Hornachos-valle del Matachel (1,2), Monfragüe-valle del Tajo (1,1) o La Serena (1,0). Por el contrario, los núcleos con menor densidad de población se localizarían en las sierras del SO (0,3), Gata-Hurdes (0,4), sierra de San Pedro (0,6) o Tajo Internacional (0,5) (ver Tabla 6). La densidad de territorios en paralelo a estos valores muestra una correlación manifiesta con la de parejas, aunque en aquellas zonas con una elevada proporción de TAs (sistema Central

en conjunto, Tajo internacional o La Siberia) incrementan el valor del mismo (Tabla 6, Figura 18).

En cualquier caso, aunque este parámetro es un buen indicador de la densidad, se ve condicionado por la disposición espacial de los puntos (parejas) que conforman cada núcleo. Tal es así, que en aquellos que muestran una disposición "lineal" (por ejemplo, Gredos o sierras Centrales) se minimiza el área formada por el "Polígono mínimo convexo" (PMC) que forman estas localizaciones, incrementándose por ello la densidad; al contrario, en aquellas áreas donde estas muestran una distribución más "uniforme superficialmente", el área del PMC se incrementa, reduciendo en cierto grado el valor obtenido.

Ello no es óbice sin embargo para destacar el caso de las sierras Centrales especialmente, u otras pequeñas serranías extremeñas (algunas sierras de La Serena, algunos riberos cacereños, etc.) donde esta y otras especies de rapaces (águila perdicera, buitre leonado o alimoche) se refugian y concentran su población ante la alteración del entorno circundante, actuando así de "refugios-isla" en estos ambientes antropogénicos. En otros casos, como el valle del Matachel o sierra Morena, la densidad alcanzada es indicador de una disponibilidad de recursos tróficos elevada, aún ante la carencia de un sustrato clásico de nidificación (roquedos). Por último, en casos como el del P.N. de Monfragüe, la óptima conservación del medio y el grado de protección de estos espacios redundan en excelentes poblaciones de estas aves.



**Figura 19.** Densidad de parejas (negro) y territorios (blanco) de águila real (*Aquila chrysaetos*) en las diferentes comarcas o núcleos geográficos de Extremadura.

A nivel local, por último, hasta un total de 100 localidades extremeñas acogen en sus términos municipales territorios de águila real, 54 en la provincia de Cáceres y 46 en la de Badajoz. Alía (Las Villuercas), Monesterio y Azuaga (sierra Morena), Valencia de Alcántara (Tajo internacional), Trujillo (valle del Tajo) o Helechosa de los Montes (La Siberia) presentan el mayor número de parejas y/o territorios (Tabla 7).

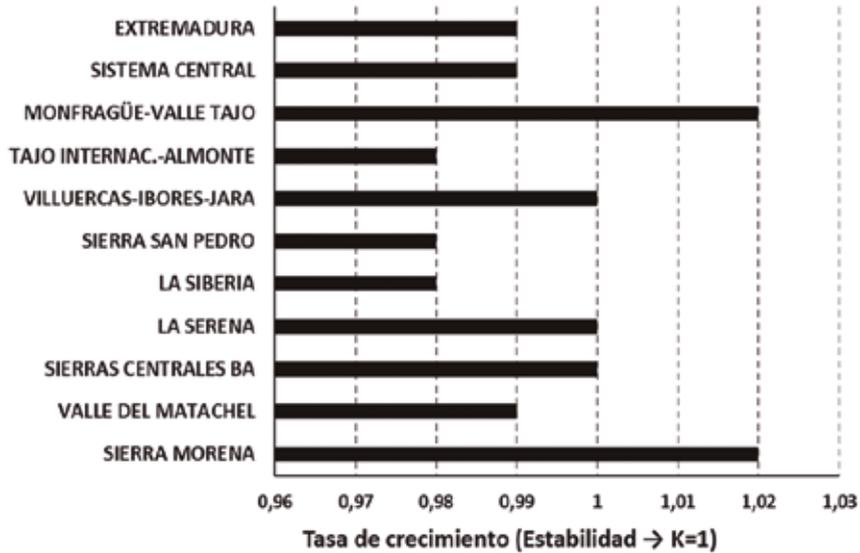
LOCALIDAD (TÉRMINO MUNICIPAL)	PAREJAS ESTIMADAS (PS+PP)	TERRITORIOS ABANDONADOS (TA)	TOTAL TERRITORIOS (TT)
Alía	3	4	7
Monesterio	3	3	6
Valencia de Alcántara	4	1	5
Azuaga	3	2	5
Trujillo	2	3	5
Alcántara	1	4	5
Helechosa de los Montes	4	—	4
Cáceres	3	1	4
Garlitos	3	1	4
Herrera del Duque	2	2	4
Talarrubias	2	2	4
Membrío	1	3	4
<b>EXTREMADURA</b>	<b>115</b>	<b>62</b>	<b>177</b>

**Tabla 7.** Localidades (términos municipales) que albergan las mayores poblaciones reproductoras o territorios del águila real en Extremadura.

### 13. TENDENCIA Y EVOLUCIÓN POBLACIONAL

Los datos utilizados para la realización del presente estudio (2005-2019) muestran que el águila real mantiene en la región una tendencia estable en la actualidad (Tabla 8). Según la tasa de crecimiento poblacional (K) para la población extremeña en este periodo, el valor obtenido ( $K=0,99$ ) se traduce en un pequeño descenso poblacional de menos del 1% (de 116 a 115 parejas) (Figura 20). Como se observa la población manifiesta una elevada estabilidad en torno a esa cifra de 115 parejas la mayor parte de las temporadas. Las únicas oscilaciones de mayor envergadura (periodos 2006-07 o 2017-18; Figura 21) probablemente sean debidas a la propia dinámica de trabajo de los agentes o técnicos de la administración, así como a posibles cambios en la metodología empleada y consideración de parejas seguras/probables, más a cambios reales en la población.

Esta estabilidad de la población regional en su conjunto es el resultado, analizando los distintos núcleos poblacionales, de una estabilidad poblacional manifiesta en la mayoría de ellos, en los cuales no se observan grandes diferencias en cuanto al número de parejas a lo largo del periodo de estudio se refiere (Tabla 8). Como tal, las tasas de crecimiento de la población de las diferentes áreas geográficas se mantienen en torno a valores cercanos al 1, indicador de estabilidad (Figura 20). Aquellas áreas con tasas negativas de crecimiento (sistema Central, Tajo Internacional-Alagón, sierra de San Pedro o La Siberia), 1-2% anual en promedio, probablemente estén condicionadas por valores elevados en la estima de los años 2006-07 ya señalados anteriormente. Por el contrario, los núcleos de Monfragüe-valle del Tajo y sierra Morena presentan una evolución positiva (2% anual) en estos últimos años. El resto de poblaciones (Villuercas-Ibores-Jara, La Serena o sierras Centrales-valle del Matachel se muestran como las más estables ( $K=1$ ) en el tiempo (Figura 20).



**Figura 20.** Tasas de crecimiento poblacional (K) de águila real (*Aquila chrysaetos*) durante el periodo de estudio (2005-2019) en cada uno de los núcleos poblacionales estudiados.

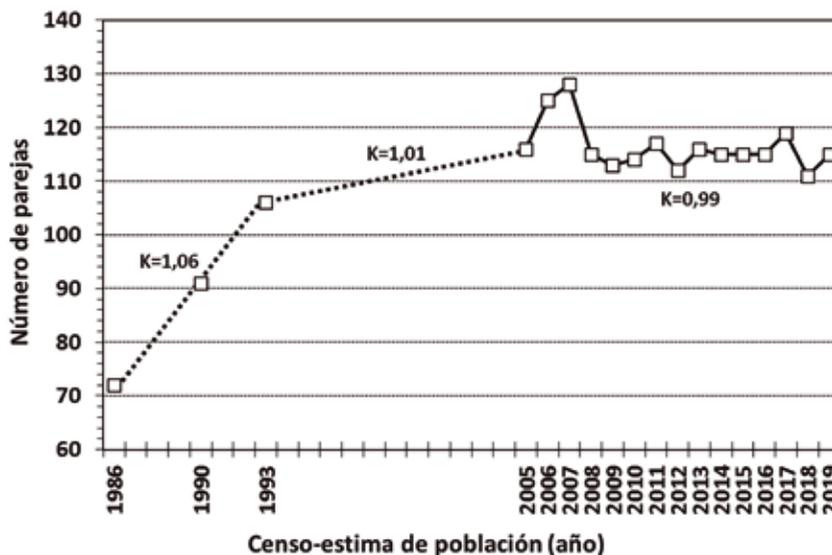
La actual tendencia definida por una marcada estabilidad poblacional contrasta con la observada en la especie durante los últimos años del siglo XX (Figura 21). Así, analizando la evolución desde los primeros trabajos y estimas regionales completas (1986, 1990 y 1993) se puede observar un importante incremento en la estima de población extremeña durante esta década, con una tasa de crecimiento medio anual del 6%. Desde este momento y hasta el presente trabajo, periodo en el que existen estimas de la población regional de la especie, esta parece haber mantenido un ligero pero continuo aumento, aunque de forma menos acusada ( $K=1,01$  o incremento del 1% medio anual), pasando de 105 a 116 parejas. Tras ello, ya en el periodo correspondiente al presente estudio y como se ha indicado anteriormente, la población reproductora en Extremadura mantiene una tendencia estable (Figura 21).

Estas diferentes tendencias entre distintos periodos probablemente reflejen no sólo un incremento real de la población reproductora, sino también y sobre todo un continuado y mejor conocimiento y prospección del territorio, al igual que ya se ha apuntado tanto a nivel nacional (del Moral, 2009) como regional (Prieta, 2009). Es importante tener en cuenta en este sentido la falta de precisión de los primeros trabajos debido, entre otros factores, a la dificultad propia de los censos, inexistencia de muestreos previos, escasez de personal técnico y al estudio incompleto del territorio. No obstante, los fuertes incrementos poblacionales en estas décadas finales del siglo XX han de reflejar también las malas praxis (persecución directa, muerte de ejemplares por tendidos eléctricos, venenos, etc.) que venía sufriendo la especie durante la segunda mitad del pasado siglo y cuyo cese en este periodo debe también haber repercutido en un aumento poblacional verdadero.

En general, coincidimos con Prieta (op cit.) en que la mayoría de los nidos/territorios tradicionales para la especie se mantienen entre censos, pero existen casos constatados tanto de abandono de territorios como de desplazamiento y ocupación a otros nuevos, especialmente en zonas relativamente llanas donde la especie nidifica en árboles y es mucho más difícil su detección.

COMARCA	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Sistema Central	8	10	10	7	7	7	7	6	7	7	7	7	7	7	7
Sierra de Gata-Hurdos	3	5	5	3	3	3	3	2	1	1	1	1	1	1	1
Sierra de Gredos	5	5	5	4	4	4	4	4	6	6	6	6	6	6	6
Tajo Internacional-Alagón	14	16	15	12	13	14	16	12	11	11	11	13	15	11	11
Riberos del Alagón	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Tajo Internacional	12	14	13	10	11	12	14	10	9	9	9	11	13	9	9
Monfragüe y Valle del Tajo	14	15	16	16	17	18	17	19	19	18	20	18	18	18	18
Villuercas-Ibores-Jara	16	16	16	16	14	16	16	17	19	16	15	15	16	15	17
Villuercas-Ibores-Jara	11	11	11	12	10	10	10	11	13	11	10	11	11	11	12
Villuercas-oeste	5	5	5	4	4	6	6	6	6	5	5	4	5	4	5
Sierra de San Pedro	6	6	6	6	6	6	6	5	5	5	5	5	5	4	5
La Siberia	13	15	15	12	12	9	9	9	11	11	11	11	11	10	10
La Serena	14	14	14	14	13	12	12	12	12	12	13	13	14	14	14
Sierras Centrales- Matachel	23	23	24	24	21	21	23	21	21	22	21	22	22	21	22
Sierras Centrales de Badajoz	9	9	9	9	9	8	10	9	9	9	9	9	9	9	9
Sª Hornachos-Valle Matachel	14	14	15	12	12	13	13	12	12	13	12	13	13	12	13
Sierra Morena	8	10	12	11	10	11	11	11	11	13	12	11	11	11	11
Sierra-Dehesas del So	0	1	2	1	1	2	1	1	1	2	2	2	2	2	2
Sierra Morena-Campaña Sur	8	9	10	10	9	9	10	10	10	11	10	9	9	9	9
<b>TOTAL EXTREMADURA</b>	<b>116</b>	<b>125</b>	<b>128</b>	<b>115</b>	<b>113</b>	<b>114</b>	<b>117</b>	<b>112</b>	<b>116</b>	<b>115</b>	<b>115</b>	<b>115</b>	<b>119</b>	<b>111</b>	<b>115</b>

**Tabla 8.** Evolución de la población reproductora (en número de parejas estimadas) de águila real (*Aquila chrysaetos*) en Extremadura en el periodo de estudio.



**Figura 21.** Evolución del número de parejas reproductoras de águila real (*Aquila chrysaetos*) a lo largo de los distintos censos realizados en Extremadura (1986-2019). Se indica la tasa de crecimiento (K) para cada uno de los periodos considerados. Fuentes: Ferrero et al. (1986), Arroyo et al. (1990), Sánchez y Rodríguez (1994), Prieta (2009) y presente estudio (2005-19).

#### 14. LA ESPECIE Y LOS ESPACIOS PROTEGIDOS DE EXTREMADURA

La Red de Áreas Protegidas de Extremadura se encuentran amparada por la Ley 8/1998, de 26 de junio, de Conservación de la Naturaleza y Espacios Naturales de Extremadura (modificada por la Ley 9/2006, de 23 de diciembre) y está constituida por:

La Red de Espacios Naturales Protegidos de Extremadura (RENPEX): Parques Naturales, Reservas Naturales, Monumentos Naturales, Paisajes protegidos, Zonas de Interés Regional, Corredores Ecológicos y de Biodiversidad, Parques Periurbanos de Conservación y Ocio, Lugares de Interés Científico, Árboles Singulares y Corredores Ecoculturales.

La Red Natura 2000 (Natura 2000): Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA) y Zonas de Especial Conservación (ZEC; antes Lugares de Importancia Comunitaria, LIC).

Otras figuras de protección: Parques Nacionales, Reservas de la Biosfera, Áreas privadas de Interés Ecológico y Zonas Ramsar.

Sobre esta base y tipología de áreas se puede decir que en la actualidad (2019) 79 parejas, casi el 70% de la población reproductora y 38 territorios abandonados (61% de estos), se encuentra dentro del conjunto de áreas protegidas de Extremadura (Tabla 9 y Figura 22).

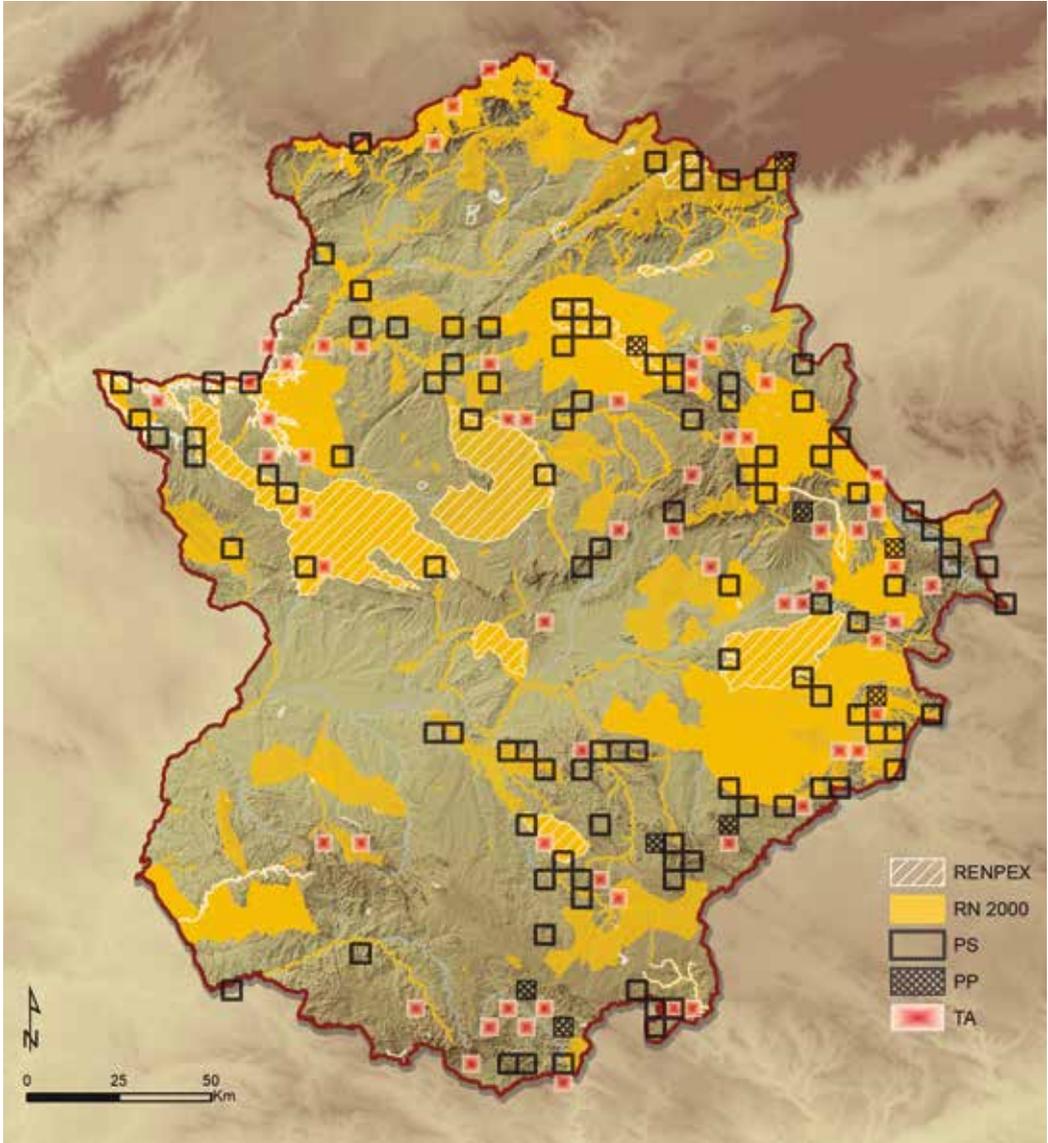
En particular, el 22% de las parejas (25) o territorios (39) habita en espacios RENPEX con una elevada figura de protección, véase Parques Nacionales, Parques Naturales, Reservas Naturales o zonas ZIR (antes ZEPAS). Este porcentaje asciende a más del 67% de la población (63% de territorios) cuando consideramos espacios de la Red Natura 2000, especialmente zonas ZEPA (66 parejas). No obstante, hay que tener en cuenta el solapamiento entre las distintas figuras de protección, por lo que un mismo territorio puede estar catalogado bajo distintas figuras de protección. En cualquier caso, este elevado porcentaje de parejas/territorios dentro de espacios protegidos pone de manifiesto la idoneidad del diseño y declaración de estos para la protección de esta y otras especies de grandes rapaces.

	PAREJAS ESTIMADAS (PS+PP)	TERRITORIOS ABANDONADOS (TA)	TOTAL TERRITORIOS (TT)
RENPEX*	25 (21,8%)	14 (22,6%)	39 (22,0%)
Natura 2000 (ZEC+ZEPA)*	77 (67,0%)	35 (56,5%)	112 (63,3%)
Áreas protegidas (RENPEX + Natura 2000)	79 (68,7%)	38 (61,3%)	117 (66,1)
Áreas no protegidas	36 (31,3%)	24 (38,7%)	60 (33,9%)
<b>EXTREMADURA</b>	<b>115 (100,0%)</b>	<b>62 (100,0%)</b>	<b>177 (100,0%)</b>

**Tabla 9.** Distribución en Espacios Naturales Protegidos de la población reproductora y territorios (número y porcentaje) del águila real (*Aquila chrysaetos*) en Extremadura en 2019. \*Existe solapamiento espacial entre figuras de protección, especialmente RENPEX y Natura 2000.

En cuanto a las principales áreas protegidas para el águila real en cuanto al número de parejas / territorios que albergan en su interior destacan espacios como el “Parque Nacional y ZEPA-ZEC de Monfragüe y Dehesas del Entorno” (10 parejas, 6 de ellas en el P.N.) y las ZEPAs “La Serena y sierras periféricas” (8), “Las Villuercas y valle del Guadarranque” (7), “sierra de San Pedro (6) o “sierras Centrales de Badajoz” (5) (ver Tabla 10). Por otro lado, el Parque Natural del Tajo Internacional (5 parejas reproductoras) es el espacio natural con mayor número de territorios (12), aunque con una elevada tasa de abandono (7). En este sentido y contrariamente a este caso particular, destaca el hecho de que estas grandes áreas protegidas muestran una tasa de abandono del territorio muy baja por parte de la especie (Tabla 10).

Finalmente, es importante mencionar que el 30% de las parejas se localizan en territorios sin ningún tipo de protección medioambiental. En el caso de Extremadura, estas parejas o territorios abandonados (36 y 24 respectivamente), se encuentran mayoritariamente localizados en el SE de la provincia de Badajoz, especialmente en las estribaciones de sierra Morena, valle del Matachel y pequeñas serranías cercanas; la población cacereña de águila real, con la excepción de unas pocas parejas del área de las Villuercas-oeste, se encuentra en el interior de espacios naturales protegidos (ver Figura 22). Aunque no existen estudios acerca de la evolución del número/ porcentaje de parejas dentro de áreas protegidas a lo largo del tiempo, los datos existentes en las fuentes bibliográficas consultadas ponen de manifiesto el incremento del contingente poblacional que se encuentra dentro de estos espacios. En este sentido, Gragera (1994) informa de cómo sólo 6 de las 43 parejas (14%) asentadas en la provincia de Badajoz, se encuentran dentro de espacios protegidos, mientras Sánchez y Rodríguez (1994) exponen que el 8% de la población de la especie nidifica en Parques Naturales (Monfragüe, Cáceres) y, por último, Prieta (2019) cita que en 2006 la ZEPA de Monfragüe alberga 25 parejas de grandes águilas, entre las que se incluye el águila real, además de que el 56% de estas grandes águilas se encuentran dentro del Parque Nacional.



**Figura 22.** Relación de los territorios de águila real (*Aquila chrysaetos*) con la Red de Áreas Protegidas (RENPEX) y Red Natura 2000 de Extremadura en 2019.

ÁREA PROTEGIDA DE EXTREMADURA	PAREJAS ESTIMADAS (PS+PP)	TERRITORIOS ABANDONADOS (TA)	TOTAL TERRITORIOS (TT)
Parque Nacional de Monfragüe*	6	1	7
Parque Natural del Tajo Internacional	5	7	12
ZEC-ZEPA Monfragüe y Dehesas del Entorno*	10	1	11
ZEC-ZEPA La Serena y Sierras Periféricas	8	1	9
ZEC-ZEPA Villuercas y Valle del Guadarranque	7	3	10
ZIR-ZEPA Sierra de San Pedro	6	2	8
ZEPA Sierras Centrales y Embalse de Alange	5	–	5
ZEPA Riberos del Almonte*	3	3	6
ZEC-ZEPA Puerto Peña-Sª de los Golondrinos	2	4	6
ZEPA Embalse de Alcántara	3	2	5
<b>EXTREMADURA</b>	<b>115</b>	<b>62</b>	<b>177</b>

**Tabla 10.** Áreas protegidas de Extremadura que albergan las mayores poblaciones reproductoras o territorios del águila real (*Aquila chrysaetos*) en Extremadura. \*Solapamiento de figura y superficie.

## 15. SELECCIÓN DEL HÁBITAT

### 15.1. MACROESCALA: PAISAJE

#### 15.1.1. Introducción

Para evaluar el estado de conservación de una especie y proponer medidas efectivas para la mejora de sus poblaciones mediante la gestión y conservación de su hábitat, es necesario no solo conocer la distribución de dicha especie sino también los factores ambientales, geográficos y bióticos que determinan la localización de sus territorios, lugares de nidificación, alimentación, etc. El análisis de estos factores a distintas escalas geográfico-ambientales mediante los modelos de distribución de especies son hoy día ampliamente utilizados (Barbosa *et al.*, 2013) en ecología, conservación y gestión de la propia especie (Jiménez-Valverde y Lobo, 2007). Estos modelos atienden a la necesidad de conocer las razones por las cuales un evento (presencia de la especie) se da en un punto determinado y la probabilidad que hay que tal situación se de en cualquier punto de su teórica área potencial de distribución (Real *et al.*, 2006).

Estos modelos basados en la probabilidad de ocurrencia de las especies pueden desarrollarse mediante herramientas diversas, pero existen algunas diferencias entre ellas. En el caso de los derivados directamente de una clasificación mediante una regresión logística, se produce un sesgo hacia el evento más abundante en la muestra (presencia o ausencia de la especie) (Real *et al.*, 2006), circunstancia esta que es independiente del modelo (Hosmer y Lemeshow, 1989; Rojas *et al.*, 2001). Por lo tanto, si la proporción en el territorio estudiado

de presencias y ausencias no es uniforme, difícilmente la probabilidad de presencia de la especie en un punto dado se ajustará a la realidad, ya que el modelo sesgará esta probabilidad hacia el evento más abundante (Real et al., 2006). Para solucionar algunos de los problemas planteados por la desigual frecuencia de presencias/ausencias en los estudios de distribución de especies (Real et al., 2006) proponen la función de favorabilidad que proporciona valores conmensurables independientemente de cuál sea la proporción de presencia/ausencia en nuestros datos. En este caso, la favorabilidad mide el grado en que las condiciones locales permiten una probabilidad mayor o menor que la esperada por azar (esta probabilidad al azar se define como la prevalencia total del evento; Acevedo y Real 2012).

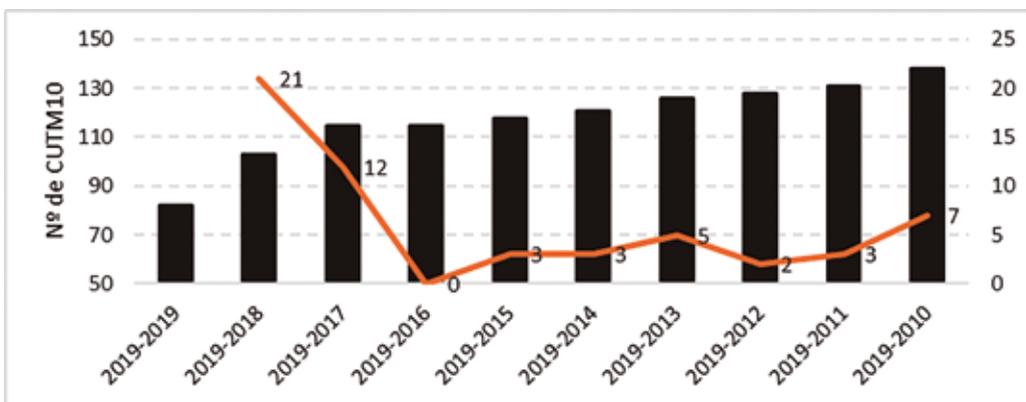
En el presente apartado se pretende acometer el modelo de distribución o favorabilidad del águila real en Extremadura mediante la metodología propuesta por Real et al. (2006), la cual ha sido utilizada en numerosos estudios (Muñoz et al., 2005; Casto et al., 2008; Acebedo et al., 2011; Pulido et al., 2018; Romero et al., 2019).

### 15.1.2. Material y métodos

#### 15.1.2.1. Obtención y descripción de los datos y variables utilizadas

La base del presente estudio lo constituyen los datos de censo y distribución del águila real que provienen de los censos anuales llevados a cabo por los agentes del Medio Natural y personal técnico de la Dirección General de Medio Ambiente de la Junta de Extremadura en el periodo de estudio (2005-2019). En estos controles se localizan puntualmente los nidos de la especie y se realiza un seguimiento de su biología y parámetros reproductores. Para llevar a cabo el análisis de la favorabilidad en el área de estudio se tomó como base geográfica las cuadrículas UTM de 10 x 10 kilómetros (Muñoz et al., 2005), considerándose como favorables aquellas que han tenido al menos una presencia de la especie como reproductora (pareja segura, probable y territorio ocupado) para en el periodo de estudio.

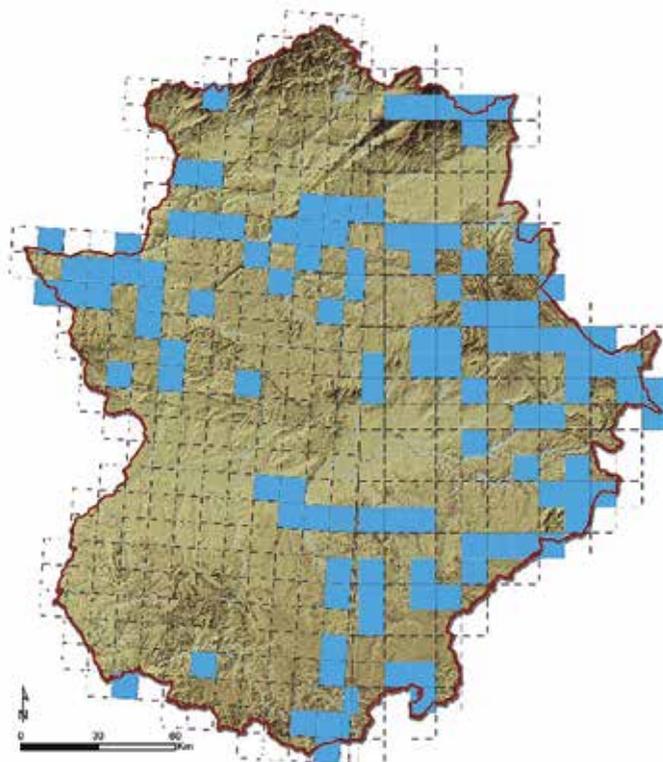
Analizando la frecuencia acumulada de la presencia de la especie en estas cuadrículas (Figura 23) se observó que tras los tres primeros periodos su número se estabiliza con incrementos muy inferiores a los alcanzados en primer lugar. Según ello, se estableció el periodo 2017-2019 como el indicador idóneo de la localización espacial actual de esta especie en Extremadura, acumulando dicho periodo el 83,3% del total del área de presencia de la especie en los últimos 10 años (2010-2019). Siguiendo este criterio, se optimiza el mayor número de cuadrículas con el menor número de años, evitando así la inclusión de territorios abandonados por la especie que no sean representativos para su distribución espacial actual.



**Figura 23.** Número de cuadrículas UTM de 10 km de lado con presencia del águila real (*Aquila chrysaetos*) por periodos acumulativos (negro) y su incremento respecto al periodo anterior (naranja).

De acuerdo con este protocolo, se obtuvieron 115 de un total de 516 cuadrículas UTM con presencia de la especie, es decir, el 24,1% del territorio extremeño (Figura 24).

Los factores que potencialmente pueden influir en la presencia de la especie en un área quedan definidos por todo un conjunto de variables explicativas de diferente tipología. La misma malla de cuadrículas UTM utilizada anteriormente para definir la presencia/ausencia de la especie fue utilizada para extraer los valores de este conjunto de variables, obtenidas de múltiples fuentes y bases de datos (Anexo 1). Este listado de variables fue clasificado en las siguientes tipologías: variables topográficas, espaciales, climáticas y antrópicas por un lado y, variables de uso del suelo, paisaje, vegetación y relacionadas con la caza y la ganadería. Todas las variables, presentan una resolución espacial mínima de al menos 1 km y máxima de 2,5 metros y se homogenizaron transformando todos los datos ráster a una resolución de 25 metros de lado, recortándose por los límites de la comunidad autónoma de Extremadura. Esta misma resolución fue también tomada para la transformación de los datos de distancias y densidades provenientes de capas vectoriales.



**Figura 24.** Presencia de águila real (*Aquila chrysaetos*) (azul) en la malla de cuadrículas UTM de 10 km de lado.

#### 15.1.2.2. Análisis de los datos.

Para cada UTM se calcularon los datos medios de las variables anteriores a considerar en el modelo de favorabilidad. Para ello, se utilizaron las herramientas de estadística zonal del software ArcGIS 10.1, salvo los datos de porcentaje de usos del suelo que fueron calculados mediante la intersección de las capas vectoriales de las cuadrículas UTM y la cartografía del Corine Land Cover,

utilizándose para ello el mismo software. Los cálculos y tratamientos estadísticos de estos datos para el análisis de la favorabilidad se realizaron mediante el software SPSS versión 27 y hojas de cálculo Excel del paquete Microsoft Office 365.

Inicialmente y sobre el conjunto del total de 91 variables se llevó a cabo un análisis de regresión logística binaria de la presencia/ausencia de la especie respecto a cada una de ellas a fin de obtener un subconjunto de variables predictivas significativas (Muñoz y Real, 2006). Se obtuvo la significancia individual de cada variable dentro del modelo y se seleccionaron aquellas bajo una Tasa de Descubrimiento Falso (FDR, siglas del inglés *False Discovery Rate*) (Benjamini y Hochberg, 1995) de  $q < 0.05$  (Benjamini y Yekutieli, 2001). Esta metodología ha sido propuesta en investigaciones de procesos ecológicos para evitar el aumento de hallazgos falsos cuando se analiza un gran número de variables debido al aumento del error de tipo I (García, 2003).

Las variables seleccionadas mediante la técnica anterior se utilizaron de nuevo en un análisis de regresión logística binaria por pasos hacia adelante como variables independientes y la relación de presencias y ausencias de la especie como variable dependiente, manteniendo un umbral de significación de 0,05 para la inclusión de cada variable en el modelo y de 0,10 para su eliminación (Acebedo *et al.*, 2011). Con él se obtuvieron las variables finales del modelo, estableciendo para cada una de ellas su peso en la ecuación ( $\beta$ ), el error típico (E.T.), su importancia en el modelo (Wald), su significación estadística (Sig.) y la estimación de los Odd Ratio ( $\text{Exp}(\beta)$ ) (Real *et al.*, 2006). De igual manera, se obtuvieron los valores de probabilidad total de presencia de la especie para cada cuadrícula UTM, calculados según la función:

$$P = \frac{e^y}{1 + e^y}$$

Donde  $P$  es la probabilidad de presencia de la especie,  $e$  es la base del logaritmo neperiano  $e$ ;  $y$  es una combinación lineal de variables seleccionadas, obtenida mediante la siguiente fórmula:

$$y = \alpha + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \dots + \beta_n x_n$$

Donde  $\alpha$  es una constante,  $x_n$  las variables que actúan como predictores espaciales,  $\beta_n$  sus respectivos coeficientes de peso en el modelo.

Los valores de probabilidad que resultan de la regresión logística no dependen sólo de las variables predictivas, sino también de la probabilidad al azar derivada de la proporción de presencias en el área de estudio que puede producir un sesgo importante hacia el evento más abundante en la muestra. Por ello, se aplica la función de favorabilidad que tiene en cuenta la proporción de ausencias y presencias estudiadas, y proporciona valores conmensurables independientes de estas (Real *et al.*, 2006).

$$F = \frac{e^y}{\frac{n_1}{n_0} + e^y}$$

Donde  $F$  es la favorabilidad,  $n_1$  el número de presencias,  $n_0$  el número de ausencias y  $e^y$  proveniente de los cálculos de probabilidad comentados con anterioridad.

De esta manera la favorabilidad resultante presenta la ventaja respecto de la probabilidad, de proporcionar un resultado independiente de la prevalencia (Acevedo y Real, 2012) y el valor de la favorabilidad responde únicamente al conjunto de variables utilizadas para construir el modelo, indicando el grado que esos factores favorecen (1) o desfavorecen (0) la presencia de la especie.

La respuesta gráfica espacial de estos resultados puede ser visualizada de diferentes formas según se establezcan el número de clases y los puntos de corte de las mismas. En nuestro caso, primero se definieron 10 clases (pasos regulares de 0,1)<sup>(a)</sup> y segundo tres categorías<sup>(b)</sup> que indican las zonas desfavorables (<0,2) cuya relación de probabilidades medias es 4:1 y zonas favorables (>0,8) donde esas probabilidades son menores que 1:4. Las zonas restantes (0,2-0,8) se consideran como zonas de favorabilidad intermedia (Castro *et al.*, 2008).

Para conocer estadística y espacialmente la importancia de las variables que entran en cada uno de los pasos hacia delante de la regresión del modelo, se estableció la favorabilidad para cada uno de estos pasos, comparándola con el total mediante una correlación de Pearson (Muñoz *et al.*, 2005). Las diferentes variables incluidas del modelo de favorabilidad pertenecientes a distintas tipologías (climáticas, topográficas, de usos del suelo, paisaje, vegetación, etc.) pueden ser agrupadas en factores ambientales bióticos y abióticos, así como factores en los que interviene directamente la mano del hombre (antrópicos). Para conocer el peso o porcentaje que explica cada factor dentro del modelo de favorabilidad se realizó un procedimiento de partición de la varianza (Legendre y Legendre, 1998), realizando una regresión logística para cada grupo de variables agrupados por factores, y las combinaciones de las variables de estos tres factores entre sí, comparándolos con el modelo final del águila real mediante una correlación de Spearman, cuya inversa al cuadrado ( $1-R^2$ ) en tantos por uno explica la importancia de cada factor en el modelo.

Desde otro punto de vista, la favorabilidad no solo puede llegar a ser un indicativo de la distribución potencial de la especie sino también de la abundancia de parejas reproductoras que puede albergar una cuadrícula UTM de 10 km, por ello se relacionó el número de nidos presentes en cada cuadrícula para el periodo de estudio (2017-2019) con los resultados de favorabilidad mediante una correlación de Pearson (Acebedo *et al.*, 2011).

Una especie puede disponer en una misma área geográfica de zonas fuente donde la presencia de individuos en zonas de hábitat adecuado hace que la natalidad sea mayor que la mortalidad y esto facilite la propagación de individuos a otros territorios o, por el contrario, existir zonas sumidero donde predomine la mortalidad frente a la natalidad y reciba individuos de las zonas anteriores (Pulido *et al.*, 2018). Para conocer la existencia de estas zonas en la comunidad autónoma de Extremadura se establecieron por cuadrículas UTM las zonas con alta favorabilidad (>0,8) con presencia de la especie, como zonas fuente; y las zonas con baja favorabilidad (<0,2) con presencia de la misma, como zonas sumidero.

### 15.1.2.3.- Evaluación del Modelo.

Como primer paso para la evaluación de los resultados se obtuvo la bondad de ajuste del modelo Hosmer y Lemeshow (HyL), donde se evalúa el ajuste global, especialmente para los modelos con covariables continuas y en estudios con tamaños de muestra pequeños como es el caso del águila real, siendo 1 si el ajuste de la probabilidad predicha se ajusta a la variable y buscando que no haya una significación ( $HyL > 0,05$ ) de las diferencias esperadas de probabilidad respecto de las observadas mediante una prueba chi-cuadrado (Hosmer y Lemeshow, 1989). En segundo lugar, se calculó el área bajo la curva (AUC), siendo la capacidad para clasificar correctamente los resultados cuanto más alto sea este valor ( $AUC \rightarrow 1$ ), considerándose resultados inadecuados los cercanos a 0,5 (Fielding y Bell, 1997). Por último, mediante una matriz de confusión se evaluaron los resultados de favorabilidad que dependen del número de presencias/ausencias de

la especie en cada una de las cuadrículas UTM, estableciendo el límite para considerar favorable o desfavorable una cuadrícula el valor de 0,5 (Anderson *et al.*, 2003). En concreto la subestima de la predicción (UPR, de sus siglas en inglés *Under Prediction Rate*), que establece el índice de zonas con presencia localizadas en cuadrículas por debajo del límite de favorabilidad (<0.5); y la tasa sobreestima de la predicción (OPR, en inglés *Over Prediction Rate*), que indica la cantidad de zonas con ausencia que estima como alta favorabilidad (Barbosa *et al.*, 2013).

### 15.1.3. Resultados

En primer lugar y mediante la técnica FDR se obtuvieron un total de 41 variables significativas que fueron incluidas en el modelo final de regresión logística paso a paso. Este (11 pasos), incluyó al final únicamente 9 variables explicativas cuya significancia fue menor de 0,05 en todos los casos (Tabla 11).

De este subconjunto de variables, cinco de ellas obtuvieron una componente ( $\beta$ ) o influencia positiva en la favorabilidad de la especie (densidad de caza mayor, diferencias altitudinales, estacionalidad térmica, diversidad paisajística y la irregularidad topográfica); mientras, negativamente se incluyeron cuatro (precipitación de los meses de verano, longitud de carreteras, número de núcleos de población y porcentaje de bosque).

Las variables con mayor peso en el modelo (Wald) fueron el índice de diversidad del paisaje (+), la precipitación veraniega (-) y el rango o diferencia altitudinal en la cuadrícula UTM (+), con valores muy similares entre ellas (Tabla 11). Tras estos factores principales y con un peso específico mucho menor en el modelo, se encuentran la densidad de caza mayor (+), el número de núcleos de población (-) o la irregularidad topográfica (+); el resto de las variables incluidas significativamente en el modelo, caso de la longitud de carreteras (-) o la extensión de bosques (-), mostraron por su parte una influencia mucho menor a variables anteriores (Tabla 11).

	VARIABLES	B	E.T.	WALD	SIG.	EXP(B)
1	CazaMa(+)	0,064	0,018	12,566	0,000	1,066
2	AltRan(+)	0,004	0,001	17,185	0,000	1,004
3	Psum(-)	-0,011	0,002	18,074	0,000	0,990
4	LongCarr(-)	-0,208	0,093	4,983	0,026	0,812
5	Test(+)	0,186	0,067	7,732	0,005	1,205
6	NumPobla(-)	-3314	1124	8,686	0,003	0,000
7	Shdi(+)	1,873	0,415	20,323	0,000	6,506
8	Tri(+)	0,428	0,147	8,474	0,004	1,534
9	Bosq(-)	-0,030	0,014	4,463	0,035	0,970
	<b>Constante</b>	<b>-13,289</b>	<b>3,878</b>	<b>11,745</b>	<b>0,001</b>	<b>0,000</b>

**Tabla 11.** Variables en el último paso (paso 11) de la regresión logística por pasos hacia delante de 41 variables independientes, ordenadas por su inclusión en el modelo y los coeficientes del parámetro de la ecuación ( $\beta$ ), error típico (E.T.), su importancia en el modelo (Wald), su significación estadística (Sig.) y la estimación de los Odd Ratio (Exp(B)) para cada una de ellas.

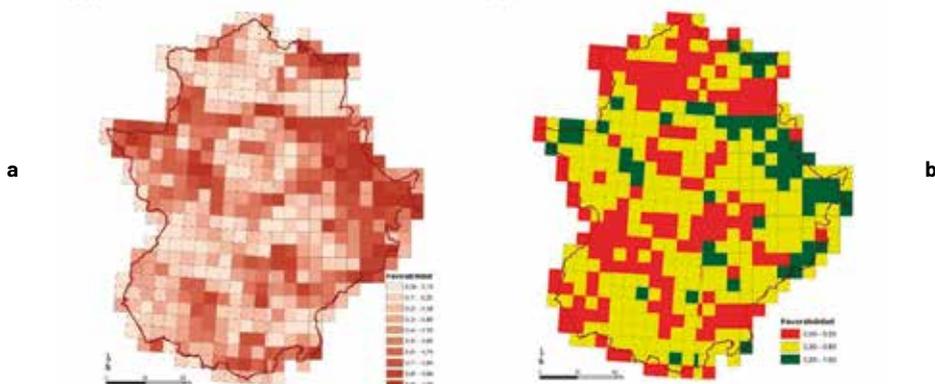
Los valores de bondad del modelo indican un buen ajuste de la capacidad de discriminación de los resultados con un área bajo la curva superior al 85% (AUC=0,853), no encontrando diferencias significativas (<0.05) entre lo observado y lo esperado en la prueba de Hosmer y Lemeshow (HyL=0,830). Según ello, la subestima de la predicción (UPR=0,074) establece pocas zonas con presencia de la especie en cuadrículas con valores de favorabilidad bajos y, por el contrario, los valores altos de sobre predicción (OPR=0,526) demuestran la existencia de una gran área potencial para la especie en Extremadura, con abundantes zonas con elevada favorabilidad donde la especie se encuentra actualmente ausente.

En particular, el modelo obtenido en nuestro estudio señala que casi el 40% del territorio regional muestra favorabilidad para la especie, mientras algo más del 60% es desfavorable (Tabla 12). Por su parte, la matriz de confusión relativa al número de cuadrículas con presencia/ausencia en zonas favorables/desfavorables confirma lo señalado anteriormente (Tabla 2); así, el 80% de las parejas de águila real en Extremadura se localizan en áreas favorables (91/115), aunque un nada despreciable 20% tiene lugar en zonas con favorabilidad inferior a 0,5. El modelo pone de manifiesto asimismo que más del 50% (101/192) del área de distribución favorable y potencial para la especie no se haya ocupada en la actualidad por parejas reproductoras

Nº CUTM10	PRESENCIA	AUSENCIA
Favorable	91	101
Desfavorable	24	300

**Tabla 12.** Matriz de confusión del número de cuadrículas con presencia/ausencia en zonas favorables/desfavorables en Extremadura.

Los resultados geográfico-espaciales muestran, como no podía ser de otro modo y confirmando los resultados numéricos anteriores, una gran variabilidad en el grado de favorabilidad del territorio extremeño para el águila real (Figura 25). Así, la especie encuentra zonas con una elevada favorabilidad en áreas serrano-montañosas del sistema Central (La Vera) y el arco de serranías formado por los Ibóres-Villuercas, Siberia-Cijara y sierras de la Serena especialmente. Junto a estas áreas, cuadrículas idóneas se localizan también a lo largo del valle del Tajo (Tajo internacional, riberos del Salor, Alagón o Monfragüe) en la provincia de Cáceres y, algunas áreas aisladas sitas en la sierra de San Pedro, sierras Centrales, sierra de Hornachos y el sur de la provincia de Badajoz. Al contrario, grandes extensiones de zonas con baja favorabilidad encontramos en el Campo Arañuelo y vegas de regadío del Tíetar y Alagón al norte del Tajo, llanos pseudoestepáricos de Cáceres-Trujillo, vegas del Guadiana, Tierra de Barros, Campiña-Sur o Dehesas del SO de Badajoz (Figura 25).



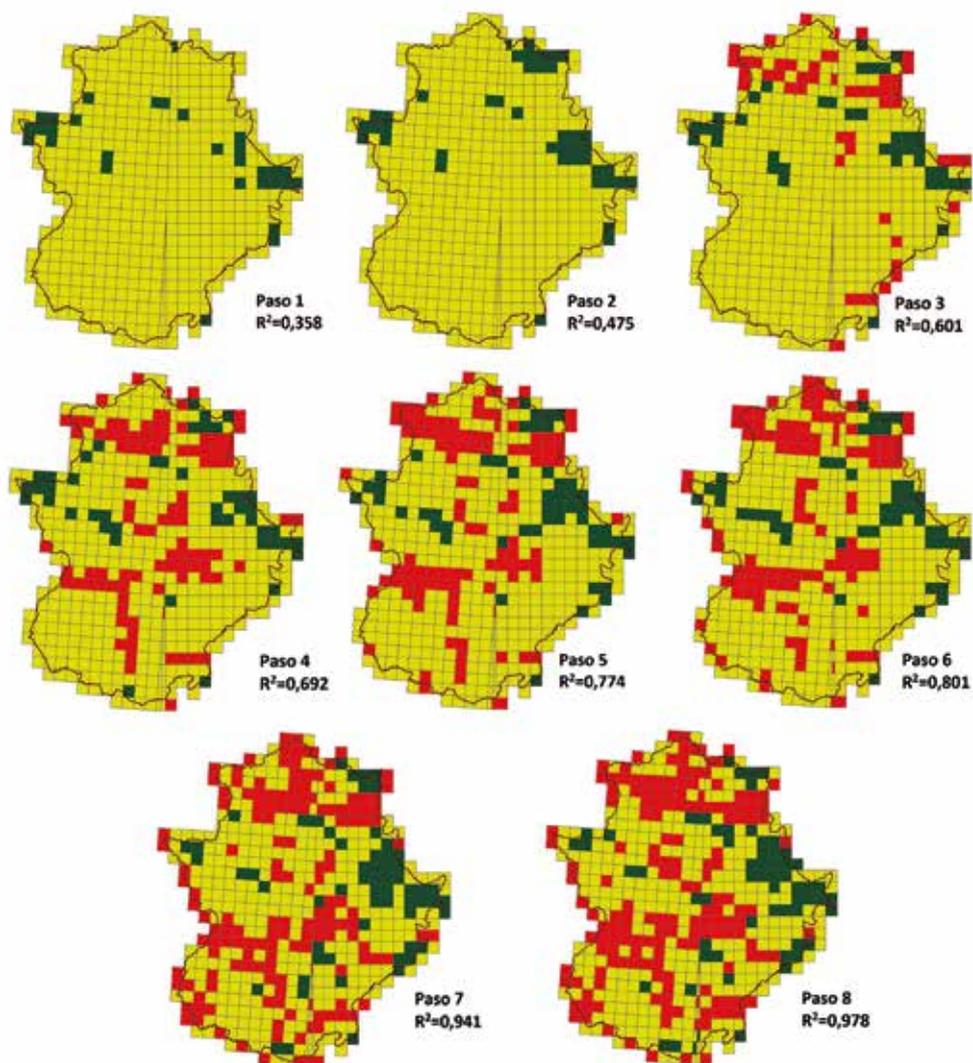
**Figura 25.** Resultados gráficos del grado de favorabilidad para el águila real (*Aquila chrysaetos*) en Extremadura. (a) 10 clases con pasos regulares de 0,1; (b) zonas desfavorables (<0,2), zonas intermedias (0,2-0,8) y favorables (>0,8).

Más del 80% ( $R^2=0,801$ ) de la favorabilidad para el águila real en Extremadura es explicada por las seis primeras variables que entran en el modelo (CazaMa, AltRan, Psum, LongCarr, Test y NumPobla; Tabla 11 y Figura 26). Este pequeño subconjunto de variables delimita a su vez por sí solas el 80% (51/66) de las áreas de mayor favorabilidad y casi el 70% (118/174) de menor favorabilidad para la especie en Extremadura respectivamente (Figura 26).

Casi el 50% de esta favorabilidad es explicada únicamente por las dos primeras variables o pasos del modelo (Figura 26); así, la combinación de CazaMa y AltRan, que definirían áreas agrestes (*sensu* cotos de caza mayor) con importantes desniveles altitudinales (indicador de sustratos de nidificación) permiten delimitar 42 cuadrículas con elevada favorabilidad, el 60% del total de estas en Extremadura (42/66). Por su parte y contrariamente, los dos siguientes factores acogidos por el modelo de regresión (Psum y LongCarr) nos permitirían localizar a gran escala las áreas desfavorables para la especie, zonas muy transformadas con gran densidad de carreteras, normalmente localizadas según mapa asociado, en entornos llanos y agrícolas de las principales vegas y áreas de cultivo de la región y que junto a las dos primeras variables explican el 70% de la varianza total del modelo (Figura 26). El resto de pasos del modelo de favorabilidad completan y delimitan espacialmente la casi totalidad (98%) de las áreas favorables/desfavorables para la especie en nuestra región considerando factores negativos como la presencia de núcleos de población (NumPobla) o positivos como la diversidad paisajística (Shdi) e índice de irregularidad topográfica (Tri) respectivamente (Figura 26). En este conjunto de variables tienen cabida también factores climáticos como la precipitación en los meses estivales (Psum) o la estacionalidad térmica (Test) de difícil interpretación desde una perspectiva causa-efecto para explicar la favorabilidad de la especie.

Del total de 9 variables seleccionadas por el modelo (Tabla 11), cuatro corresponden con factores ambientales abióticos, tres bióticos y solo dos a factores antrópicos (Figura 27 superior). A este respecto, un análisis complementario al anterior acerca del efecto de estos grupos de variables y la interacción entre las mismas sobre la favorabilidad para la especie pone de manifiesto nuevos resultados y permite matizar el efecto de diferentes grupos de factores (Figura 27 inferior). Así, se observa como por sí sólo cada uno de estos grupos de variables explica una parte similar de la variabilidad del modelo (23, 23 y 27% respectivamente). Los factores ambientales (abióticos y bióticos) se presentan como las variables más influyentes a la hora de explicar la favorabilidad de la especie (82%), mostrando una elevada importancia relativa en dicha relación causal la interacción entre ambos (36%). Por su parte, las variables antropogénicas consideradas por el modelo, también importantes como factores determinantes de la favorabilidad de la especie (27%) por sí solas, matizan a su vez el peso relativo de los factores anteriores, incrementando (7%) o disminuyendo (-8%) su capacidad explicativa respectivamente al interactuar con ellos (Figura 27 inferior).

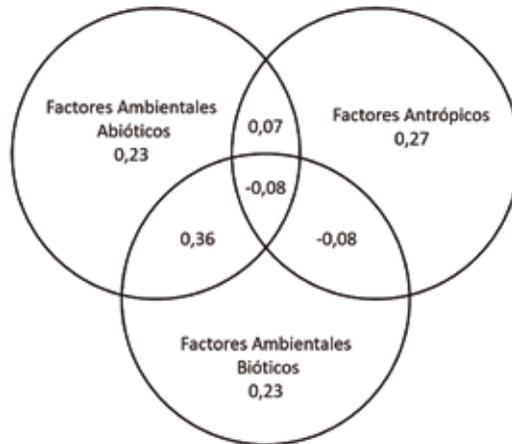
Desde otra perspectiva, la correlación entre el número de parejas reproductoras y los valores de favorabilidad por cuadrícula UTM resultó altamente significativa ( $R^2=0,180$ ;  $P<0,001$ ;  $N=516$ ), mostrando que los resultados del modelo no solo pueden ser un buen indicativo de la distribución potencial de la especie, sino también de la abundancia de parejas reproductoras que puede albergar una cuadrícula.



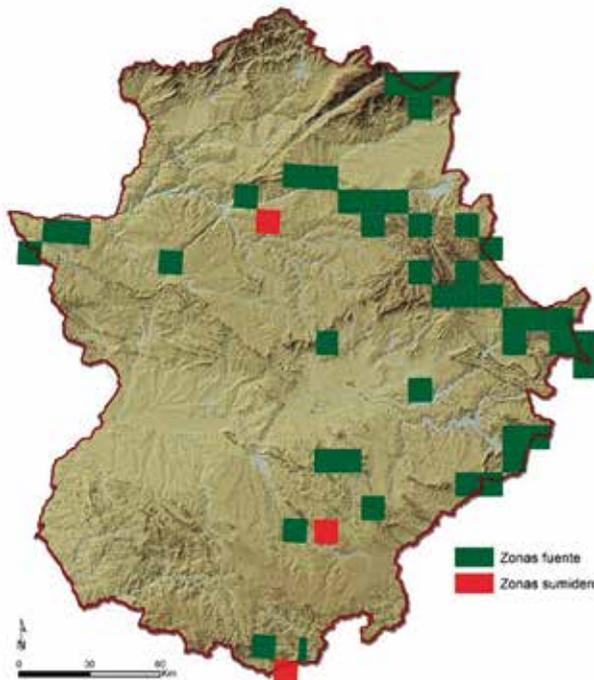
**Figura 26.** Resultados del coeficiente de determinación ( $R^2$ ) o varianza absorbida en cada paso de la regresión del modelo de favorabilidad del águila real (*Aquila chrysaetos*) en Extremadura.

Por último, un análisis por cuadrículas UTM de la dinámica de zonas fuente vs. zonas sumidero en Extremadura en relación con la distribución de la especie, pone de manifiesto que del total de cuadrículas ocupadas ( $n=115$ ), un 40% ( $n=44$ ) se localizan en áreas con elevada favorabilidad (ver antes) y por tanto habrían de ser consideradas como áreas fuente. Estas, coinciden a grandes rasgos con el sistema Central y serranías de Ibores-Villuercas, Siberia-Cijara y La Serena especialmente, junto a zonas del Tajo Internacional, sierras Centrales de Badajoz y algunas cuadrículas dispersas por otras áreas de la región. Al contrario, y dispersas por el área de estudio, la especie únicamente ocupa 3 cuadrículas (2,6%) consideradas desfavorables y por ello catalogadas como áreas sumidero (Figura 28). Según estos datos, casi el 60% del área de distribución de la especie en nuestra región ocuparía cuadrículas con un grado de favorabilidad intermedio.

FACTORES AMBIENTALES ABIÓTICOS	FACTORES ANTRÓPICOS	FACTORES AMBIENTALES BIÓTICOS
AltRan (+) Psum (-) Test (+) Tri (+)	LongCarr (-) NumPobla (-)	CazaMa (+) Shdi (+) Bosq (-)



**Figura 27.** Clasificación de variables por factores (superior) y resultados de la partición de la varianza (inferior) de los resultados de favorabilidad del águila real (*Aquila chrysaetos*) en estos factores en tantos por uno.



**Figura 28.** Zonas fuente (verde) y sumidero (rojo) del águila real (*Aquila chrysaetos*) en Extremadura.

## 15.2. MESOESCALA: TERRITORIO

### 15.2.1. Introducción

La palabra "hábitat" hace referencia al conjunto de factores ambientales físicos y biológicos que las especies utilizan para su supervivencia y reproducción (Block y Brennan, 1993). Mientras que el "uso del hábitat" se refiere al modo en el que un individuo o especie utiliza el mismo para satisfacer las necesidades de su historia vital (Hutto, 1985); por otro lado, la "selección del hábitat" para una especie se encuentra dirigida por la selección natural, la cual favorece a los individuos que son capaces de ocupar los mejores hábitats, maximizando su eficacia biológica (Fuller, 2012). Por tanto, la selección del hábitat está directamente relacionada con la calidad del mismo y la presencia de las poblaciones a largo plazo con el éxito reproductivo (Boulinier *et al.*, 2008). Para poder establecer planes de gestión y conservación adecuados, el estudio de esta relación entre las especies y sus hábitats es fundamental (Morrison *et al.* 1998; Jones, 2001).

En este contexto y en el presente epígrafe, se pretende determinar cuáles son las características o variables que modulan la presencia y ocupación de estas especies a una escala intermedia, el hábitat o territorio. Así, estos factores deben ser cuantificados con el objetivo de ser utilizados como variables explicativas para el desarrollo de modelos predictivos de su distribución (Donázar *et al.*, 1993; Martínez *et al.*, 1999; Sánchez-Zapata y Calvo, 1999; Sergio *et al.*, 2003), predicciones de gran utilidad en la conservación de especies silvestres amenazadas (Fielding y Haworth 1995, Edwards *et al.* 1996, Beutel *et al.* 1999, Guisan y Thuiller 2005) y sus relaciones entre sí (Sánchez-Zapata y Calvo 1999, Sergio *et al.* 2003).

Las aves rapaces, por lo general poseen territorios muy extensos y heterogéneos, aunque muestran una gran selectividad respecto al hábitat (Newton 1979; Janes, 1985; Tapia *et al.*, 2007; Watson, 2010). La selección de estos territorios está fuertemente asociada a ciertas variables (topografía, tipo de vegetación, disponibilidad de presas, presión humana, competencia intra interespecífica, etc.), que a su vez determinan a una escala menor la selección del hábitat de reproducción (ver después) (Newton, 1979, 1998; Janes 1985; Mosher *et al.*, 1987; Bosakowski y Speiser, 1994; Stern, 1998; McGrady *et al.*, 2002; Sergio *et al.*, 2003, 2004; Carrete *et al.*, 2008; Zabala y Zuberogoitia, 2014). Por tanto, el estudio de estos patrones de distribución en rapaces es muy útil, sobre todo en paisajes muy dinámicos donde las distintas variables que modulan el ecosistema muchas veces son difíciles de identificar (Sarasola *et al.* 2008; Rodríguez-Lado y Tapia 2012; Gonçalves *et al.* 2015; Regos *et al.* 2017; Tapia *et al.* 2017). Así pues, las rapaces y principalmente las de mayor tamaño, actúan como bioindicadores de cambios en los ecosistemas, pues son muy susceptibles a una gran variedad de alteraciones y amenazas (Donázar *et al.* 2016).

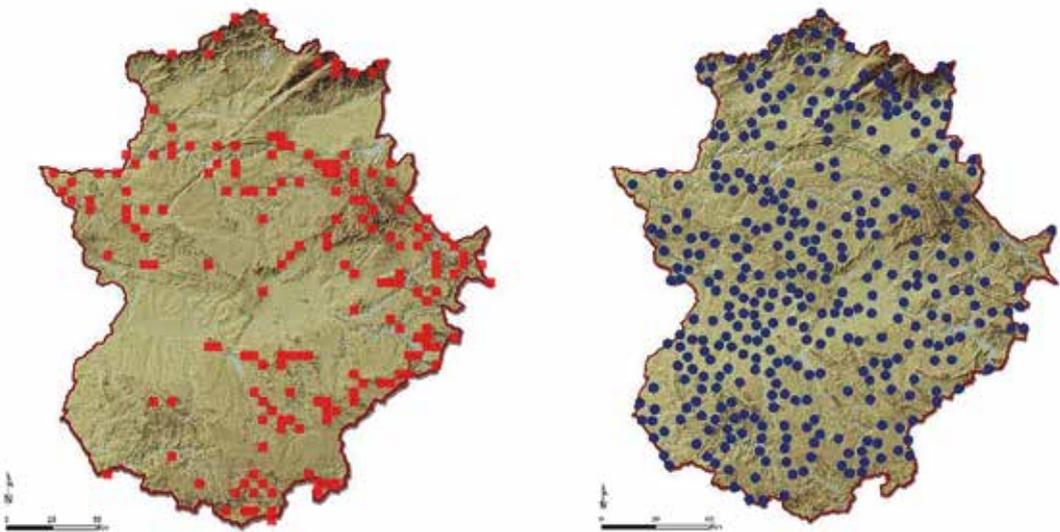
Las relaciones existentes entre las poblaciones del águila real y su territorio han sido estudiadas a lo largo de toda su distribución, tanto en el continente americano (Marzluff *et al.* 1997; Steenhof *et al.* 1997; McIntyre 2002) como en Europa (Watson y Dennis 1992; Pedrini y Sergio 2001, 2002; McGrady *et al.* 2002a). En la península Ibérica, el águila real presenta como área de campeo una clara predilección por los espacios abiertos como pastizales y zonas matorral mediterráneo (Arroyo *et al.*, 1990), donde la abundancia de las principales especies presa (conejo, liebre y perdiz) es mayor y existe un mayor éxito de caza (Palomares y Delibes 1997; Sánchez-Zapata 1999). No obstante y de forma general, las principales variables que condicionan el territorio de la especie son de naturaleza muy variada; existen factores biológicos como presencia y disponibilidad de alimento, interacciones socio-territoriales o condiciones ambientales (Jordano, 1981; Fernández y Leoz, 1986; Fernández y Insausti, 1990; Carrete *et al.*, 2000; López-López *et al.*, 2004). Del mismo modo, otro tipo de variables de origen antropogénico como son el uso del suelo y molestias humanas son determinantes en selección del territorio de estas grandes aves (López-López *et al.*, 2004; Tapia *et al.*, 2006, 2008, 2008a; Perona *et al.*, 2019).

## 15.2.2. Material y métodos

### 15.2.2.1. Obtención y descripción de los datos y variables utilizadas

Como en el epígrafe anterior la base del presente estudio lo constituyen las localizaciones de las diferentes parejas reproductoras de águila real en Extremadura, provenientes estas de los censos y controles anuales llevados a cabo por agentes y personal técnico de la administración ambiental en el periodo de estudio (2005-2019)(ver Figura 14). Para cada una de estas parejas, las cuales poseen varios nidos en su territorio, se seleccionó la plataforma principal de nidificación como centroide del territorio ocupado por dicha pareja. Sobre estas localizaciones o centroides se aplicó un buffer de radio igual a 2,75 km., distancia esta ajustada a los resultados obtenidos en este estudio acerca de las relaciones competitivas en la especie (ver después "17. Relaciones interespecíficas e intraespecíficas: Competencia"). Por otro lado, esta medida se asemeja bastante a la utilizada por otros autores tanto a nivel intraespecífico (Carrete *et al.*, 2000; López-López *et al.*, 2007), sino además con sus competidoras directas, el águila imperial ibérica (González *et al.*, 1992) y el águila perdicera (Gil-Sánchez *et al.*, 1996; Carrete *et al.*, 2002; López-López *et al.*, 2006).

Por otra parte, los estudios de selección de hábitat requieren de la comparación de las áreas de presencia de la especie con una selección de áreas aleatorias (ausencias) en proporción 1:2, a fin de garantizar su distribución y ocupación por toda el área de estudio (Morán *et al.*, 2005). En este sentido se crearon aleatoriamente 354 puntos, sobre cada uno de los cuales y al igual que anteriormente se estableció su respectiva área buffer (2,75 km de radio) (Figura 29). Asimismo, y como requerimiento metodológico, estas localizaciones habían de estar separadas por una distancia mínima de 5.500 m entre ellas, evitando igualmente el posicionamiento de su centroide sobre alguno de los grandes embalses existentes en la región y no pudiendo ser sus áreas coincidentes con ningún área de nidificación o presencia de la especie (Figura 29).



**Figura 29.** Centroides de las localizaciones de parejas de águila real en Extremadura (n= 177; rojo) durante el periodo 2005-2019 y localizaciones al azar (n=354; azul) generadas para el presente análisis.

Del mismo modo y al igual que para el análisis de favorabilidad esta capa vectorial de presencias y ausencias fue utilizada para extraer los valores de las diferentes variables explicativas que potencialmente pudieran explicar la selección de hábitat de la especie. Asimismo, estas variables fueron obtenidas de distintas fuentes y clasificadas en diferentes tipologías (topográficas, espaciales, climáticas, antrópicas, usos del suelo, paisaje, vegetación, carga ganadera y caza; Anexo 1). Todas estas variables, cuya resolución espacial mínima fue de al menos 1 km y máxima de 2,5 metros, se homogenizaron transformando los datos ráster a una resolución de 25 metros de lado y recortándose por los límites de la Comunidad Autónoma de Extremadura. Esta resolución fue también tomada para la transformación de los datos de distancias y densidades provenientes de capas vectoriales

#### 15.2.2.2. Análisis de datos.

Para cada una de estas áreas buffer de presencias y ausencias se calculó el valor de la totalidad de variables explicatorias mediante las herramientas de estadística zonal del software ArcGIS 10.1. Los cálculos y tratamientos estadísticos de estos datos se realizaron mediante el software SPSS versión 27 y la hoja de cálculo Excel del paquete Microsoft Office 365.

En paralelo al análisis de favorabilidad, en primer lugar, se llevó a cabo un análisis de regresión logística binaria de la presencia/ausencia de la especie respecto a cada una de las variables disponibles para crear un subconjunto de variables predictivas significativas (Muñoz y Real, 2006). Para ello se obtuvo la significancia individual de cada variable dentro del modelo y se seleccionaron el conjunto de aquellas variables significativas bajo una Tasa de Descubrimiento Falso (Benjamini y Hochberg, 1995) de  $q < 0,05$  (Benjamini y Yekutieli, 2001), para evitar el aumento de hallazgos falsos cuando se analiza un gran número de variables debido al aumento del error de Tipo I (García, 2003).

En segundo lugar y sobre este conjunto de variables se realizó un análisis de regresión logística binaria por pasos hacia adelante, tomando estas como variables independientes y la relación de presencias y ausencias de la especie como variable dependiente, manteniendo un umbral de significación de 0,05 para la inclusión de cada variable en el modelo y de 0,10 para su eliminación (Acebedo *et al.*, 2011). Mediante esta metodología se obtuvieron las variables finales del modelo, estableciendo para cada una de ellas su peso en la ecuación ( $\beta$ ), el error típico (E.T.), su importancia en el modelo (Wald), su significación estadística (Sig.) y la estimación de los *Odds Ratio* ( $\text{Exp}(\beta)$ ) (Real *et al.*, 2006).

De igual manera que para el análisis a escala de paisaje (cuadrículas UTM; ver apartado anterior), se obtuvieron los valores de probabilidad total y la favorabilidad de estas áreas (Real *et al.*, 2006). Igualmente, para la evaluación del modelo resultante se obtuvo la bondad de ajuste del modelo Hosmer y Lemeshow (HyL), donde se evalúa su ajuste global (Hosmer y Lemeshow, 1989), especialmente para los modelos con covariables continuas y los estudios con tamaños de muestra pequeños como es el caso del águila real, siendo 1 si el ajuste de la probabilidad predicha se ajusta a la variable y buscando que no haya una significación ( $\text{HyL} > 0,05$ ) de las diferencias esperadas de probabilidad respecto de las observadas mediante una prueba chi-cuadrado.

#### 15.2.3. Resultados

El análisis de regresión logística inicial y la técnica FDR asociada mostró un resultado de 55 variables significativas de un total de 89 variables iniciales, las cuales fueron incluidas en el modelo final de regresión logística. Posteriormente, la regresión logística en 10 pasos concluyó en un modelo de 10 variables explicativas y estadísticamente significativas ( $< 0,05$ ) en todos los casos (Tabla 13). Los valores de bondad del modelo no encontraron diferencias significativas ( $\text{HyL} > 0,05$ ) entre lo observado y lo esperado en la prueba de Hosmer y Lemeshow ( $\text{HyL} = 0,659$ ).

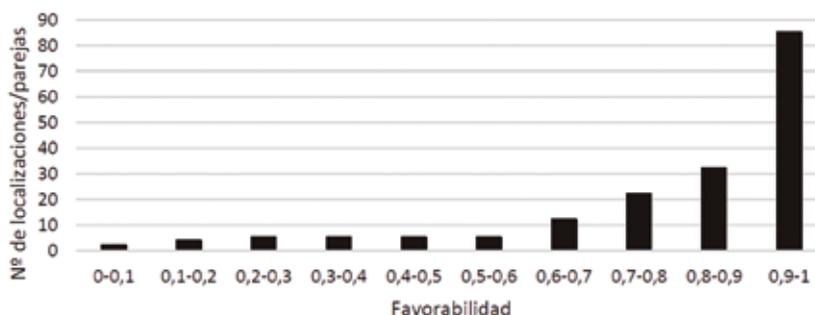
Destaca como principal variable del modelo, muy por encima del resto y en sentido positivo, la pendiente media del territorio, seguida de la precipitación en los meses de verano, en este caso de signo negativo.

Destacan con un peso intermedio y efecto positivo, la estacionalidad de la temperatura, la distancia a núcleos urbanos y el índice de diversidad de usos del área; mientras, la densidad en el número de parches tuvo un efecto negativo. Por último, aparece otro grupo de variables de menor peso específico, encabezadas por la orientación sureste (-), el porcentaje de presencia de repoblaciones de eucalipto (+), la superficie ocupada por embalses (+) y la orientación oeste (-) (Tabla 13).

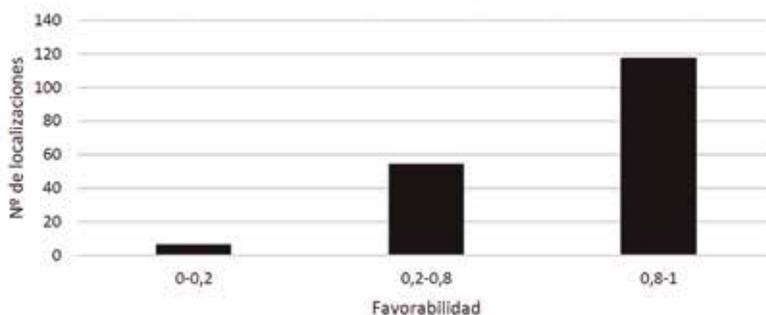
	VARIABLES	$\beta$	E.T.	WALD	SIG.	EXP(B)
1	Slope (+)	0,643	0,067	93,266	0,000	1,901
2	Psum (-)	-0,016	0,002	50,448	0,000	0,984
3	Test (+)	0,267	0,071	14,028	0,000	1,306
4	DistPobla(+)	0,000	0,000	21,207	0,000	1,000
5	Shdi (+)	2,567	0,548	21,967	0,000	13,029
6	Pd (-)	-1,802	0,460	15,313	0,000	0,165
7	SE (-)	-0,098	0,032	9,190	0,002	0,906
8	EUCSPP(+)	0,214	0,074	8,359	0,004	1,239
9	Embalses (+)	0,057	0,023	5,900	0,015	1,058
10	W (-)	-0,075	0,036	4,271	0,039	0,928
	Constante	-17,430	4,262	16,722	0,000	0,000

**Tabla 13.** Variables en el último paso de la regresión logística (Paso 10), ordenadas por su inclusión en el modelo.  $\beta$ : coeficientes del parámetro de la ecuación, E.T: error típico, Wald: importancia en el modelo, Sig.: significación estadística, Exp(B): estimación de los *Odd Ratio*.

Los resultados de favorabilidad del hábitat de las localizaciones de las parejas de águila real muestran como casi la mitad de estas localizaciones (n=85, 48%) se posicionan en el rango más alto de favorabilidad, encontrando solo dos parejas en la categoría más desfavorable (Figura 30). En paralelo, más del 65% de las localizaciones de la especie (n=115 parejas) se encuentran en zonas de alta favorabilidad (>0,8), mientras sólo 6 parejas se localizan en zonas teóricamente con baja favorabilidad (<0,2); el 31% restante de las localizaciones ocupadas por la especie tienen lugar en áreas clasificadas como con una favorabilidad intermedia (Figura 31).



**Figura 30.** Frecuencias del número de localizaciones de parejas (n= 177) del águila real (*Aquila chrysaetos*) en 10 clases con pasos regulares de 0,1.



**Figura 31.** Frecuencias del número de localizaciones de parejas (n= 177) del águila real (*Aquila chrysaetos*) en zonas desfavorables (<0,2), zonas intermedias (0,2-0,8) y favorables (>0,8).

### 15.3. MICROESCALA: LUGAR DE NIDIFICACIÓN

#### 15.3.1. Introducción

La limitación de recursos tiene consecuencias importantes sobre el tamaño de una población y la estructura de la comunidad, así como sobre el propio individuo (Newton, 1994). Uno de los grupos que se ve muy limitado por este factor, son las rapaces, cuyo éxito reproductivo y tamaño poblacional está restringido por la disponibilidad de recursos tróficos y zonas de nidificación (Newton, 1979; Ferguson-Lees y Christie 2001). No en vano, la existencia de lugares de nidificación actúa como factor limitante para la población reproductora de estas especies y por ende, presenta una gran influencia sobre el tamaño poblacional de las mismas (Newton, 1994; Cornelius *et al.*, 2008; Aitken *et al.*, 2012; Tapia y Zuberogoitia, 2018).

En el caso de grandes águilas como el águila real y perdicera, los hábitats rupícolas son zonas muy demandadas como lugares de nidificación; tal es la importancia de estos emplazamientos que en numerosas ocasiones se desencadenan interesantes eventos de competencia entre las mismas (Jordano, 1981; Fernández y Insausti, 1990; Fernández y Donázar, 1991; Sánchez-Zapata *et al.*, 1995; Gil-Sánchez *et al.*, 1996; Rico *et al.*, 1999; Carrete *et al.*, 2002).

La mayoría de los trabajos de selección de hábitat en rapaces centran sus esfuerzos en el estudio de estas áreas de nidificación, es decir, el microhábitat (microescala) (Fernández 1986; Donázar *et al.* 1989; Fernández 1993; Sánchez-Zapata y Calvo 1999; Carrete *et al.* 2000; Rico-Alcázar *et al.* 2001). Por ello es de importancia realizar este tipo de estudios en la región, no solo para conocer o identificar problemáticas y querencias de la especie, sino desde un punto de vista comparativo con otros trabajos a nivel nacional.

Los lugares de nidificación presentan características que pueden afectar al éxito reproductivo a través de la influencia que ejercen sobre el microclima al que los adultos y los pollos se encuentran expuestos durante un periodo crítico de su ciclo biológico (Fast *et al.*, 2007; Anttil *et al.*, 2014). En zonas donde las condiciones ambientales son adversas, proveen de protección a los pollos (Mearns y Newton, 1988; Fast *et al.*, 2007); mientras que la selección de lugares subóptimos puede provocar una mayor inversión parental: en zonas de bajas temperaturas, los adultos deben permanecer más tiempo en el nido con el objetivo de mantener temperaturas viables para la incubación de los huevos y proteger y transferir calor a los pollos (Weathers, 1985; Williams, 1993; Margalida y

Bertrán, 2000). Por el contrario, en áreas donde existan condiciones de calor extremo, los adultos deben incrementar el tiempo empleado en el nido para evitar el sobrecalentamiento de los pollos (Morán *et al.*, 2007).

Al igual que a escalas mayores, el lugar de nidificación se encuentra profundamente determinado por una serie de variables condicionantes que afectan a su ocupación como pueden ser el tipo de vegetación adyacente, altitud del sustrato, molestias antropogénicas o disponibilidad de trófica (Newton, 1979; Janes 1985; Mosher *et al.* 1987; Bosakowski y Speiser 1994; McGrady *et al.* 2002a, b; Sergi *et al.* 2004; Tapia y Zuberogoitia, 2018). Esta serie de factores toman una especial relevancia en grandes especies como es el caso del águila real (Watson, 2010).

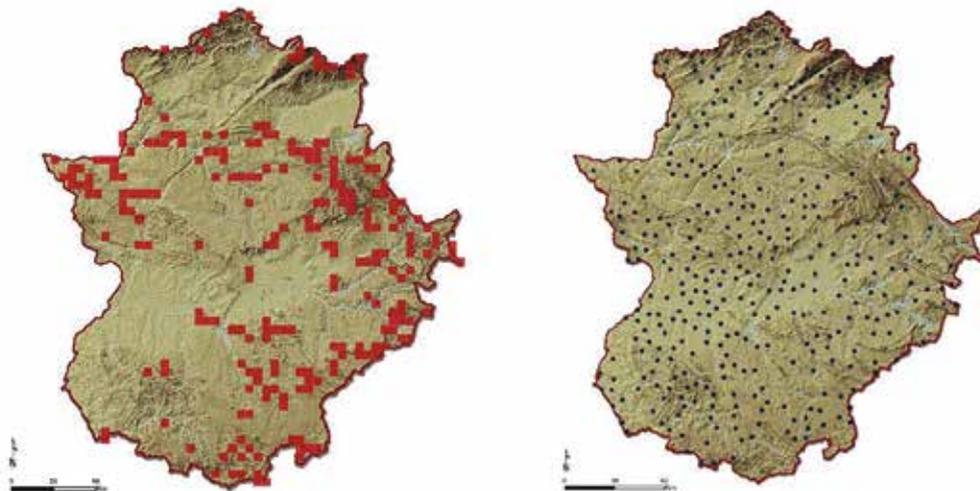
A nivel nacional, el águila real requiere principalmente de riscos, serranías y peñas y menor medida de árboles donde criar (Bernis, 1974). Según diversos estudios llevados a cabo en la península, son varios los factores que afectan a la especie respecto al lugar de nidificación se refieren. En este sentido, los sistemas montañosos y serranos son de vital importancia suponiendo un factor limitante para la especie (Heredía *et al.*, 1988; Tapia *et al.*, 2006). Además, los usos del suelo, la superficie y longitud de los bordes del parche donde se encuentran y la presencia de áreas abiertas influyen drásticamente en la elección de los lugares de nidificación (Carrete *et al.*, 2000). Del mismo modo una alta diversidad de especies en la zona y una baja presión humana son fundamentales para la instalación de plataformas de nidificación en un territorio (Carrete *et al.*, 2000; López-López *et al.*, 2007; Tapia *et al.*, 2008).

Cabe tener en cuenta las diferentes metodologías empleadas, principalmente en la elección del tamaño de las distintas escalas, aunque los resultados a grandes rasgos guardan bastante similitud entre sí; zonas rocosas de difícil acceso con poca presión humana y buenas áreas de alimentación se presentan como los principales condicionantes para la especie.

### 15.3.2. Obtención y preparación de los datos

Al igual que para las escalas macro- y mesoespaciales estudiadas anteriormente, para la base de este análisis se utilizaron los datos de localización de la especie provenientes de los censos anuales de la Dirección General de Sostenibilidad de la Junta de Extremadura. En particular se utilizó un buffer de 500 m. tomando como centro las localizaciones de los nidos de la especie en el periodo 2005-2019 (Figura 32). Dicha medida se basa en la utilización de cuadrículas 1x1 km UTM en estudios previos de selección del lugar de nidificación en rapaces (López -López *et al.*, 2006; López-López *et al.*, 2007b).

Metodológicamente y al igual que a escalas mayores, la localización de las áreas de presencia (nidos) de la especie se comparó con una selección de áreas aleatorias (ausencias) repartidas por toda el área de estudio en proporción 1:2 (Morán *et al.*, 2005). Para ello, se crearon 354 puntos aleatorios y su respectiva área buffer de 500 metros, separados una distancia mínima de 5.500 m entre ellos, evitando la localización de su centroide sobre masas de agua de grandes embales y no pudiendo ser sus áreas coincidentes con ningún área de nidificación existente (Figura 32). Del mismo modo que anteriormente, la capa vectorial de presencias y ausencias de la especie fue utilizada para extraer los valores de las diferentes variables explicativas, obtenidas estas de múltiples fuentes y clasificadas en las siguientes tipologías (Anexo 1): variables topográficas, climáticas y antrópicas, así como variables del uso del suelo, la vegetación o la litología. Todas las variables, cuya resolución espacial mínima fue de al menos 1 km y máxima de 2,5 metros en el mejor de los casos, se homogenizaron transformando todos los datos ráster a una resolución de 25 metros de lado y recortándose por los límites de la Comunidad Autónoma de Extremadura. Esta resolución fue también tomada para la transformación de los datos de distancias y densidades provenientes de capas vectoriales.



**Figura 32.** Centroides de las localizaciones de parejas (rojo; n= 177) del águila real (*Aquila chrysaetos*) durante el periodo 2005-2019 y localizaciones aleatorias (ausencias) (azul, n= 354).

### 15.3.2.1. Análisis de datos

Mediante las herramientas de estadística zonal del software ArcGIS 10.1 se calcularon para todas las variables los datos medios por hábitat circular de 500 metros radio. Los cálculos y tratamientos estadísticos de estos datos se realizaron mediante el software SPSS versión 27 y hojas de cálculo Excel del paquete Microsoft Office 365.

Metodológicamente y al igual que a escalas mayores, inicialmente y para crear un subconjunto de variables predictivas significativas se llevó a cabo un análisis de regresión logística binaria de la presencia/ausencia de la especie respecto a cada una de las variables (Muñoz y Real, 2006), obteniendo la significancia individual de cada variable dentro del modelo y seleccionando el conjunto de variables significativas bajo una Tasa de Descubrimiento Falso (Benjamini y Hochberg, 1995) de  $q < 0,05$  (Benjamini y Yekutieli, 2001). En segundo término, las variables seleccionadas mediante la técnica anterior se utilizaron en un análisis de regresión logística binaria por pasos hacia adelante como variables independientes sobre la presencia/ausencias de la especie como variable dependiente, manteniendo un umbral de significación de 0,05 para la inclusión de cada variable en el modelo y de 0,10 para su eliminación (Acebedo *et al.*, 2011). Como resultado se obtuvieron las variables finales del modelo, estableciendo para cada una de ellas su peso en la ecuación ( $\beta$ ), el error típico (E.T.), su importancia en el modelo (Wald), su significación estadística (Sig.) y la estimación de los *Odd Ratio* ( $\text{Exp}(B)$ ) (Real *et al.*, 2006). De igual forma, se obtuvieron los valores de probabilidad total y la favorabilidad de estas áreas (Real *et al.*, 2006). Para la evaluación del modelo resultante se obtuvo la bondad de ajuste del modelo Hosmer y Lemeshow (HyL), donde se evalúa su ajuste global (Hosmer y Lemeshow, 1989), especialmente para los modelos con covariables continuas y los estudios con tamaños de muestra pequeños como es el caso del águila real, siendo 1 si el ajuste de la probabilidad predicha se ajusta a la variable y buscando que no haya una significación ( $\text{HyL} > 0,05$ ) de las diferencias esperadas de probabilidad respecto de las observadas mediante una prueba chi-cuadrado.

### 15.3.3. Resultados

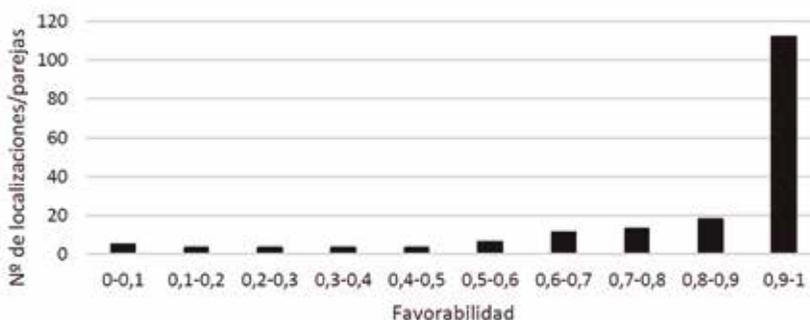
La técnica FDR mostró un resultado de 21 variables significativas de un total de 29 variables inicialmente utilizadas, las cuales fueron incluidas en el modelo final de regresión logística por pasos. Este comprendió finalmente un modelo de 8 pasos/variables explicativas estadísticamente significativas ( $<0,05$  en todos los casos; Tabla 14). Los valores de bondad del modelo indican que no se encontraron diferencias significativas ( $H_{yL}>0,05$ ) entre lo observado y lo esperado en la prueba de Hosmer y Lemeshow ( $H_{yL}=0,848$ ).

Las variables que resultaron más importantes a la hora de la selección del lugar de nidificación por parte del águila real en Extremadura fueron por este orden la altitud máxima y la altura superior al nido, ambas con influencia negativa y, la pendiente con significación positiva. El resto de las 8 variables seleccionadas por el modelo tiene pesos bajos, siendo tres de ellas de signo positivo (orientación NE, cobertura de encinas (*Quercus ilex*) y distancia a carreteras, quedando la cobertura litológica de granitos y el índice de rugosidad topográfica como variables con signo negativo en el modelo (Tabla 14).

	VARIABLES	$\beta$	E.T.	WALD	SIG.	EXP(B)
1	slope (+)	1,156	0,308	14,063	0,000	3,178
2	AltMax (-)	-0,004	0,001	20,122	0,000	0,996
3	AlturaSup (-)	-0,020	0,005	17,607	0,000	0,980
4	Granitos (-)	-0,013	0,005	5,294	0,021	0,988
5	NE (+)	0,024	0,012	3,903	0,048	1,025
6	QUEILE (+)	0,024	0,011	4,972	0,026	1,025
7	distCarr (+)	0,000	0,000	7,082	0,008	1,000
8	TRI (-)	-1,656	0,804	4,236	0,040	0,191
	Constante	-4,348	0,516	70,946	0,000	0,013

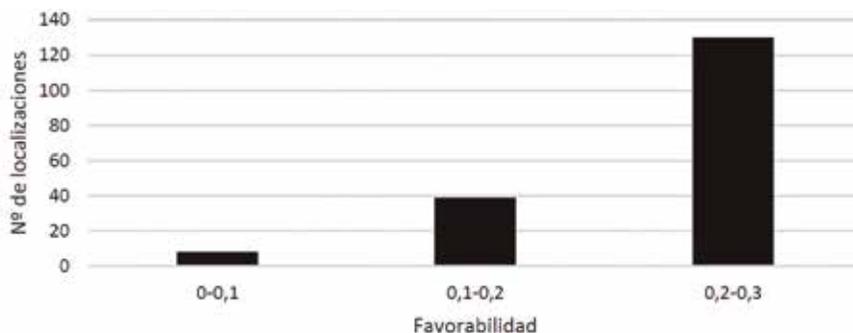
**Tabla 14.** Variables en el último paso de la regresión logística (Paso 8), ordenadas por su inclusión en el modelo.  $\beta$ : coeficientes del parámetro de la ecuación, E.T: error típico, Wald: importancia en el modelo, Sig.: significación estadística, Exp(B): estimación de los *Odds Ratio*.

Los resultados de favorabilidad de las localizaciones de las parejas, muestran como más del 63% está en el rango más alto de favorabilidad, encontrando solo cinco parejas (3%) en la categoría más desfavorable (Figura 33).



**Figura 33.** Frecuencias del número de localizaciones de parejas ( $n=177$ ) del águila real (*Aquila chrysaetos*) en 10 clases con pasos regulares de 0,1.

Agrupando estos intervalos, se puede observar cómo más del 70% de las plataformas de la especie se encuentran en zonas de alta favorabilidad (>0,8), mientras únicamente 8 de ellas (4,5%) se localizan en áreas clasificadas con baja favorabilidad (<0,2); el resto (22%; n=39) se localizan en áreas con una favorabilidad intermedia (0,2-0,8)(Figura 34).



**Figura 34.** Frecuencias del número de localizaciones de parejas (n=177) del águila real (*Aquila chrysaetos*) en zonas desfavorables (<0,2), zonas intermedias (0,2-0,8) y favorables (>0,8).

## 16. BIOLOGÍA DE LA REPRODUCCIÓN

### 16.1. NIDOTÓPICA

#### 16.1.1. Sustratos de nidificación

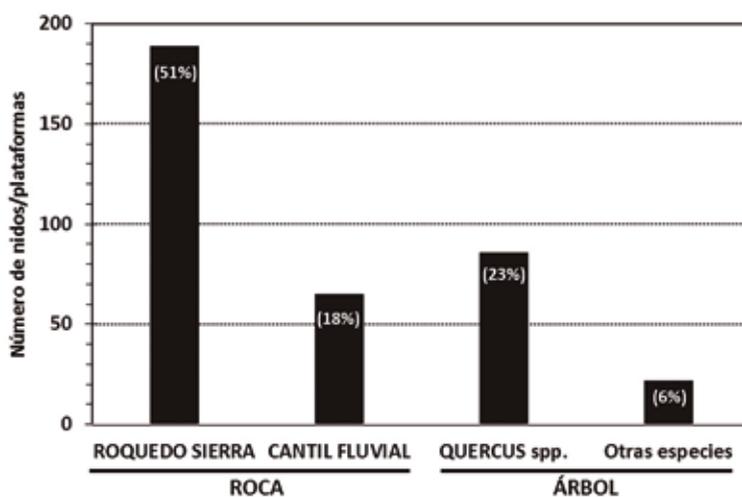
Durante el periodo de estudio se han inventariado un total de 370 plataformas de nidificación pertenecientes a los 177 territorios de la especie repartidos por toda la región (ver Figura 14). Los sustratos de nidificación elegidos por el águila real en Extremadura han sido principalmente dos: roquedos y árboles, los cuales totalizan el 98% de las localizaciones; cabe señalar la aparición de una plataforma de nidificación sobre un tendido eléctrico, algo poco común para la especie (Tabla 15 y Figura 35).

Casi el 70% de los nidos (254) se han localizado sobre sustratos rocosos, ya sea en cantiles de sierra (51%), ya sobre cantiles en portillas y riberos fluviales (18%). La nidificación sobre árboles representa algo menos del 30% del total, por lo que estos se presentan como un recurso de importancia para la especie, sobre todo en lugares sin grandes relieves y carentes de sustratos rocosos, hecho este que permite incrementar el rango distribucional de la especie en la región. Diversas especies de quercíneas acogen el 80% de los nidos en árboles; la encina se consolida como la especie sobre la cual se localiza un mayor número de nidos (44), seguida de cerca por el alcornoque (39). Los pinos (*Pinus spp.*) y eucaliptos (*Eucalyptus spp.*) son elegidos en menor medida, con 12 y 8 nidos respectivamente. Robles, quejigos y acebuches completan este listado de especies arbóreas (Tabla 15).

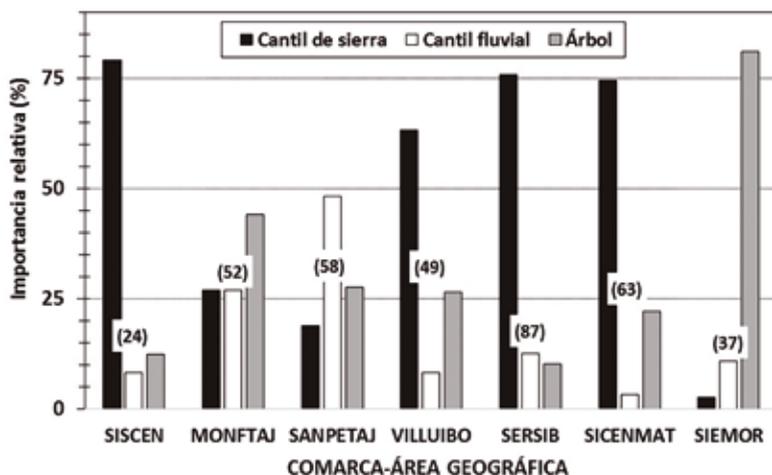
SUSTRATO DE NIDIFICACIÓN	N	%
<b>ROQUEDO</b>	<b>254</b>	<b>68,6</b>
Cantil de sierra	189	51,1
Cantil fluvial	65	17,6
<b>ÁRBOL</b>	<b>108</b>	<b>29,2</b>
Eucalipto ( <i>Eucalyptus spp.</i> )	8	2,2
Pino ( <i>Pinus spp.</i> )	12	3,2
Encina ( <i>Quercus rotundifolia</i> )	44	11,9
Alcornoque ( <i>Quercus suber</i> )	39	10,5
Roble ( <i>Quercus pyrenaica</i> )	2	0,5
Quejigo ( <i>Quercus faginea</i> )	1	0,3
Acebucho ( <i>Olea europea</i> )	2	0,5
<b>TENDIDO ELÉCTRICO</b>	<b>1</b>	<b>0,3</b>
<b>INDETERMINADO</b>	<b>7</b>	<b>1,9</b>
<b>TOTAL EXTREMADURA</b>	<b>370</b>	<b>100,0</b>

**Tabla 15.** Sustratos de nidificación del águila real (*Aquila chrysaetos*) en Extremadura en el periodo 2005-2019.

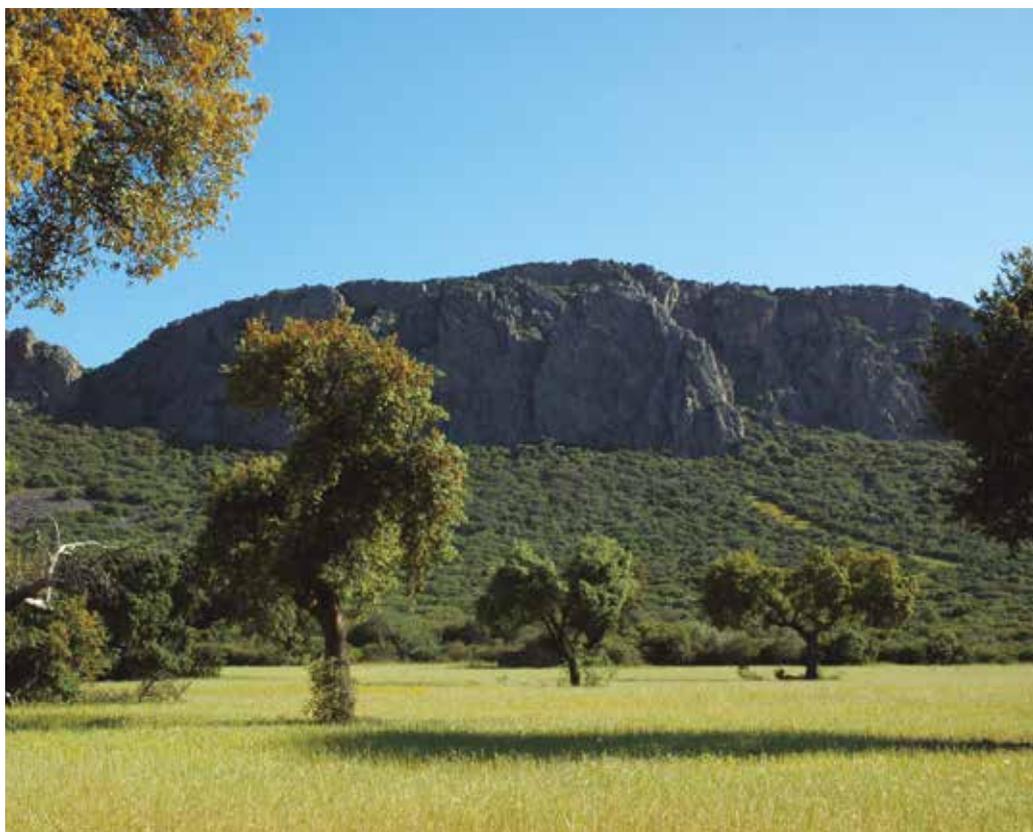
Haciendo un análisis más detallado entre las distintas áreas geográficas consideradas, se observa como la nidificación en roca es mayoritaria en la mayor parte de núcleos, ya sea referente a cantiles serranos (sistema Central, La Serena-Siberia, sierras Centrales-Hornachos o Villuercas-Ibores) con porcentajes entre el 60 y 80% en estas áreas, ya cantiles fluviales (Tajo internacional 48%) o ambos (Monfragüe-valle del Tajo, 54% en conjunto) (Tabla 16, Figura 36).



**Figura 35.** Sustratos de nidificación del águila real (*Aquila chrysaetos*) en Extremadura en el periodo 2005-2019. Entre paréntesis, la importancia relativa de cada sustrato respecto a total de plataformas de nidificación controladas (n=370).



**Figura 36.** Sustratos de nidificación del águila real (*Aquila chrysaetos*) en Extremadura. [SISCEN: sistema Central (Gata-Hurdes-Gredos). MONFTAJ: Monfragüe-valle del Tajo. SANPETAJ: sierra de San Pedro-Tajo Internacional. VILLUIBO: Villuercas-Ibores. SERSIB: La Serena-Siberia. SICENMAT: sierras Centrales-valle del Matalchel. SIEMOR: sierra Morena].



**Figura 37.** Hábitat de reproducción del águila real (*Aquila chrysaetos*). Serranías extremeñas. Autor: Casimiro Corbacho.



**Figura 38.** Hábitat de reproducción del águila real (*Aquila chrysaetos*). Riberos típicos de la provincia cacereña, donde pueden observarse cantiles fluviales. Autor: Casimiro Corbacho.

La nidificación en árbol, presenta en todas las comarcas extremeñas, una importancia relativa muy variable (10-80%), aunque en general escasa (10-30% en la mayoría de las áreas). Como tal, únicamente es mayoritaria y dominante en sierra Morena donde supera el 80%, mostrando igualmente una importancia relevante en Monfragüe-valle del Tajo (44%) (Tabla 16, Figura 36 y 39). Relativo a ello y como se ha señalado anteriormente, las quercíneas (encina y alcornoque principalmente) albergan la mayor parte de estos nidos, con pinos y eucaliptos estando igualmente bien representados como sustratos elegidos para la nidificación en árbol en casi todos los núcleos (Tablas 15 y 16). El resto de especies seleccionadas, muy ocasionalmente, se corresponden con robles (*Quercus pyrenaica*) en el sistema Central (2), acebuche (*Olea europaea*) en Tajo internacional y Monfragüe (1 en cada caso) y quejigo (*Quercus faginea*) en Monfragüe (1), hecho que demuestra la versatilidad de la especie en la búsqueda de recursos en su nidotópica.

De acuerdo a nuestros datos, la especie muestra una marcada preferencia por cortados rocosos en Extremadura, estando la nidificación en árboles relacionada con una baja disponibilidad relativa de roquedos en determinadas áreas. Esta preferencia por la nidificación en cantiles rocosos estaría relacionada con una menor accesibilidad de estas localizaciones tanto a predadores como al hombre, al estar estos nidos en entornos más accidentados. Asimismo, la durabilidad y estabilidad de estas plataformas es mucho mayor que en árboles, donde estas están sujetas al propio ciclo vital y gestión/explotación forestal de aquellos (Arroyo *et al.*, 1990).

Datos anteriores sobre nidotópica para la población extremeña de águila real están de acuerdo a grandes rasgos con los aportados en el presente estudio y confirman la elevada dominancia de la nidificación en roca en nuestra región (entre el 74 y 88%), así como la distribución relativa de estos sustratos (cantiles de sierra, fluviales y/o árboles y especies implicadas; Arroyo *et al.*, 1990; Sánchez y Rodríguez, 1994 o Prieta 2009).

SUSTRATO DE NIDIFICACIÓN SISCEN	ÁREA-COMARCA							
	MONFTAJ	SANPETAJ	VILLUIBO	SERSIB	SICENMAT	SIEMOR	EXTRE	
<b>ROQUEDO</b>	<b>87,5</b>	<b>53,8</b>	<b>67,2</b>	<b>71,4</b>	<b>88,5</b>	<b>77,8</b>	<b>13,5</b>	<b>68,6</b>
CANTIL FLUVIAL	8,3	26,9	48,3	8,2	12,6	3,2	10,8	17,6
CANTIL DE SIERRA	79,2	26,9	19,0	63,3	75,9	74,6	2,7	51,1
<b>ÁRBOL</b>	<b>12,5</b>	<b>44,2</b>	<b>27,6</b>	<b>26,5</b>	<b>10,3</b>	<b>22,2</b>	<b>81,1</b>	<b>29,1</b>
EUCALIPTO (Eucalyptus spp.)	0,0	3,8	1,7	0,0	0,0	4,8	5,4	2,2
PINO (Pinus spp.)	4,2	5,8	3,4	0,0	3,4	3,2	2,7	3,2
ENCINA (Quercus rotundifolia)	0,0	17,3	8,6	12,2	1,1	9,5	45,9	11,9
ALCORNOCQUE (Quercus suber)	0,0	13,5	12,1	14,3	5,7	4,8	27,0	10,5
OTRAS especies	8,3	3,8	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	1,3
<b>TENDIDO ELÉCTRICO</b>	<b>0,0</b>	<b>1,9</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,3</b>
<b>INDETERMINADO</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>5,2</b>	<b>2,0</b>	<b>1,1</b>	<b>0,0</b>	<b>5,4</b>	<b>1,9</b>
<b>TOTAL NIDOS/PLATAFORMAS</b>	<b>24</b>	<b>52</b>	<b>58</b>	<b>49</b>	<b>87</b>	<b>63</b>	<b>37</b>	<b>370</b>

**Tabla 16.** Sustratos de nidificación del águila real (Aquila chrysaetos) en Extremadura en el período 2005-2019. [SISCEN: sistema Central (Gata-Hurdes-Gredos), MONFTAJ: Monfragüe-valle del Tajo, SANPETAJ: sierra de San Pedro-Tajo Internacional, VILLUIBO: Villuercas-Ibores-Jara, SERSIB: La Serena-Siberia, SICENMAT: sierras Centrales-valle del Matachel, SIEMOR: sierra Morena, EXTRE: Extremadura].

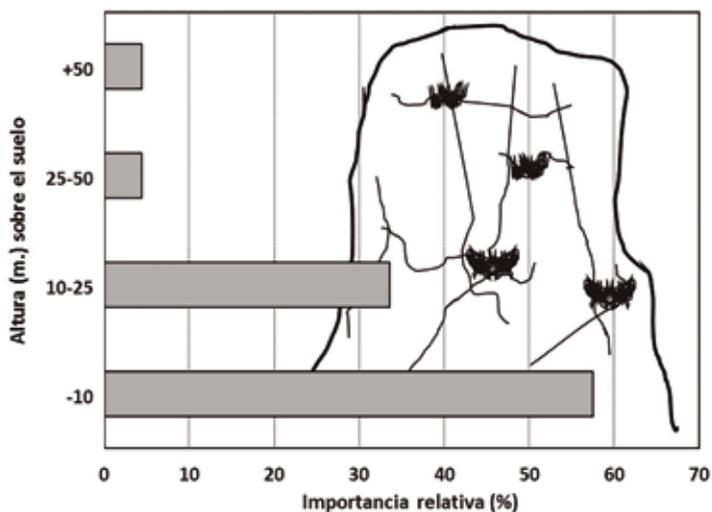


**Figura 39.** Extensas dehesas extremeñas, donde el águila real (*Aquila chrysaetos*) cría sobre árboles, principalmente quercíneas (*Quercus*). Autor: Casimiro Corbacho.

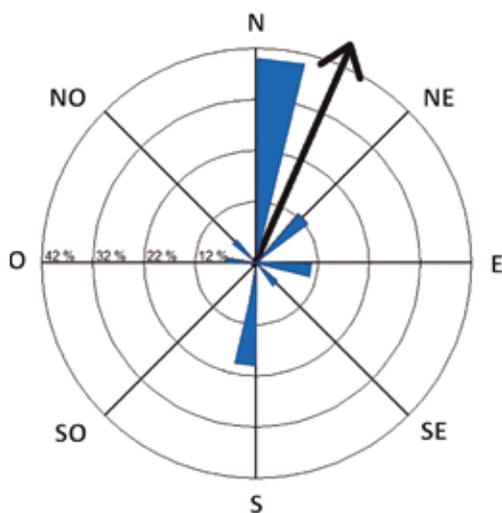
#### 16.1.2. Altura y orientación de nidos.

En cuanto a la altitud del nido, el águila real no requiere de grandes alturas para nidificar, hecho este que, aunque condicionado por la disponibilidad relativa en cada territorio, parece estar relacionado con economizar el gasto energético en el transporte de presas hasta el propio nido (ver antes "6. *Ecología trófica*"). Así, en base a una muestra de la altura de 113 plataformas/nidos de la especie en la región, más del 90% de estos se encontraban a alturas menores de 25 m. y especialmente (60%) a menos de 10 m. (mín. 2 m.) (Figura 40). Este rango de alturas incluiría todas las nidificaciones en árbol, pero también la gran mayoría de aquellas que tienen lugar sobre cantiles rocosos, tanto de sierra como de riberos fluviales; sólo en el caso de grandes "paredones" en Villuercas-Ibores, el sistema Central o algunos puntos de La Serena-Siberia los nidos (n=10) se disponen a alturas mayores de 25 m. (máx. 80 m.).

Por su parte y relativo a la orientación de los nidos, no se ha encontrado una tendencia clara de elección, más bien parece estar determinada igualmente por las características del terreno (orografía y orientación general de la ladera y/o roquedo) y la disponibilidad de los lugares de anidamiento. De una muestra de 134 nidos se ha podido comprobar como el 60% de estos muestran una orientación norte (N: 53, NO: 7 y NE: 17 nidos) o de "umbría", mientras una cuarta parte (26%) se disponen en orientación de "solana" (S: 26, SO: 2 y SE: 7 nidos). El resto se asignaron a orientaciones oeste o este (8 y 14 nidos respectivamente) (Figura 41).



**Figura 40.** Importancia relativa (%) de la altura (m.) de las plataformas de nidificación de águila real (*Aquila chrysaetos*) en Extremadura en el periodo de estudio (2005-2019).



**Figura 41.** Orientación de las plataformas de nidificación en el águila real (*Aquila chrysaetos*) en el periodo de estudio (2005-2019) en Extremadura. La flecha indica la orientación media del total de plataformas (n=134).

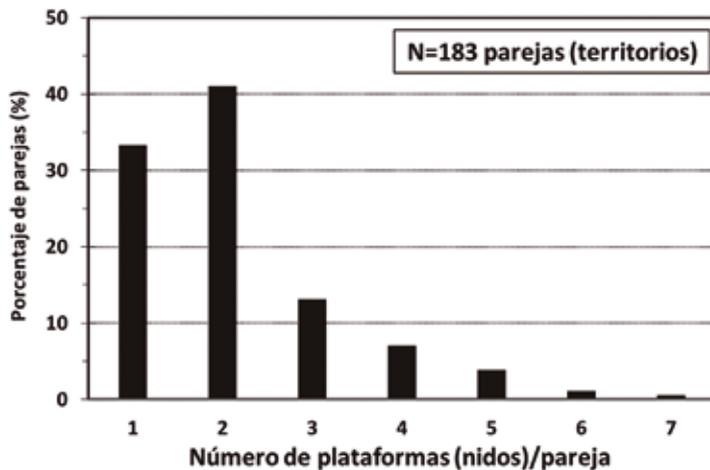
### 16.1.3. Número de plataformas alternativas

Se ha realizado un análisis del número de plataformas y la distancia entre estas para una misma pareja, estas dos variables se encuentran muy influenciadas por las características de los sustratos de nidificación, multiplicidad de repisas del roquedo, distancia al área de caza más cercana, marcaje territorial, competencia con otras especies y conespecíficos, etc. La existencia de distintas plataformas de nidificación tiene como objetivos intensificar las relaciones afectivas entre la pareja, fruto de las interacciones necesarias durante la construcción y mantenimiento de las plataformas (Moreno, 2012), disponibilidad de plataformas alternativas en caso de ocupación, deterioro o molestias (Brown y Amadon, 1968) y una menor exposición a la fuerte concentración de parásitos alojados en los nidos usados con anterioridad, así como un marcaje de los límites territoriales (Newton, 1979) (ver "7. Biología de la reproducción" y "17.2 Ocupación y usurpación de nidos").



**Figura 42.** Cantiles serranos con plataforma de nidificación del águila real (*Aquila chrysaetos*) en la provincia de Badajoz. Autor: José María Guzmán.

Desde un punto de vista cuantitativo, las parejas reproductoras de la especie en la región presentan entre una y siete plataformas de nidificación por territorio. Como norma general entre una y dos (74,3% de los casos), en menor medida tres y por encima esta cifra tan solo se conocen casos puntuales (Figura 43). Así pues, en el periodo/área de estudio tan solo 10 parejas tuvieron más de 5 nidos (5,4%). El promedio del número de plataformas por pareja para la especie es de  $2,13 \pm 1,18$  (n=183).



**Figura 43.** Número de plataformas de nidificación por pareja de águila real (*Aquila chrysaetos*) en Extremadura.

Por otro lado, en cuanto a la distancia entre nidos de una misma pareja, en torno al 30% de las plataformas de nidificación se distancian en un rango de 100 a 500 m, situándose estas por norma general en el mismo roquedo u otros cercanos. Sin embargo, más del 22% se encuentran a una distancia de más 2 km entre sí, este hecho suele darse en plataformas sobre cubierta vegetal, donde los árboles

y el entorno que guardan las características propias para la elección de la pareja suelen encontrarse a largas distancias unos de otros. Cabe destacar la existencia de plataformas a distancias mínimas, de pocos metros entre sí; este tipo de disposición se observa en sustratos rocosos con múltiples repisas y por tanto de gran valor para la especie. Contrariamente, se conocen plataformas de una misma pareja a más de 12 km de distancia en el territorio, aunque se debe señalar este hecho como puntual (Tabla 17). En conjunto, la distancia media entre nidos de una misma pareja en Extremadura ha sido de  $1.322 \pm 1.412,6$  m, en una muestra experimental de 300 plataformas.

DISTANCIA	Nº	%	OBSERVACIONES
0-100	20	6,67	Mismo roquedo
100-500	89	29,67	Mismo roquedo/ ceranos
500-1.000	54	18,00	Roquedos
1.000-2.000	69	23,00	Nidificación en árboles
+2.000	68	22,67	Nidificación en árboles
<b>TOTAL</b>	<b>300</b>	<b>100,00</b>	

**Tabla 17.** Distancia (en metros) entre plataformas alternativas de nidificación de las parejas de águila real (*Aquila chrysaetos*) dentro de un mismo territorio en Extremadura.

Comparativamente a otras áreas, a nivel nacional encontramos trabajos como el de Jordano (1981) en sierra Morena con una distancia media entre plataformas para una misma pareja de 2.100 m o Fernández y Leoz (1986), donde esta distancia aumenta hasta los 3.300 m en tierras navarras. El descenso en la distancia entre plataformas en la región puede deberse a la reducida disponibilidad de sustratos de nidificación, limitados en gran medida a las serranías y formaciones rocosas apartadas de la intensa actividad agrícola-ganadera que se sucede a lo largo y ancho de la comunidad, así como a zonas de baja perturbación humana. Del mismo modo, la ocupación de la práctica totalidad de territorios aptos para la especie en la región también repercute en una menor distancia entre nidos, reduciendo los territorios entre parejas vecinas.

## 16.2. PARÁMETROS REPRODUCTIVOS

Por último, relativo a la biología reproductora de la especie en la región, se han analizado los parámetros reproductivos y su evolución a lo largo del periodo de estudio (2005-2019) y entre los diferentes núcleos de población. Así se han considerado los siguientes parámetros o variables reproductoras (Tabla 18):

**“Parejas que se reproducen” (%)**: porcentaje de parejas reproductoras (que al menos inician la incubación) respecto al total de parejas controladas (con un seguimiento de su estatus reproductor).

**“Parejas con éxito reproductor” (%)**: porcentaje de parejas reproductoras que consiguen sacar adelante al menos un pollo volandero.

**“Parejas productivas” (%)**: parejas exitosas respecto al total de parejas controladas.

**“Tasa de vuelo”**: número medio de pollos volados por pareja con éxito en la reproducción.

**“Éxito reproductor”**: número medio de pollos volados por pareja reproductora.

**“Productividad”**: número medio de pollos volados relativo al número de parejas controladas.

De forma general y para el periodo de estudio (Tabla 18) se han controlado un total de 1.357 parejas (sucesos reproductores), de las cuales un 68% (920) iniciaron la reproducción; de estas, algo más del 80%

resultaron productivas, mientras al contrario cerca de un 20% fracasaron en su intento reproductor. En conjunto por tanto, más del 50% de las parejas controladas resultaron productivas y tuvieron éxito en la reproducción en nuestra región. Durante el periodo de estudio y en base a los datos disponibles, volaron un mínimo de 994 pollos de águila real en Extremadura, resultando en una tasa de vuelo de 1,3 pollos, un éxito reproductor de 1,1 pollo y una productividad de 0,7 pollos por pareja respectivamente (Tabla 18).



**Figura 44.** Posadero de águila real (*Aquila chrysaetos*). Autora: Fermi Martínez.

Atendiendo a la evolución de los principales parámetros reproductivos a lo largo del periodo de estudio, se observa como estos muestran notables variaciones a modo de oscilaciones en forma de “dientes de sierra” (Tabla 18). Así por ejemplo, en lo que respecta al porcentaje de parejas reproductoras este oscila entre el 49 (2007) y el 86% (2011), aunque el número de parejas exitosas se mantiene siempre elevado, en torno al 80% de aquellas que verifican la reproducción, con máximos cercanos o superiores al 90% entre 2009 y 2012). En estas parejas, la tasa de vuelo y el éxito reproductor se mantiene asimismo relativamente estable con leves oscilaciones interanuales, artefacto este derivado de considerar en estos parámetros únicamente las parejas exitosas o reproductoras respectivamente. Sin embargo la productividad de la especie en la región, índice que considera la totalidad de las parejas controladas (fracasos reproductores incluidos) y da por tanto una visión más realista, manifiesta variaciones de mayor entidad, con un rango entre un mínimo de 0,5 pollos por pareja y año (2007, 2019) y un máximo de 1,0 (2010, 2011) (Tabla 18). Un análisis más detallado por periodos permite desvelar que estos valores de productividad son particularmente bajos (0,6 pollos por pareja) en el último tercio del periodo de estudio (2016-2019), presentando valores por debajo de la media general del resto de años (0,8; Tabla 18). Destacan asimismo temporadas reproductoras como las del periodo 2009-2011 donde la productividad fue siempre igual o superior a un pollo por pareja.

Este descenso en los parámetros reproductores en esta última parte del periodo de estudio pudiera ser debido no obstante a un mayor esfuerzo de muestreo/control por parte de agentes y personal técnico, los cuales permitirían controlar un mayor número de parejas, verificar su posible reproducción y detectar fracasos reproductores tempranos que de otro modo pasarían desapercibidos. No obstante, factores de otro tipo (perturbaciones humanas o factores climatológicos) no han de ser descartados como posible causa de este descenso en el éxito reproductor de la especie en nuestra región en estos últimos años.

Desde otro punto de vista, haciendo referencia a los parámetros reproductivos en los diferentes núcleos estudiados, se observan igualmente notables variaciones entre diferentes comarcas geográficas (Tabla 19). La población de águilas reales del sistema Central extremeño (Gata-Hurdes-Gredos) aparece como una subpoblación con problemas reproductores, como así lo demuestran sus bajas tasas de éxito, tanto en lo que se refiere al muy bajo porcentaje de parejas que inician la reproducción/incubación (32%), como a su productividad (0,3 pollos por pareja y año). Pese a que la población en esta área se mantiene estable en el periodo de estudio, muestra una elevada tasa de cambio de localización y territorios abandonados (ver "13. *Tendencia y evolución poblacional*"), muestra la existencia de factores de alteración (actividades de gestión forestal, turismo y actividades de ocio, etc.) que actúan condicionando sus elevadas tasas de fracaso reproductor (Tabla 19). Al contrario, otras áreas como las sierras Centrales, sierra de Hornachos y valle del Matachel (Figura 45) especialmente muestran niveles de éxito reproductor elevados en todos los parámetros considerados, con un porcentaje muy alto de parejas reproductoras (76%) y exitosas (86%) y una productividad elevada (1,0 pollo por pareja y año) (Tabla 19). Este hecho se debe en gran medida a la alta disponibilidad de presas del entorno, conejo y perdiz fundamentalmente, las cuales se presentan como especies clave en la dieta del águila real y que se relacionan con tales valores elevados. Ello se traduce igualmente en una saludable población reproductora de la especie con elevada densidad poblacional, la mayor de Extremadura y tasas de crecimiento positivas en las últimas décadas (ver también "13. *Tendencia y evolución poblacional*").



**Figura 45.** Valle del río Matachel, al fondo la sierra Grande de Hornachos. Autor: José María Guzmán.

PARÁMETRO/ VARIABLE REPRODUCTORA	2005	2006	2007	2008	2009*	2010	2011	2012	2013	2014	2015*	2016	2017	2018	2019	EXTREMADURA (2005-2019)
POBLACIÓN (NÚMERO DE PAREJAS)	117	118	119	120	121	122	123	124	125	126	-	128	129	130	131	1.733
PAREJAS CONTROLADAS	104	114	90	111	-	41	79	108	100	103	-	104	111	108	115	1.357
PAREJAS REPRODUCTORAS	70	69	44	66	69	27	68	75	78	71	-	78	76	71	58	920
% PAREJAS QUE SE REPRODUCEN	67,3	60,5	48,9	59,5	-	65,8	86,1	69,4	78,0	68,9	-	75,0	68,5	65,7	50,4	67,8
% PAREJAS ÉXITO REPRODUCTOR	85,7	84,1	75,0	78,8	87,0	88,9	95,4	86,7	76,9	77,5	-	70,5	80,3	78,9	81,0	81,6
% PAREJAS FRACASO REPRODUCTOR	14,3	15,9	25,0	21,2	13,0	11,1	4,6	13,3	23,1	22,5	-	29,5	19,7	21,1	19,0	18,4
% PAREJAS PRODUCTIVAS (CONTROL.)	57,7	50,9	36,7	46,8	-	58,5	81,6	60,2	60,0	53,4	-	52,9	55,0	51,9	40,9	61,0
TASA DE VUELO	1,3	1,4	1,5	1,6	1,4	1,6	1,3	1,3	1,3	1,4	-	1,2	1,2	1,2	1,2	1,3
ÉXITO REPRODUCTOR	1,1	1,2	1,1	1,3	1,2	1,4	1,2	1,1	1,0	1,1	-	0,8	1,0	0,9	0,9	1,1
PRODUCTIVIDAD (CONTROL.)	0,8	0,7	0,5	0,7	1,2	1,0	1,0	0,8	0,8	0,7	-	0,6	0,7	0,6	0,5	0,7

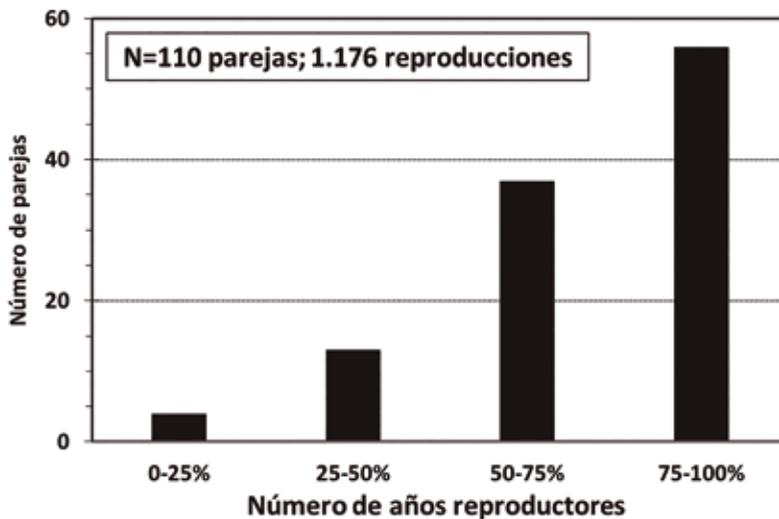
**Tabla 18.** Parámetros reproductivos del águila real (*Aquila chrysaetos*) en Extremadura desde 2005 hasta 2019. \*En 2009 tan sólo existen datos de parejas que se reproducen: la temporada 2015 se ha eliminado del análisis por falta de datos concretos para la misma.

COMARCA	Nº PAREJAS CONTROLADAS	SUCESOS REPRODUCTORES	%PAREJAS QUE SE REPRODUCEN	%PAREJAS PRODUCTIVAS	ÉXITO REPRODUCTOR	TASA DE VUELO	PRODUCTIVIDAD
Sistema Central (Gata-Hurdes-Gredos)	11	87	32,2	85,7	0,9	1,0	0,3
Monfragüe y Valle el Tajo	20	160	70,0	73,2	1,0	1,3	0,7
Villuercas-Ibores -Jara	31	202	66,3	84,3	1,0	1,2	0,6
Sierra de San Pedro-Tajo Internacional	29	222	71,2	79,7	1,2	1,5	0,8
La Serena-Siberia	37	281	66,2	82,3	1,0	1,3	0,7
Sierras Centrales-Valle del Matachel	27	269	76,2	86,3	1,3	1,5	1,0
Sierra Morena	22	133	70,7	77,7	1,0	1,3	0,7
<b>TOTAL EXTREMADURA</b>	<b>177</b>	<b>1.354</b>	<b>67,7</b>	<b>81,6</b>	<b>1,1</b>	<b>1,3</b>	<b>0,7</b>

**Tabla 19.** Parámetros reproductores de la población de águila real (*Aquila chrysaetos*) en los diferentes núcleos de población en el periodo 2005-19.

Otras comarcas como Monfragüe-valle del Tajo o la sierra de San Pedro-Tajo internacional muestran asimismo valores relativamente elevados en las tasas reproductoras, al amparo probablemente de la protección ambiental de estas áreas, bajo figuras de protección legal tipo Parques Nacional, Parque Natural, Reserva de la Biosfera, ZIR, etc.

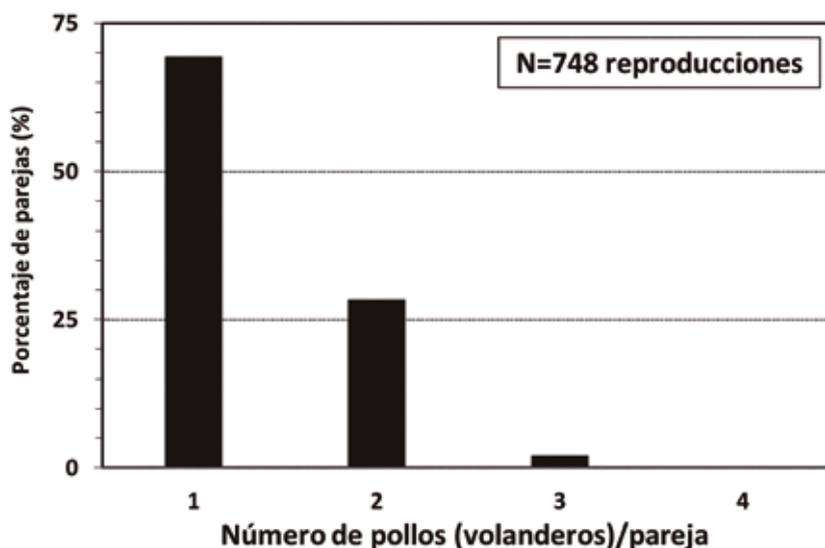
Relativo a la frecuencia y continuidad reproductoras, considerando en el análisis sólo aquellas parejas para las que se tienen datos de reproducción continuados de al menos la mitad de los años del periodo de estudio (7 años; n=110 parejas; 1.179 sucesos reproductivos), se observa cómo más del 50% de estas verifican su nidificación más del 75% de las temporadas reproductoras y más de un tercio entre el 50 y el 75% de las mismas (Figura 46). En conjunto pues, 94 parejas o lo que es lo mismo el 85% del total se reprodujeron al menos el 50% de los años en el periodo 2005-2019. Estos datos demuestran la constancia y continuidad de la especie a la hora de reproducirse y como ciertos ejemplares (12 parejas; 11%) incluso lo hacen de forma ininterrumpida durante más de una década. Al contrario, porcentajes de reproducción por debajo de la mitad de las temporadas son muy escasos (15%; Figura 46).



**Figura 46.** Número de parejas reproductoras y porcentaje de años en los que se han reproducido en el periodo de estudio (14 años).

En el mismo contexto de análisis individualizado, relativo en este caso al éxito reproductor (número de pollos volados) de las parejas con éxito en la reproducción, se ha podido comprobar como más de dos tercios de las parejas (69%) logran sacar adelante únicamente un pollo de la nidada y el 28% dos pollos. Tan sólo el 2% de los sucesos reproductores finaliza con tres pollos volantones, mientras cabe mencionar como hecho excepcional el que una pareja en 2014 consiguió sacar adelante una crianza de cuatro pollos (Figura 47).

Comparativamente, apenas existen datos regionales acerca de los parámetros reproductivos de la especie en las fuentes bibliográficas, siendo la mayor parte de ellos meras anotaciones sobre comportamiento reproductor. Gragera (1994) por ejemplo, expone la alta frecuencia, la mayor parte de las temporadas, con que las parejas de la sierra de Hornachos crían dos pollos. El último trabajo sobre la especie en la región (Prieta, 2009) tampoco describe parámetros reproductores concretos, justificando este hecho por la falta de información disponible; tan solo informa del porcentaje de parejas productivas, con un valor del 79% para ambas provincias. Los únicos registros completos existentes para la reproducción de la especie son los aportados por Sánchez y Rodríguez (1994), donde el éxito reproductor en la comunidad autónoma fue de más del 81% de las parejas, la tasa de vuelo 1,34 y la productividad 1,09 pollos por pareja, con algunas variaciones entre provincias (ver Tabla 20).



**Figura 47.** Número de pollos (0-4) por pareja de águila real (*Aguija chrysaetos*) en Extremadura durante el periodo de estudio (2005-2019).

Estos datos sin embargo sí permiten poner de manifiesto una tendencia descendente en los parámetros reproductores del águila real en nuestra región en las últimas décadas, hecho este que también parece revelarse si tomamos en consideración el periodo de estudio donde se encuentran los mínimos históricos, al menos en los últimos años (ver Tabla 18). Tal hecho no obstante podría deberse a un mejor control de las parejas reproductoras por una mayor inversión personal, temporal y tecnológica, lo que permitiría detectar fracasos reproductores tempranos que en otro caso pasarían desapercibidos.

PARÁMETROS	BADAJÓZ	CÁCERES	EXTREMADURA
Parejas controladas	39	47	86
0 Pollo	11	3	14
1 Pollo	18	33	51
2 Pollos	9	11	20
3 Pollos	1	0	1
Pollos volados	39	55	94
Éxito reproductor	71,79%	93,61%	81,39%
Tasa de vuelo	1,39	1,25	1,34
Productividad	1,0	1,17	1,09

**Tabla 20.** Parámetros reproductivos del águila real (*Aguila chrysaetos*) en Extremadura en 1993. Fuente: Sánchez y Rodríguez (1994).

## **17. RELACIONES INTER E INTRAESPECÍFICAS: COMPETENCIA**

Las relaciones competitivas condicionan la presencia de las especies en sus territorios. Este tipo de interacciones pueden darse entre ejemplares interespecíficos, donde la competencia por recursos alimenticios, los lugares óptimos de nidificación o la propia depredación justifican este hecho (Holt y Polis 1997; Newton 1998; Sergio *et al.*, 2003a; Sergio y Hilado 2008), así como entre ejemplares de la misma especie (intraespecíficos), donde influyen a parte de los factores ya mencionados, la calidad y condición corporal de los individuos (Jhonson, 2007; Carrete *et al.* 2008; Cardador *et al.* 2012; Zabala y Zuberogoitia, 2015). Esta competencia entre individuos conespecíficos es normalmente mayor que la sufrida entre especies, posiblemente debido al mayor solapamiento de los requerimientos ambientales entre ejemplares semejantes (Katzner *et al.*, 2003). El patrón espacial de distribución en función de la competencia suele ser regular, excepto cuando existe una distribución no uniforme de los recursos, tanto tróficos como de nidificación, y por una intensa presencia humana, definiendo estos factores como los más influyentes en este sentido (Newton, 1979).

El águila real compite en la naturaleza tanto por territorios de caza como de nidificación con otras especies de grandes rapaces manifestando una clara competencia intra e interespecífica (López-López *et al.*, 2004; Martínez *et al.*, 2008). Como tal, presentan territorios perfectamente definidos y relaciones más o menos permisivas con según qué especies y/o individuos. En el área de estudio (Extremadura), esta competencia sucede de forma general, sobre dos especies; el águila perdicera (*Aquila fasciata*) y el águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*) (Prieta, 2019), aunque no se pudo contar con los datos de esta última. Además, también se manifiestan interacciones con otras especies de rapaces, caso del buitre leonado (*Gyps fulvus*), alimoche (*Neophron percnopterus*), búho real (*Bubo bubo*) entre otras.

Con el fin de analizar estos efectos competitivos en la región se han estudiado dos fenómenos relacionados con este tipo de interacciones, ambos a nivel intra e interespecífico. En particular y en primer término, la distancia entre nidos/territorios respecto al águila perdicera; y por otro, los sucesos de ocupación y usurpación de territorios (plataformas de nidificación) entre distintas especies.

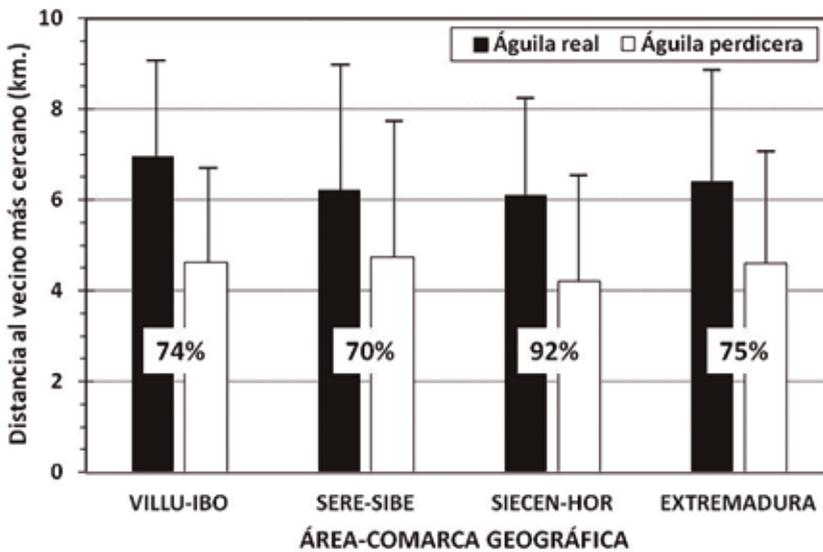
### **17.1. DISTANCIAS ENTRE PLATAFORMAS DE NIDIFICACIÓN**

En este contexto, además de la competencia intraespecífica para con otras parejas reproductoras, la competencia interespecífica del águila real se ha estudiado sobre una de sus competidoras, el águila perdicera, la cual presenta requerimientos semejantes relativos a los territorios de cría y alimentación, aunque con ligeras modificaciones propias de cada especie. Cada una de estas variables pueden verse afectadas por multitud de factores propios de cada núcleo seleccionado, como pueden ser: disponibilidad de territorios de nidificación, abundancia de presas, características del medio, usos del suelo, interacción humana, densidad de población tanto de la especie en estudio como de sus competidoras, etc.

Como se ha comentado con anterioridad no se pudo disponer de los datos de águila imperial, por lo que en este análisis se han seleccionado los núcleos poblacionales donde coexisten únicamente real y perdicera, descartándose aquellas áreas (sierra de San Pedro-Tajo Internacional, valle del Tajo-Monfragüe, valle del Matachel o sierra Morena) donde se conoce la presencia del águila imperial, que pudiera condicionar la distribución de las otras especies y alterar los resultados respecto a otras comarcas. Del mismo modo y evidentemente, no se han incluido aquellas áreas donde falta alguna de las dos especies, especialmente el águila perdicera (sistema Central). Por último, se han agrupado algunas de estas áreas (La Serena y La Siberia; sierras Centrales y sierra de Hornachos) a fin de incrementar el tamaño muestral en cada caso (ver Tabla 21).

Como se observa y para todos los núcleos poblacionales sin excepción, manifestando además una intensidad (distancia al vecino más próximo) similar en todos ellos, la distancia entre territorios vecinos es mayor cuando este pertenece a la misma que a la otra especie, situándose esta distancia entre los 6,4 km. para el primero de los casos, cuando el vecino más cercano es otra pareja de águila real y los 4,6 km. cuando se trata de una de águila perdicera (Tabla 21).

Aunque en este patrón de distribución existen excepciones, la gran mayoría de las parejas de águila real (75%) tiene como vecino más cercano a una pareja de la otra especie, el águila perdicera. Este hecho es especialmente notorio (92%) en comarcas como las sierras Centrales o la sierra de Hornachos, donde junto a una densidad de parejas reproductoras de ambas especies muy elevada se une la reducida disponibilidad de territorios de nidificación, lo que obliga a congregarse los territorios de cría reduciendo las distancias entre parejas vecinas; ello, aumenta la competencia entre parejas conespecíficas, favoreciendo vecinos interespecíficos, en este caso al águila perdicera. Este porcentaje se reduce (70-74%) en aquellas otras zonas más extensas y con mayor disponibilidad de territorios y sustratos de nidificación, caso de las Villuercas-Ibores o la Serena-Siberia (Figura 48).

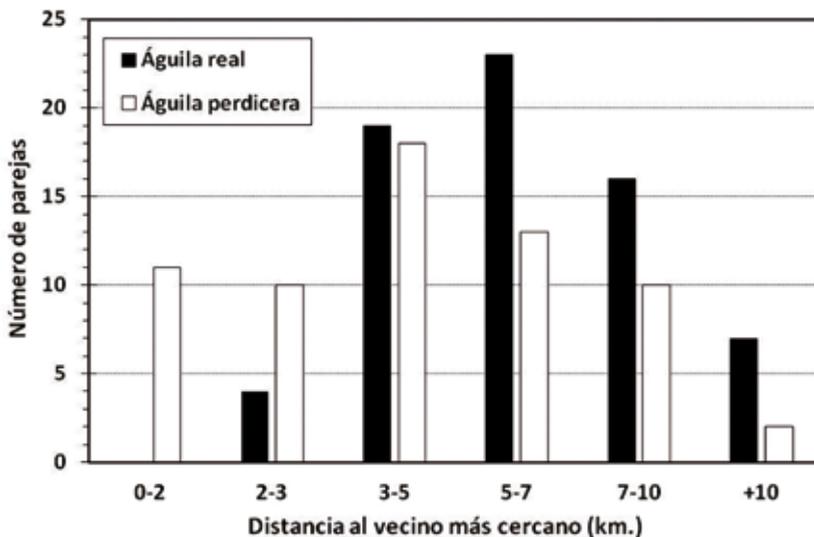


**Figura 48.** Distancia (en km) entre plataformas de nidificación de águila real (*Aquila chrysaetos*) para con parejas de la misma especie y de águila perdicera (*Aquila fasciata*) en los diferentes núcleos poblacionales. Se indica el porcentaje de parejas cuyo vecino más cercano es una especie diferente.

Confirmando este patrón y en el rango de distancias mostrado por este fenómeno en Extremadura, se observa como a distancias menores a 3 km el águila real prácticamente sólo tolera la presencia de parejas de águila perdicera, siendo a partir de esta distancia cuando esta tolerancia es independiente de la especie de que se trate (Figura 49).

VARIABLE	VILLUERCAS-IBORES-JARA	LA SERENA-SIBERIA	SIERRAS CENTRALES SIERRA DE HORNACHOS	TOTAL (EXTREMADURA)
DISTANCIA REAL-REAL	6.950 ± 2.179 (19) Rango: 3.264-11.436	6.214 ± 2.821 (37) Rango: 2.808-19.918	6.116 ± 2.165 (13) Rango: 3.458-9.240	6.399 ± 2.667 (69) Rango: 2.808-19.918
DISTANCIA REAL-PERDICERA	4.615 ± 2.146 (19) Rango: 1.622-9.160	4.739 ± 3.098 (33) Rango: 892-13.023	4.204 ± 2.506 (12) Rango: 978-8.940	4.602 ± 2.707 (64) Rango: 892-13.023
DISTANCIA AQUILA-AQUILA	4.355 ± 1.902 (19) Rango: 1.623-8.057	3.926 ± 1.978 (37) Rango: 892-7.947	3.756 ± 1.930 (13) Rango: 978-6.567	4.012 ± 1.933 (69) Rango: 892-8.058

**Tabla 21.** Distancias medias (en metros; ± d.s.), entre paréntesis el tamaño muestral (n) y rango (min.-máx.), entre plataformas de nidificación de águila real con respecto a ella misma (REAL-REAL), a nidos de águila perdicera (REAL-PERDICERA) y la distancia mínima a cualquier nido de las dos especies (AQUILA-AQUILA) en diferentes comarcas de Extremadura donde coexisten ambas especies.

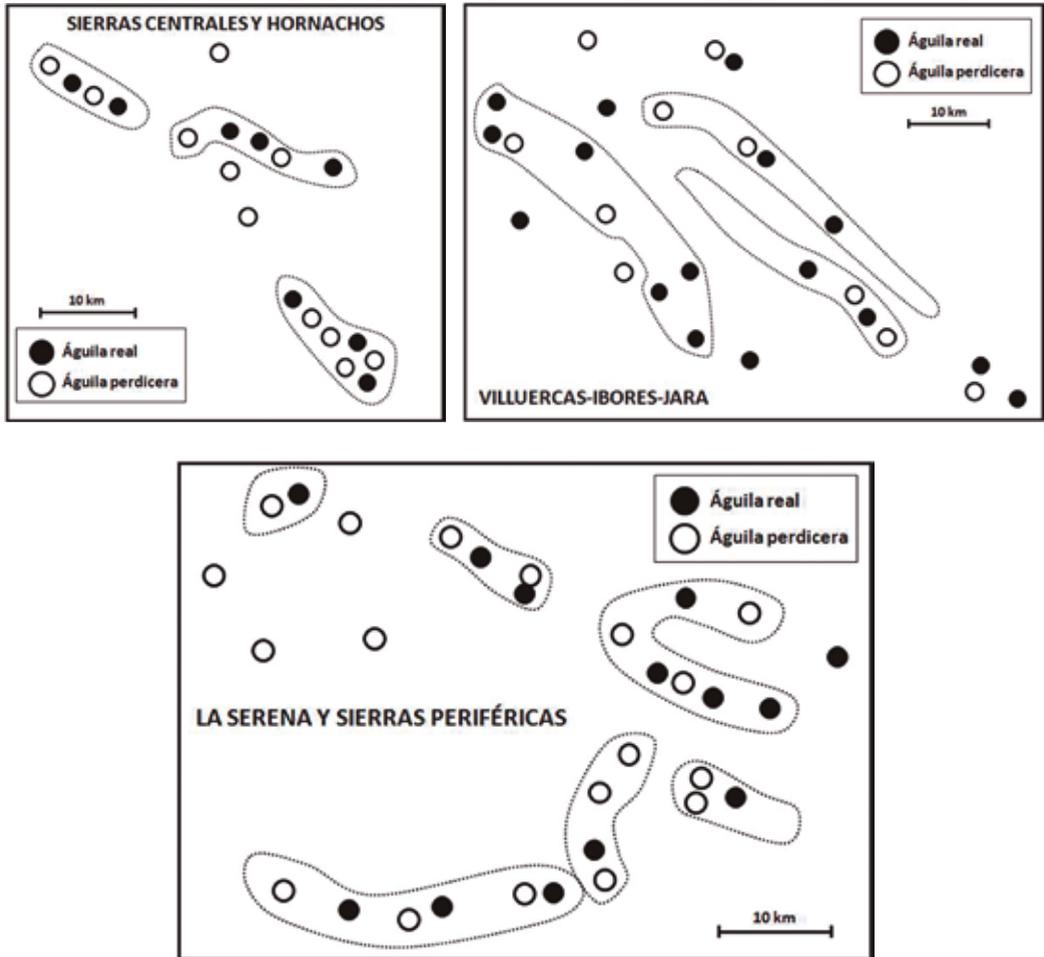


**Figura 49.** Distancias (en kilómetros) al vecino más próximo entre nidos de águila real (*Aquila chrysaetos*) con respecto a otras parejas de la especie o de águila perdicera (*Aquila fasciata*).

Precedentes regionales con área de estudio en Monfragüe (Prieta, 2019), presentan resultados muy similares a los obtenidos en esta obra; allí, la distancia real-real alcanza un promedio de 7.300 m frente a los 6.400 obtenidos aquí, mientras la distancia interespecífica muestra una gran similitud en ambos casos con valores de 4.430 y 4.600 m respectivamente.

En conclusión, estos datos demuestran una mayor tolerancia (menor distancia al vecino más próximo) y por tanto menor competencia de las parejas de águila real con parejas del águila perdicera (competencia interespecífica) que, con parejas de su misma especie (competencia intraespecífica), los cuales presentan idénticos requerimientos tróficos y reproductivos.

Un claro ejemplo de este gradiente de intensidad en las interacciones competitivas y modelo distribucional apuntado con anterioridad lo observamos también de forma gráfica (Figura 50). Este hecho, como se afirmó anteriormente es especialmente notorio en aquellas áreas con mayor densidad de parejas y una disposición lineal de las sierras (sustratos de nidificación) tales como las sierras Centrales, sierra de Hornachos o La Serena-sur, donde a causa de estos factores los territorios/nidos de estas dos especies muestran una disposición alterna (real-perdicera-real-perdicera, ...) (Figura 50). Esta disposición, como se ha comentado anteriormente, puede sin embargo verse afectada por diversos factores tanto naturales como antropogénicos.



**Figura 50.** Distribución espacial entre plataformas de nidificación del águila real (*Aquila chrysaetos*) y águila perdicera (*Aquila fasciata*) en los distintos núcleos seleccionados.

Los resultados obtenidos por otros autores a nivel nacional arrojan también conclusiones similares a las obtenidas en este estudio, donde ambas especies se muestran más tolerantes entre sí que entre conspecificos (Jordano, 1981; Rico *et al.*, 1999; Carrete *et al.*, 2001). Tan solo el trabajo de López-López (2004) en Castellón difiere de estos, presentando resultados opuestos a los anteriores, donde la distancia conspecifica es menor a la encontrada entre distintas especies (ver Tabla 22).

FUENTE	D. INTRAESPECÍFICA	D. INTERESPECÍFICA
Jordano (1981), sierra Morena	10.200 ± 3.700 (5)	3.600 ± 3000 (8)
Rico et al. (1999), Valencia	10.840 ± 4.749 (31)	7.157 ± 3.223 (31)
Carrete et al. (2001), Murcia	9.670 ± 3.780 (40)	7.220 ± 3.830 (62)
López-López et al. (2004), Castellón	11.590 ± 4.420 (22)	14.160 ± 6.990 (43)
Prieta (2019), Extremadura	7.300 (10.900 - 5.100)	4.430 (9.100 - 1.800)
Presente estudio, Extremadura	6.398 ± 2.666 (69)	4.602 ± 2.706 (64)

**Tabla 22.** Distancias (en metros) entre plataformas de nidificación de águila real (*Aquila chrysaetos*) con respecto a ella misma (REAL-REAL) y a nidos de águila perdicera (REAL-PERDICERA) en distintos trabajos y áreas geográficas de la península Ibérica. Fuente: Jordano (1981), Rico et al. (1999), Carrete et al. (2001), López-López et al. (2004) y Prieta (2019).

## 17.2. OCUPACIÓN Y USURPACIÓN DE NIDOS

La disposición y posesión de varias plataformas de nidificación en un territorio supone, además de beneficios en la reproducción (intensificación de las relaciones afectivas en la pareja durante la construcción y mantenimiento de las plataformas; Moreno, 2012), reducción a la alta exposición de parásitos (Newton, 1979) o reemplazo de nidos en caso de ocupación, deterioro o molestias en el área de cría (Brown y Amadon, 1968), una forma de marcaje territorial (Newton, 1979) (ver “7. Biología de la reproducción”). La construcción o reparación de una plataforma requiere una fuerte inversión temporal por parte de la pareja, así como de un gran esfuerzo, por tanto, el ahorro energético que supone la ocupación de nidos ajenos es una costumbre habitual en grandes rapaces (Newton, 1979; Fernández y Insausti 1990). En conjunto, tiene lugar una distribución óptima de las especies, donde por norma general, existe una mayor territorialidad entre parejas de la misma especie (lo cual modera la competencia por el alimento y aumenta la distancia entre parejas), a la vez que una mayor tolerancia entre especies distintas lo cual asegura la ocupación de todos los lugares de nidificación posibles en un territorio (Hutchinson, 1965). En el caso del águila real este tipo de fenómenos están ampliamente contrastados, no solo las ocupaciones de otras especies hacia esta (Fernández y Donázar, 1991, 1993; Margalida y García, 1999; Gil et al., 2014), sino además el fenómeno contrario, la usurpación de nidos/territorios por parte de la real a otras especies de aves (Fernández y Leoz, 1986; Fernández y Insausti 1990; Bautista et al., 2013).

Sobre la base del inventario de territorios (n=177) y plataformas de nidificación (n=300) de águila real en Extremadura se procedió a un análisis de la OCUPACIÓN de estas por parte de otras especies de rapaces durante el periodo de estudio. En el mismo sentido, se procedió a identificar la USURPACIÓN por parte del águila real de plataformas de nidificación pertenecientes a otras especies.

En el primero de los casos (OCUPACIÓN), durante el periodo de estudio 33 parejas de águila real y 39 de sus plataformas de nidificación se vieron afectadas por este fenómeno en Extremadura. La mayoría de estas ocupaciones (24; 61,5%) fueron cometidas por buitre leonado (*Gyps fulvus*), mientras el resto de casos (15; 38,5%) han de asignarse a especies como el águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*), águila perdicera (*Aquila fasciata*), alimoche (*Neophron percnopterus*) o búho real (*Bubo bubo*) entre otros (Tabla 23; Figura 51). La mayor parte de estas ocupaciones tuvieron lugar sobre nidos situados en roquedos, excepción hecha de aquellas protagonizadas por el águila imperial ibérica y el águila calzada que sucedieron en plataformas sobre árboles (Tabla 25).

El fenómeno contrario/complementario, la USURPACIÓN de plataformas de otras especies por parte del águila real también se manifiesta de acuerdo a los datos disponibles, aunque de menor frecuencia e intensidad en nuestra región (n=11). No obstante, merece destacar la usurpación de nidos de águila perdicera (n=9; 82%), habida cuenta sobre todo la simpatria y solapamiento de territorios que se produce entre ambas especies en numerosas áreas serranas de Extremadura. Así, de estas 9 usurpaciones, en tres de ellas ambas especies comparten territorio, mientras que en las seis restantes el águila real ha expulsado a su principal competidora, una demostración más de las fuertes tensiones territoriales a las que se someten estas especies. Los otros dos casos afectan al alimoche y al búho real (Tabla 24).

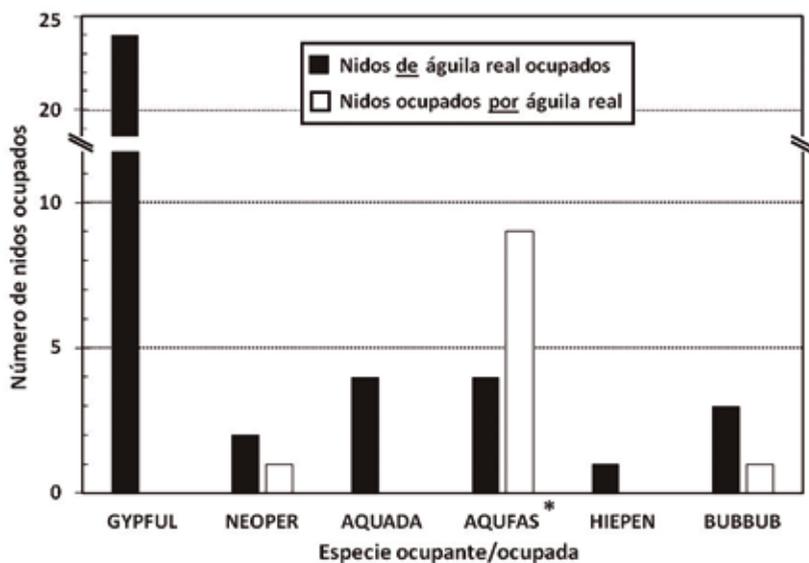
ESPECIE	NÚMERO	%
Buitre leonado ( <i>Gyps fulvus</i> )	24	61,5
Alimoche ( <i>Neophron percnopterus</i> )	2	5,1
Águila imperial ibérica ( <i>Aquila adalberti</i> )	4	10,3
Águila perdicera ( <i>Aquila fasciata</i> )	4	10,3
Águila calzada ( <i>Hieraaetus pennatus</i> )	1	2,6
Gavilán ( <i>Accipiter nissus</i> )	1	2,6
Búho real ( <i>Bubo bubo</i> )	3	7,7
<b>TOTAL</b>	<b>39</b>	<b>100,0</b>

**Tabla 23.** Plataformas de águila real (*Aquila chrysaetos*) ocupadas por otras especies en Extremadura durante el periodo de estudio (2005-2019)

ESPECIE	NÚMERO	%
Alimoche ( <i>Neophron percnopterus</i> )	1	9,1
Águila perdicera ( <i>Aquila fasciata</i> )	9	81,8
Búho real ( <i>Bubo bubo</i> )	1	9,1
<b>TOTAL</b>	<b>11</b>	<b>100,0</b>

**Tabla 24.** Plataformas de otras especies usurpadas por águila real (*Aquila chrysaetos*) en Extremadura durante el periodo de estudio (2005-2019).

En la siguiente gráfica puede observarse de forma conjunta el fenómeno de la ocupación/ usurpación de nidos de/por águila real (Figura 51). Queda patente como el águila perdicera es la principal afectada en cuanto a ocupaciones por parte de la especie se refiere. Sin embargo, el resto de especies se aprovecha de las plataformas del águila real en mayor medida que a la inversa, donde destaca el buitre leonado como el principal beneficiado.



**Figura 51.** Total de ocupaciones por parte de otras especies al águila real (*Aquila chrysaetos*), frente a las usurpaciones de esta a otras especies durante el periodo de estudio (2005-2019). \* Principal especie usurpada por el águila real.

Teniendo en cuenta el tipo de sustrato de nidificación donde se producen los casos de ocupación/ usurpación, queda reflejado como las plataformas con mayor incidencia tanto en uno como en otro caso son las localizadas en roquedos; así, tanto roquedos serranos como cantiles fluviales acogen el 85% de las ocupaciones y el 100% de las usurpaciones (Tabla 25). A su vez, se observa como la real no ha usurpado ningún nido sobre árbol, pero sí en cantiles, sobre todo serranos, lo que denota además el interés de la especie por este tipo de sustrato de nidificación sobre los otros. En este sentido cabe mencionar no obstante la mayor dificultad que plantea la observación de estos fenómenos sobre plataformas localizadas en árboles, por tanto estos sucesos podrían estar infravalorados.

ESPECIE	OCUPACIÓN		USURPACIÓN	
	N	%	N	%
Cantil de sierra	17	43,6	9	81,8
Cantil fluvial	16	41,0	2	18,2
Encina	1	2,6	0	0,0
Alcornoque	3	7,7	0	0,0
Eucalipto	2	5,1	0	0,0
<b>TOTAL</b>	<b>39</b>	<b>100,0</b>	<b>11</b>	<b>100,0</b>

**Tabla 25.** Ocupación y usurpación de plataformas de águila real (*Aquila chrysaetos*) según el tipo de sustrato de nidificación en Extremadura durante el periodo de estudio (2005-2019).

Cabe señalar como la ocupación de estas plataformas no tiene por qué ser sinónimo de expulsión del territorio de la especie “robada”. Esta situación es reversible, es decir, un nido ocupado por otra especie puede ser utilizado por la especie inicial en temporadas posteriores. En otras circunstancias la ocupación de un nido sí puede ir de la mano con la expulsión del territorio de la pareja inicial, sobre todo si el fenómeno se da entre especies de características y requerimientos semejantes, como por ejemplo entre grandes águilas (Jordano, 1981). Cabe destacar los nidos limítrofes entre territorios, en este caso pueden darse alternancia de ocupación entre especies en distintas temporadas. Estas interacciones territoriales junto con la disponibilidad y lugares de nidificación modulan la densidad de rapaces en un territorio (Brown y Watson, 1964; Gargett, 1975; Newton, 1976).

En conclusión y como se ha visto anteriormente, el águila real sufre ocupaciones de plataformas por parte de distintas especie de rapaces (Fernández y Leoz, 1986; Arroyo *et al.*, 1988; Margalida, 2016), pero el principal competidor en este sentido es el buitre leonado (Fernández-Arroyo y Martínez, 1991), el cual afecta de igual manera a multitud de rapaces como el buitre negro (González *et al.*, 1984; Traverso, 1998), quebrantahuesos (Margalida y García, 1999; Gil *et al.*, 2014; Margalida, 2016), alimoche o águila perdicera (Fernández y Donázar, 1991, 1993) entre otros.

## **18. CONSERVACIÓN Y AMENAZAS**

Extremadura se consolida como uno de los principales paraísos ornitológicos de Europa, albergando importantes poblaciones de multitud de taxones amenazados en todo el continente. Concretamente, las rapaces constituyen uno de los grupos de aves más representativos y en muchas ocasiones más amenazados. Pese a este valor patrimonial, y al igual que a escalas mayores (nacional o global), son muy diversas las amenazas a las que estas aves se ven sometidas en la región; las electrocuciones, la caza ilegal, los envenenamientos o las molestias de origen antropogénicos son las principales problemáticas que amenazan a estas especies (DGS, Junta de Extremadura). La práctica totalidad de estas causas interfieren del mismo modo sobre el águila real, ya sea de forma directa sobre los propios individuos o indirecta, afectando a su distribución y/o al éxito reproductor (Pizarro, 2014).

Por otro lado, la protección de las especies frente a los factores que las amenazan pasa en primer lugar por la identificación de estos y posteriormente en el diseño de planes o medidas de conservación específicos para cada especie o hábitat. En este sentido, el estado de conservación de una especie se cataloga según una serie de criterios que determinan el grado de amenaza o estatus de conservación en el que encuentra (IUCN, 2012a). En este apartado se analizarán estos criterios para el águila real a nivel regional, actualizando así el estatus de la especie en Extremadura.

### **18.1. FACTORES DE AMENAZA**

La base del presente estudio la constituyen de igual manera que en otros epígrafes, las observaciones y consideraciones aportadas por los Agentes del Medio Natural y personal técnico durante el periodo de estudio (2005-2019). Complementariamente a estos datos, también se incluyen en el presente estudio los registros de entrada a los Centros de recuperación de fauna silvestre en la región, en particular el Hospital de Fauna Salvaje “AMUS” (Acción por el Mundo Salvaje) localizado en Villafranca de los Barros (Badajoz) y el Centro de Recuperación de Fauna y Educación Ambiental Los Hornos gestionado por la propia Junta de Extremadura y sito en Sierra de Fuentes (Cáceres).

Según la información recogida por los Agentes del Medio Natural, se han registrado un total de 74 sucesos de amenaza y 56 parejas afectadas en Extremadura, de donde se deduce que varias de estas parejas han sufrido más de un episodio de esta índole (17 parejas).

Los principales factores de amenaza detectados para la especie en la región son, por un lado, las actividades cinegéticas (31,1%); este tipo actividades y sobre todo las desempeñadas en fechas tardías del periodo de caza (febrero) como monterías, caza de zorzales o caza de la perdiz con reclamo, interfieren en la actividad reproductora de la especie (cortejos, cópulas, construcción/

ocupación de plataformas, o incubaciones tempranas). Las sierras Centrales de Badajoz y el valle del Matachel han sido señaladas como las áreas más afectadas por este tipo de factores de amenaza, aunque cualquier otro territorio o pareja de la especie puede verse afectada por los mismos.

Por otro lado, las molestias de origen humano como las actividades al aire libre (senderismo, ciclismo, escalada, tránsito de vehículos todoterreno, navegación, entre otras) suponen un grave riesgo para el éxito reproductivo en los territorios afectados. Este tipo de perturbaciones suponen en torno al 28% (21 casos) de estas causas en la región. Del mismo modo y muy en consonancia con las molestias humanas, los trabajos forestales pueden suponer un riesgo en según qué territorios y en épocas concretas, sobre todo al inicio de la reproducción. Estos constituyen el 24% de las amenazas registradas, un total de 18 casos, y se dan tanto en fincas públicas como privadas. Destacan en este sentido, las comarcas de la Serena-Siberia y sierra Morena, presentando esta última la mayor proporción de parejas nidificantes sobre árboles (ver "16.1. Nidotópica"), motivo por el cual esta amenaza puede ser más relevante al sur de Badajoz. En definitiva, las molestias de cualquier índole durante el periodo reproductivo y en mayor medida al inicio de este, se presentan como una grave amenaza para la especie en Extremadura (ver Tabla 26).

Otra serie de factores con menor repercusión o al menos con menor número de registros son la persecución directa (5 casos; expolios, derribos de nidos, venenos, etc.), cada vez menos frecuente pero todavía existente, molestias por explotaciones agro-ganaderas (3), las obras públicas (3) (construcción o mantenimiento de carreteras, pistas, conducciones...) y los tendidos eléctricos (1), todos ellos y respectivamente con representaciones por debajo de 5% del total de las amenazas documentadas en este periodo (Tabla 26).

Por otro lado, la especie también soporta una serie de amenazas de origen natural, si bien es cierto que este tipo de sucesos son más difícilmente observables como puede ser la muerte por escasez de alimento, enfermedad, accidentes durante el vuelo/caza, depredación, etc. En este contexto, los Agentes del Medio Natural registraron un total de 17 parejas con algún tipo de interferencia interespecífica demostrando una vez más este hecho (ver "17. Relaciones interespecíficas e intraespecíficas: Competencia"). Cabe destacar el caso concreto de una pareja perteneciente al término municipal de Peraleda del Zaucejo (Badajoz), la cual entre las temporadas 2005 y 2014 ha llegado a registrar hasta tres amenazas diferentes en su territorio relacionadas con molestias agroganaderas, trabajos forestales y competencia interespecífica, lo que denota la susceptibilidad de la especie en su convivencia con el hombre.

PROBLEMÁTICAS/AMENAZAS DE ORIGEN ANTROPOGÉNICO	N	%
Actividades cinegéticas (monterías, perdiz con reclamo)	23	31,1
Molestias antropogénicas (senderismo, vehículos...)	21	28,4
Trabajos forestales	18	24,3
Persecución directa (Caza, expolios...)	5	6,8
Explotaciones agro-ganaderas	3	4,1
Obras públicas	3	4,1
Tendidos eléctricos	1	1,4
<b>Total</b>	<b>74</b>	<b>100</b>

**Tabla 26.** Amenazas documentadas para el águila real (*Aquila chrysaetos*) por los Agentes del Medio Natural en Extremadura durante el periodo de estudio (2005-2019).

Complementariamente a estos datos, los dos Centros de Recuperación de Fauna Silvestre existentes en la región, AMUS (Acción por el Mundo Salvaje, Villafranca de los Barros - Badajoz) y el Centro de Recuperación de Fauna y Educación Ambiental "Los Hornos" (Junta de Extremadura, Sierra de Fuentes -Cáceres), han registrado un total de 43 ingresos de águila real durante el periodo 2009-2021. Del total de estos ingresos las electrocuciones se presentan como la principal amenaza en Extremadura, o al menos la principal causa de ingreso en dichas entidades (32% de los casos). Al número de ingresos contabilizados por este hecho (14) se debe señalar que ninguno de estos ejemplares fue capaz de ser liberado al medio natural, denotando la gravedad de esta amenaza, la cual sentencia prácticamente a las aves afectadas.

A su vez, las actividades ilegales (trampas, lazos y caza directa), traumatismos (fracturas diversa índole) y otras causas conocidas (incendio, patologías, cautividad, retirada del nido...) suponen el 14% de los ingresos respectivamente, presentando porcentajes de recuperación entre el 20-30% de los ingresos. Por otro lado, aunque la caída del nido de pollos jóvenes y los envenenamientos no superan conjuntamente el 10% de los casos, estas incidencias se muestran letales para la especie en todos los sucesos registrados. Finalmente, en determinadas ocasiones el mal estado de los restos o el propio desconocimiento veterinario que se tiene sobre muchas especies silvestres impidió determinar de la causa de ingreso, representando una sexta parte de los casos (ver Tabla 27).

CAUSA DE INGRESO	Nº CASOS	% DE TOTAL	LIBERADOS	% LIBERADOS
Actividades ilegales	6	14,0	3	33,3
Caída del Nido	2	4,7	0	0,0
Electrocución	14	32,6	0	0,0
Envenenamiento	2	4,7	0	0,0
Traumatismo	6	14,0	2	22,2
Otras causas	6	14,0	2	22,2
Desconocida	7	16,3	2	22,2
<b>Total</b>	<b>43</b>	<b>100,0</b>	<b>9</b>	<b>100,0</b>

**Tabla 27.** Causas de ingreso de águila real (*Aquila chrysaetos*) en centros de recuperación de fauna silvestre de Extremadura (2009-2021).

La labor de estas entidades en la región ha permitido la liberación satisfactoria de nueve ejemplares al medio natural, lo que representa aproximadamente el 21% de las águilas reales ingresadas en este periodo.

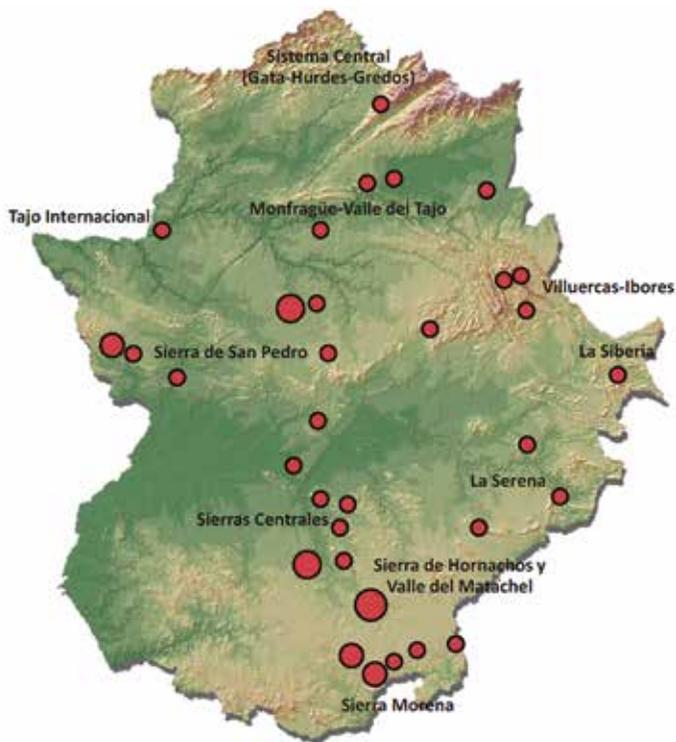
Desde un punto de vista geográfico, se han registrado avisos a lo largo y ancho de toda la comunidad autónoma, desde la sierra de San Pedro hasta la Siberia y desde La Vera hasta el sur de Badajoz, si bien es cierto que destacan por un mayor número de sucesos la Campiña Sur y las comarcas centrales de la provincia pacense (Tierras de Mérida-Vegas Bajas y Tierra de Barros).

En este sentido, más del 60% de los casos se produjeron en la provincia de Badajoz, donde destacan las localidades de Valencia de las Torres con cuatro ejemplares recogidos en su término municipal, Ribera del Fresno con tres y los municipios de Reina y Llerena con dos (Tabla 28, Figura 52). La zona centro y sur de la provincia pacense presentan una mayor procedencia relativa de individuos, las cuales albergan importantes núcleos reproductores (sierras Centrales, Hornachos, valle del Matachel y sierra Morena), además de catalogarse como un área de dispersión juvenil relevante, debido en gran medida a las elevadas densidades de especies presa que alberga la zona (conejo y perdiz fundamentalmente). Este hecho, junto a que estas áreas son más transitadas y poseen una orografía

menos acusada que por ejemplo el norte de Cáceres incrementa la probabilidad de encuentro y por tanto de ingreso de estos ejemplares en los centros de recuperación. Por su parte, sobre el 40% de los casos fueron registrados en la provincia cacereña, donde cabe señalar a Cáceres con tres avisos y Valencia de Alcántara con dos (Tabla 28). De forma general, un total de 33 municipios en la región han protagonizado algún episodio de rescate/recogida de ejemplares de la especie en este periodo (Tabla 28, Figura 52).

Analizando cada una de las distintas causas de ingreso, se han registrado un mayor número de electrocuciones en las serranías centrales de la provincia pacense (La Zarza, Oliva de Mérida, Palomas o Ribera del Freno) así como en la Campiña Sur (Llerena y Valencia de las Torres). Por otro lado, las actividades cinegéticas se suceden de forma general por toda la provincia desde Monfragüe (Villareal de San Carlos) hasta la Campiña (Granja de Torrehermosa). Del mismo modo que ocurre con los traumatismos (fracturas óseas de procedencia desconocida en la mayoría de las ocasiones).

Teniendo en cuenta la edad, la mayor parte de los ejemplares ingresados fueron adultos (20; 47%), el 14% juveniles (6) y el 18% pollos (8), mientras en el resto de casos no fue posible determinar la edad del individuo (9; 21%). No parece haber una relación clara entre el rango de edad y la causa de ingreso, aunque parece ser que las electrocuciones afectan en mayor medida a los ejemplares jóvenes, posiblemente a causa de su condición errante. Tampoco se encuentra una relación clara entre causas de ingreso y sexo de la especie, aunque teniendo en cuenta que no todos los ejemplares estuvieron sexados es difícil de estimar esta relación (se determinaron 8 hembras, 10 machos y 25 ejemplares indeterminados).

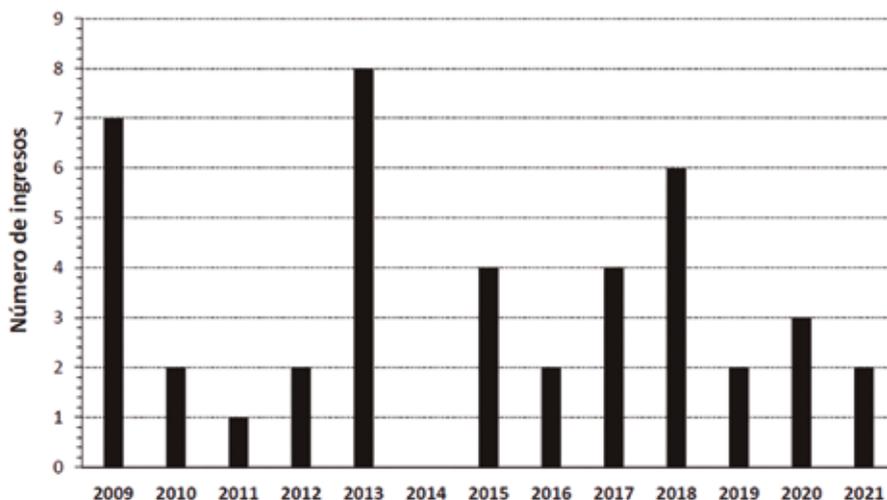


**Figura 52.** Procedencia de los ejemplares de águila real (*Aquila chrysaetos*) ingresados en los Centros de Recuperación de Fauna en Extremadura en el periodo 2009-2012. Ver Tabla 28 para la identificación de las localidades.

MUNICIPIO	PROVINCIA	Nº DE CASOS
Alcántara	CC	1
Cáceres	CC	3
Casas del Castañar	CC	1
Castañar de Ibor	CC	1
Fresnedoso de Ibor	CC	1
Guadalupe	CC	1
Madroñera	CC	1
Navalmoral de la Mata	CC	1
Talaván	CC	1
Toril	CC	1
Torremocha	CC	1
Valencia de Alcántara	CC	2
Villamesías	CC	1
Villarreal de San Carlos	CC	1
Aljucén	BA	1
Azuaga	BA	1
Castuera	BA	1
Esparragosa De Lares	BA	1
Granja De Torrehermosa	BA	1
Helechosa de los Montes	BA	1
Hornachos	BA	1
La Zarza	BA	1
Llerena	BA	2
Mérida	BA	1
Oliva de Mérida	BA	1
Palomas	BA	1
Peñalsordo	BA	1
Reina	BA	2
Ribera del Fresno	BA	3
San Vicente de Alcántara	BA	1
Valencia De Las Torres	BA	4
Valverde de Llerena	BA	1
Villar del Rey	BA	1
<b>Total</b>	<b>Extremadura</b>	<b>43</b>

**Tabla 28.** Procedencia de los ejemplares de águila real (*Aquila chrysaetos*) ingresados en los Centros de Recuperación de Fauna de Extremadura (2009-2012).

Por último, analizando el número de ingresos para la especie en cada una de las temporadas estudiadas se puede observar que la media de ingresos para la especie por año levemente supera los tres ejemplares/año, si bien es cierto la existencia de temporadas con picos por encima de los 6 individuos rescatados (2009, 2013 y 2018) y por el contrario, otros como 2014 con ausencias total de casos (ver Figura 53).



**Figura 53.** Número de ingresos de águila real (*Aquila chrysaetos*) registrados en los centros de recuperación de Extremadura en el periodo de estudio (2009-2021).

Las principales amenazas para la especie en la región no distan demasiado, al menos a grandes rasgos, de las sufridas por esta a nivel nacional (ver "9. Conservación y Amenazas"). Desde un punto de vista bibliográfico, la caza supone una amenaza directa, Arroyo y colaboradores (1990) publica al menos 3 muertes registradas además de 5 expolios y Sánchez y Rodríguez (1994) informan de 6 puestas perdidas relacionadas con actividades cinegéticas. Por otro lado, el veneno se considera otro factor de muerte directa, que a causa de la dificultad de su detección se sospecha que las muertes por este motivo son mucho mayores a las documentadas, conociéndose casos positivos analizados por la Facultad de Veterinaria de la Universidad de Extremadura (UEX) (Soler et al., 2005). Por último, los tendidos eléctricos son la principal fuente de muerte no natural para la especie, ya sea por electrocuciones o colisiones (Pizarro, 2014). Estudios en la región demuestran como multitud de rapaces acaban perdiendo la vida a causa de estas líneas, pero se ha demostrado como la corrección de las mismas disminuye en gran medida estas muertes. En la región se citaron un total de 9 electrocuciones en la década de los ochenta (Arroyo et al., 1990) sucesos que continúan produciéndose posteriormente (Palacios, 2005). Las causas no directas son igualmente perjudiciales para el águila real, muy susceptible a las perturbaciones y molestias. Las pistas forestales, carreteras, proximidad a núcleos urbanos, turismo rural/natural descontrolado y deportes al aire libre son factores muy negativos para la especie, especialmente durante los meses de cría que coinciden además con el periodo de máxima actividad de este tipo de perturbaciones. Arroyo y colaboradores (1990) estimaron 76 parejas sujetas a amenazas en Extremadura (20 por conocimiento de los nidos por parte de la población, 36 con perturbación reiterada, 7 por proximidad urbes, 37 por cercanía a vías de comunicación, 7 por obras y 20 nidos de fácil acceso).



**Figura 54.** Ejemplar irrecuperable de águila real (*Aquila chrysaetos*) ingresado en uno de los Centros de Recuperación de Fauna Silvestre de la región (AMUS). Autor: José María Guzmán.

Las medidas de conservación pertinentes para la especie pasarían por la eliminación o disminución en la medida de lo posible, de las causas directas de mortalidad, la concienciación en el sector cinegético, exponiendo a la especie como clave en el mantenimiento de poblaciones sanas de presas y controlador eficaz de predadores (otras rapaces y carnívoros), corrección de tendidos eléctricos peligrosos y los adyacentes a las principales áreas reproductivas. Además de la protección de las zonas de reproducción y control de las mismas durante la época de cría, así como la elaboración de planes de recuperación de especies presa como el conejo y la perdiz y seguimiento e investigación sobre la propia especie

## 18.2. EVALUACIÓN DEL ESTATUS DE CONSERVACIÓN

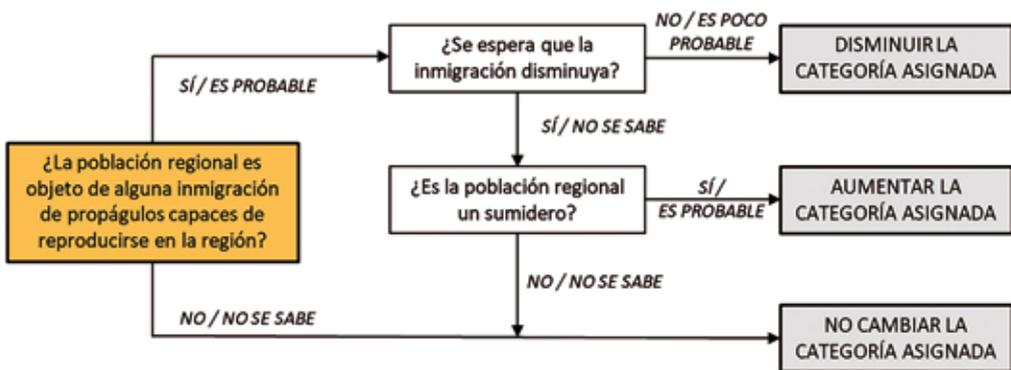
Conocer el estado actual de conservación de una especie es realmente importante, ya que permite aplicar las medidas pertinentes y correctas para el mantenimiento y aumento de sus poblaciones. Para ello, el sistema utilizado globalmente es el propuesto por las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN. Desde su creación hasta 1994, las categorías se asignaban de manera subjetiva. A partir de este momento, el Consejo de la UICN, con el fin de conseguir evaluaciones objetivas, creó un nuevo sistema basado en

cinco grupos de criterios que permitían definir con claridad las distintas categorías de amenaza. Dichos criterios han ido pasando por una serie de actualizaciones, hasta llegar a su versión más actual, la Versión 3.1. (UICN, 2012a). Esta versión considera nueve categorías: No Evaluado (NE), Datos Insuficientes (DD), Preocupación Menor (LC), Casi Amenazado (NT), Vulnerable (VU), En Peligro (EN), En Peligro Crítico (CR), Extinto en Estado Silvestre (EW) y Extinto (EX). En el caso de las evaluaciones de carácter regional, se añaden dos categorías más: No Aplicable (NA) y Extinto a Nivel Regional (RE).

En la actualidad el águila real se encuentra catalogada como "Vulnerable" según el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura regulado por el Decreto 37/2001, de 6 de marzo y actualizado por el Decreto 78/2018, de 5 de junio sin cambios para la especie.

La evaluación del estatus de conservación del águila real en la comunidad se ha realizado conforme a los criterios que dicta la UICN en su documento "Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1." (UICN, 2012a) (Tabla 29) y a las respectivas "Directrices de Uso de las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN. Versión 14" (Comité de Estándares y Peticiones de la UICN, 2019). El análisis cuantitativo (criterio E), dado que la información que se poseía no era suficiente y siguiendo las recomendaciones de BirdLife International (2000), no se ha tenido en cuenta.

Una vez se ha obtenido el estatus de conservación preliminar para la especie, se ha realizado un ajuste de la categoría a un nivel regional, concretamente, para poblaciones reproductoras. Todo ello se ha hecho consultando el documento "Directrices para el uso de los Criterios de la Lista Roja de la UICN a nivel regional y nacional: Versión 4.0." (UICN, 2012b) (Figura 55).



**Figura 55.** Esquema conceptual para ajustar a una evaluación regional la categoría preliminar obtenida según los criterios de la UICN para una población reproductora. Fuente: UICN (2012b).

Atendiendo a los criterios de evaluación propuestos por la IUCN (Tabla 29):

- **Criterio A:** La población de águila real en los últimos 10 años no ha experimentado grandes cambios manteniéndose estable a lo largo de este periodo, no pudiéndose aplicar de esta forma el Criterio A.

- **Criterio B:** Respecto a la distribución geográfica, la extensión de presencia (E00) es de 45.423,43 km<sup>2</sup>, superficie mayor a la de la propia comunidad (41.635 Km<sup>2</sup>) debido al tamaño del PMC en consecuencia de la extensa disposición de las plataformas en la región (ver Figura 56). Por ello, se asume que el criterio B1. no es aplicable para la especie. Sin embargo, el área de ocupación (A00) tiene una superficie de 1.268 Km<sup>2</sup>, que pese a ser menor a la establecida por la IUCN para catalogar a la especie como vulnerable (VU) (menos de 2.000 Km<sup>2</sup>) no cumple ninguna de las condiciones obligatorias para dicha catalogación (a, b o c) ignorando por tanto el criterio B2.

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

		En Peligro Crítico	En Peligro	Vulnerable
<b>A1</b>		≥ 90%	≥ 70%	≥ 50%
<b>A2, A3 &amp; A4</b>		≥ 80%	≥ 50%	≥ 30%
<b>A1</b>	Reducción del tamaño de la población observada, estimada, inferida o sospechada, en el pasado donde las causas de la reducción son claramente reversibles y entendidas y conocidas y han cesado.	<p>Con base en y especificando cualquiera de los siguientes puntos:</p>		<p>(a) observación directa [excepto A3]</p> <p>(b) un índice de abundancia apropiado para el taxón</p> <p>(c) una reducción del área de ocupación (A00), extensión de presencia (E00) y/o calidad del hábitat</p> <p>(d) niveles de explotación reales o potenciales</p> <p>(e) como consecuencia de taxones introducidos, hibridación, patógenos, contaminantes, competidores o parásitos</p>
<b>A2</b>	Reducción del tamaño de la población observada, estimada, inferida o sospechada, en el pasado, donde las causas de la reducción pudieron no haber cesado o no ser entendidas y conocidas o no ser reversibles.			
<b>A3</b>	Reducción del tamaño de la población que se proyecta, se infiere o se sospecha será alcanzada en el futuro (hasta un máximo de 100 años)[(a) no puede ser usado].			
<b>A4</b>	Reducción del tamaño de la población observada, estimada, inferida, proyectada o sospechada donde el período de tiempo considerado debe incluir el pasado y el futuro (hasta un máx. de 100 años en el futuro), y donde las causas de la reducción pueden no haber cesado o pueden no ser entendidas y conocidas o pueden no ser reversibles.			

<b>B. Distribución geográfica representada como extensión de presencia (B1) Y/O área de ocupación (B2)</b>				
		En Peligro Crítico	En Peligro	Vulnerable
<b>B1.</b>	Extensión de presencia (E00)	< 100 km <sup>2</sup>	< 5.000 km <sup>2</sup>	< 20.000 km <sup>2</sup>
<b>B2.</b>	Área de ocupación (A00)	< 10 km <sup>2</sup>	< 500 km <sup>2</sup>	< 2.000 km <sup>2</sup>

Y por lo menos 2 de las siguientes 3 condiciones:

<b>(a)</b> Severamente fragmentada, 0 número de localidades	= 1	≤ 5	≤ 10
<b>(b)</b> Disminución continua observada, estimada, inferida o proyectada en cualesquiera de: <b>(i)</b> extensión de presencia; <b>(ii)</b> área de ocupación; <b>(iii)</b> área, extensión y/o calidad del hábitat; <b>(iv)</b> número de localidades o subpoblaciones; <b>(v)</b> número de individuos maduros.			
<b>(c)</b> Fluctuaciones extremas en cualesquiera de: <b>(i)</b> extensión de presencia; <b>(ii)</b> área de ocupación; <b>(iii)</b> número de localidades o subpoblaciones; <b>(iv)</b> número de individuos maduros.			

<b>C. Pequeño tamaño de la población y disminución.</b>				
		En Peligro Crítico	En Peligro	Vulnerable
<b>Número de individuos maduros</b>		< 250	< 2.500	< 10.000
Y por lo menos, uno de C1 o C2				
<b>C1.</b>	Una disminución continuada observada, estimada o proyectada (hasta un máximo de 100 años en el futuro) de al menos:	El 25% en 3 años o 1 generación (lo que fuese más largo)	El 20% en 5 años o 2 generaciones (lo que fuese más largo)	El 10% en 10 años o 3 generaciones (lo que fuese más largo)
<b>C2.</b>	Una disminución continua observada, estimada, proyectada o inferida Y por lo menos 1 de las siguientes 3 condiciones:			
<b>(a)</b>	(i) Número de individuos maduros en cada subpoblación	≤ 50	≤ 250	≤ 1.000
	(ii) % de individuos en una sola subpoblación =	90-100%	95-100%	100%
<b>(b)</b>	Fluctuaciones extremas en el número de individuos maduros			

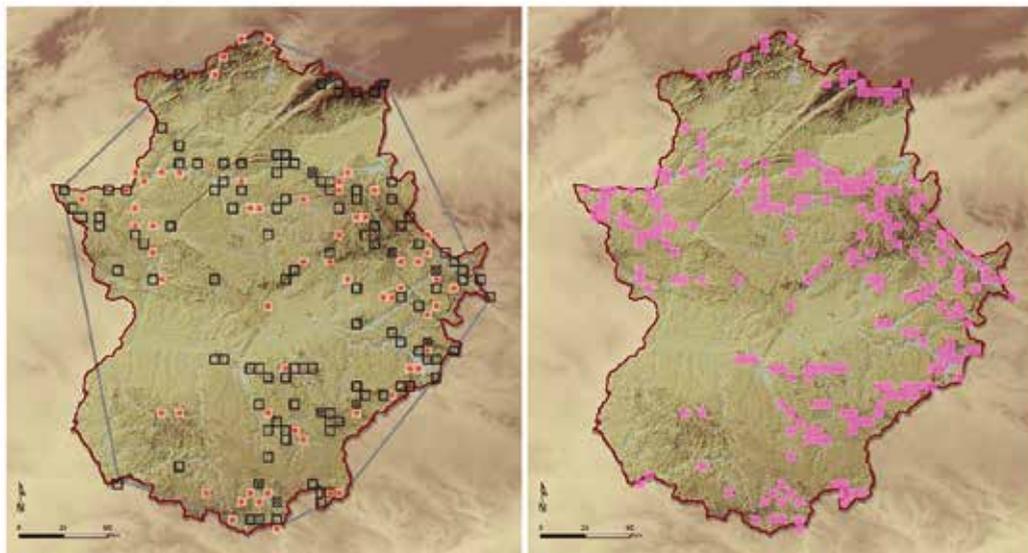
D. Población muy pequeña o restringida.				
		En Peligro Crítico	En Peligro	Vulnerable
D.	Número de individuos maduros	< 50	< 250	D1. < 1.000
D2.	Solo aplicable a la categoría VU Área de ocupación restringida o bajo número de localidades con una posibilidad razonable de verse afectados por una amenaza futura que podría elevar al taxón a CR o EX en un tiempo muy corto.	-	-	D2. Tipicamente A00 < 20 km <sup>2</sup> o número de localidades ≤ 5
E. Análisis Cuantitativo				
		En Peligro Crítico	En Peligro	Vulnerable
Indica que la probabilidad de extinción en estado silvestre es:		≥ 50% dentro de 10 años o 3 generaciones, lo que fuese más largo (100 años máx.)	≥ 20% dentro de 20 años o 5 generaciones, lo que fuese más largo (100 años máx.)	≥ 10% dentro de 100 años

**Tabla 29.** Resumen de los criterios para la evaluación de especies de la UICN. Fuente: UICN (2012a).

- **Criterio C:** La población presenta un tamaño pequeño, con un total de 230 individuos maduros en 2019 (<250), motivo por el cual podría catalogarse como en "Peligro crítico" (CR), sin embargo, al no haber sufrido ningún tipo de disminución poblacional en los 10 años previos, este criterio (C) no es aplicable.

- **Criterio D:** La población reproductora se compone de 230 ejemplares (<250; "En Peligro"), sin embargo, teniendo en cuenta la población flotante adulta, se estima que el número total de parejas sobrepasa los 250 individuos, por ello, la especie se cataloga como "Vulnerable" (VU) en la región.

- **Criterio E:** No aplicable debido a la falta de información, según la recomendación de Birdlife International (2000).



**Figura 56.** Extensión de presencia (E00) y área de ocupación (A00) del águila real (*Aquila chrysaetos*) en Extremadura.

En cuanto al ajuste regional, esta población no se considera aislada, es decir, se estima un intercambio continuo de ejemplares con otras poblaciones a nivel nacional, aceptando por tanto el criterio del ajuste regional de la evaluación. Prosiguiendo con la batería de preguntas formalizadas en esta corrección (Figura 55), no se espera una disminución del número de ejemplares inmigrantes de esta población, así pues, y según el segundo criterio, la especie debe disminuir de categoría asignada, catalogándose como “Casi Amenaza” (NT) en la región (Tabla 30). Así pues, la especie disminuye su estatus de conservación en comparación con el anterior Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura (Pizarro, 2014).

CRITERIO	JUSTIFICACIÓN
A. Reducción del tamaño poblacional.	<b>Población estabilizada</b> , sin reducciones acusadas en el número de efectivos.
B. Distribución geográfica representada como extensión de presencia (B1) Y/O área de ocupación (B2)	<b>E00: 45.423 km<sup>2</sup></b> <b>A00: 1.268 km<sup>2</sup></b> Por el A00, podría catalogarse como Vulnerable, pero no cumple los requisitos adicionales.
C. Pequeño tamaño de la población y disminución.	<b>Nº de individuos en la población en 2019: 230</b> Pero <b>sin disminución</b> observada en los 10 años previos.
D. Población muy pequeña o restringida.	<b>Nº de individuos en la población en 2019: 250</b> Al tener ≥ 250 individuos maduros → <b>Vulnerable (VU)</b>
E. Análisis Cuantitativo	No aplicable debido a la falta de información.
Ajuste regional	No se espera una disminución de la inmigración de ejemplares en el territorio (3b) → <b>Casi Amenazada (NT)</b>

**Tabla 30.** Resumen de la justificación para la aplicación de los criterios de la Lista Roja de la UICN para establecer la categoría de amenazada del águila real (*Aquila chrysaetos*) en Extremadura

## 19. ADAPTACIÓN AL CAMBIO CLIMÁTICO DEL ÁGUILA REAL EN EXTREMADURA

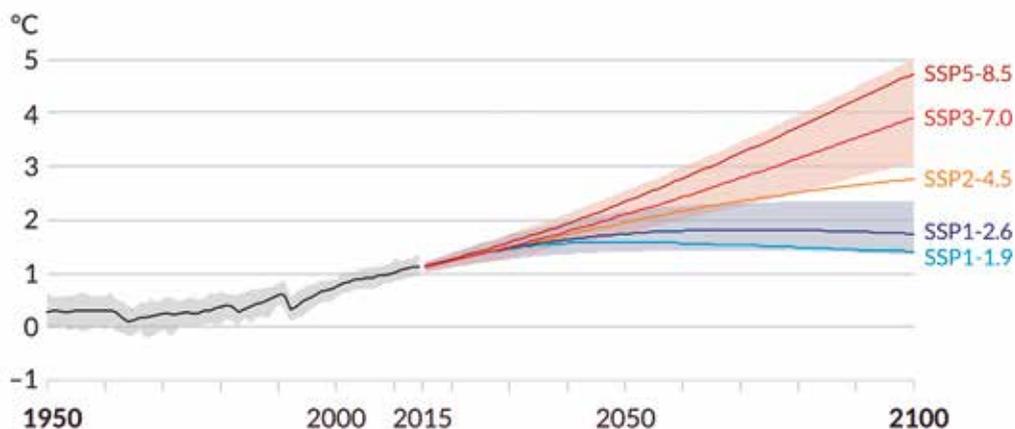
### 19.1. INTRODUCCIÓN

Es indiscutible que la influencia humana ha producido un calentamiento generalizado de la Tierra; provocando rápidos cambios en la atmósfera, océanos, criosfera y biosfera. Las actividades humanas están causando un cambio climático, debido al cuál, los eventos extremos, como olas de calor, lluvias torrenciales y sequías, son más frecuentes y severos. Uno de los órganos más importantes a nivel mundial, experto en el estudio de dichos cambios es el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC), que tiene como finalidad evaluar información científica, técnica y socioeconómica relevante para la comunidad internacional a la hora de tomar decisiones relativas a las causas, consecuencias y acciones necesarias para afrontar el cambio climático. Desde sus inicios, el IPCC ha desarrollado un total de seis informes de evaluación, siendo el sexto el más reciente, elaborado en 2021. En estos informes, se han evaluado el estado del conocimiento relativo al cambio climático, sus efectos potenciales y las posibles estrategias de respuesta; de tal forma que dichos informes se han convertido en documentos de referencia utilizados por responsables de políticas y científicos. El sexto informe (IPCC, 2021), proporciona una mejor comprensión de la influencia humana en el clima gracias a nuevas simulaciones de modelos climáticos, análisis y métodos que combinan varias líneas de evidencia científica. Al igual que los informes previos, se presentan una serie de escenarios, en este caso cinco en total, que

representan un rango de evolución futura de impulsores antropogénicos del cambio climático. Cada uno de estos escenarios se denomina SSPx-y, donde SSPx se refiere a la trayectoria socioeconómica compartida (*Shared Social-economic Pathway*), e y se refiere al nivel aproximado de fuerza radiativa ( $W/m^2$ ) en el año 2100. Los niveles de emisión de distintos gases varían entre los escenarios según los supuestos socioeconómicos, los niveles de mitigación del cambio climático y los controles sobre la contaminación del aire debida a los aerosoles y precursores de ozono distintos del metano.

Los escenarios, que comenzarían en el año 2015, serían los siguientes: SSP1-1.9 y SSP1-2.6, donde las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) y de  $CO_2$  serían muy bajas, reduciéndose a cero cerca de 2050, seguidas posteriormente de emisiones netas negativas de  $CO_2$ ; SSP2-4.5, con emisiones de GEI intermedias y de  $CO_2$  que se mantienen en torno a los niveles actuales hasta mediados de siglo; y SSP3-7.0 y SSP5-8.5, con altas emisiones de GEI, y emisiones de  $CO_2$  que se duplican con respecto a los niveles actuales para 2100 y 2050, respectivamente (IPCC, 2021). Comparando con los registros de 1850-1900, es muy probable que la temperatura global promediada en 2081-2100 aumente entre 1,0 y 1,8 °C en escenarios de bajas emisiones de GEI (SSP1-1.9); entre 2,1°C y 3,5°C en escenarios de emisiones de GEI intermedias (SSP2-4.5); y entre 3,3°C y 5,7°C bajo el escenario de altas emisiones de GEI (SSP5-8.5) (IPCC, 2021; Figura 57).

España debido no solo a su situación geográfica, sino además a factores orográficos, climáticos y sociales presenta una enorme variedad de ecosistemas, los cuales albergan un gran número de endemismos dependientes de estos últimos (Moreno *et al.*, 2005). Por ello, España se cataloga posiblemente como el país con mayor biodiversidad de Europa (Pérez *et al.*, 2009) motivo por el cual este tipo de amenazas se agravan aún más si cabe en nuestro territorio. Debido a ello, las estrategias de adaptación son necesarias para evitar o reducir sus impactos potenciales y para favorecer la recuperación tras los daños que produce.

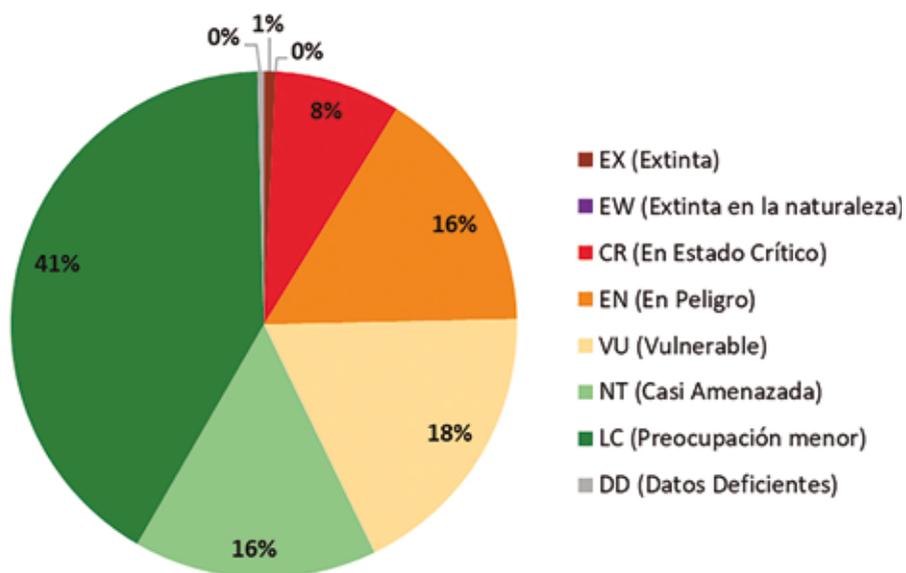


**Figura 57.** Cambio en la temperatura global de la superficie en relación a 1850-1900. Fuente: IPCC (2021).

En respuesta a esta problemática, en 2006 el Ministerio de Medio Ambiente publica el primer Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático 2006-2020 (PNACC) (MIMAM, 2006), actualizado recientemente por el PNACC 2021-2030 (MITECO, 2020). Desde 2006, el PNACC ha constituido el marco de referencia para las administraciones públicas en la generación de conocimiento y construcción de respuestas adaptativas frente al cambio climático en España, con el objetivo principal de evitar o reducir los daños presentes y futuros derivados del cambio climático y

construir una economía y sociedad más resilientes. Para ello, define una serie de objetivos, criterios, ámbitos de trabajo y líneas de acción. En el último PNACC (MITECO, 2020), las distintas líneas de acción se encuadran en hasta 18 ámbitos de trabajo. En el ámbito del patrimonio natural, biodiversidad y áreas protegidas, se encontrarían un total de cinco líneas de acción, siendo una de las más interesantes en el contexto que nos acaece la “Línea de Acción 4.1: Incorporación del factor cambio climático en las estrategias nacionales de conservación y en los planes de conservación y recuperación de especies amenazadas”. Tal línea incide en la actualización de las estrategias y planes de especies catalogadas teniendo en cuenta el actual contexto de cambio climático, para reducir su impacto sobre ellas y aumentar su resiliencia. De igual forma, considera importante la actualización de los modelos de distribución de las especies y sus hábitats clave en base a los modelos climáticos más recientes aportados por el IPCC, para poder gestionar de forma más integral y sostenida en el tiempo la biodiversidad. Junto a las actividades antrópicas que tienen una incidencia directa sobre ella, una de las mayores amenazas actuales para la biodiversidad es el cambio climático, y la predicción de los impactos que puede generar supone un importante reto al que se enfrenta la comunidad científica. Asociados al calentamiento del planeta, las especies están viendo modificados ciertos aspectos de su biología: cambios ecológicos (Van de Pol *et al.*, 2010; Abdul-Aziz *et al.*, 2011; McLean *et al.*, 2021), comportamentales (Hussell, 2003; Ventura *et al.*, 2021), fisiológicos (Sheridan y Bickford, 2011; Lane *et al.*, 2012; Blechschmidt *et al.*, 2020) y genéticos (Canestrelli *et al.*, 2017) se han observado en los últimos años en distintas especies. Sin embargo, a pesar de las adaptaciones que pueden llegar a desarrollar, cerca del 13% de las especies que se encuentran amenazadas, lo están por fenómenos derivados del cambio climático y episodios climatológicos extremos (UICN, 2021). En el caso de las aves, un 42% de las especies amenazadas por esta causa, se encuentran en un estado de amenaza elevado (CR, EN y VU) (Figura 58).

Viendo, por tanto, el impacto inminente del cambio climático sobre las distintas especies —sobre todo, aquellas que presentan algún grado de amenaza—, es de vital importancia tratar de modelar sus futuras distribuciones en base a los distintos escenarios climáticos, con el objetivo de aumentar los esfuerzos de conservación en caso de que tales distribuciones se vean disminuidas.



**Figura 58.** Porcentaje de especies de aves amenazadas a nivel mundial por el cambio climático según la categoría de amenaza de la UICN en la que se encuentran. Fuente: UICN (2021).

En esta línea, Extremadura se suma a la lucha contra este fenómeno antropogénico con la elaboración del Plan Extremeño Integrado de Energía y Clima 2021-2030 (PEIEC, 2021). Dicho documento, será de referencia para las actuaciones futuras en la región en materia de transición energética y cambio climático hasta 2030. Para ello se creará la Comisión Interdepartamental de Cambio Climático de Extremadura.

Más concretamente, el cambio climático afecta de forma especial a las rapaces, pues se presentan en este sentido como un grupo de riesgo ante esta problemática, definiendo a este grupo de aves como unos buenos indicadores de los cambios en los ecosistemas (Martín y Ferrer, 2013; Donázar *et al.*, 2016). Muchas de estas especies ven alterados sus rangos de distribución debido a cambios meteorológicos en sus territorios (Sutton y Puschedorf, 2020), además muchos de estos cambios afectan directamente a sus presas y en consecuencia repercuten tróficamente a estas especies (Sharikov *et al.*, 2019). Del mismo modo, el cambio climático modifica los patrones migratorios de las rapaces tanto en fecha como destino (Filippi-Codaccioni *et al.*, 2010; Jaffré *et al.*, 2013). Por tanto y como consecuencia última, estos factores, el cambio climático y sus consecuencias, pueden estar involucrados incluso en la extinción de algunas especies en áreas concretas (Sergio *et al.*, 2021).

A nivel nacional, en 2011 se evaluaron los cambios en la distribución futura de muchas especies en la Península Ibérica a través de dos modelos de simulación climática (ECHAM4 y CGM2), proyectados sobre distintos escenarios planteados (A2 y B2) (Araújo, 2011). En dicho momento el águila real ocupaba el 31% de la superficie de la península, unos 155.900 km<sup>2</sup> y presentaba un área potencial de ocupación de 319.800 km<sup>2</sup>. Los resultados de dichas simulaciones no proyectaron una buena situación para el águila real en España, con reducciones de distribución superiores al 80%. Esta situación empeora drásticamente en Extremadura a partir de 2040 (Araújo, 2011). Aunque estos modelos climáticos en la actualidad se encuentran desactualizados, ponen de manifiesto la importancia del estudio de estos cambios sobre las especies. Conforme a la Línea de Acción 4.1 del PNACC, es necesario una revisión y actualización de las distribuciones desarrolladas con anterioridad por Araújo (2011) en base a los nuevos escenarios climáticos marcados por el IPCC en su último informe (IPCC, 2021), que pueden indicar algún cambio de la tendencia de la especie en nuestra región.

## 19.2. OBJETIVOS

El objetivo general del presente estudio es conocer el efecto del cambio climático en la especie águila real en la región de Extremadura, gracias a la variación de su favorabilidad climática dentro de los distintos escenarios que plantea el IPCC en su sexto informe.

## 19.3. MATERIAL Y MÉTODOS

Para conocer el efecto del cambio climático sobre el águila real se ha utilizado la metodología propuesta por real y colaboradores (2006) para el cálculo de la favorabilidad climática por unidades espaciales. Para ello, se ha cuantificado la variación entre un escenario presente —creado mediante la utilización de datos históricos de una serie climática de los últimos años, la presencia actual de la especie—, y un conjunto de escenarios proyectados a futuro —establecidos por distintos escenarios temporales, de circulación atmosférica o de emisiones— (Figura 59).

### Presencia de la especie

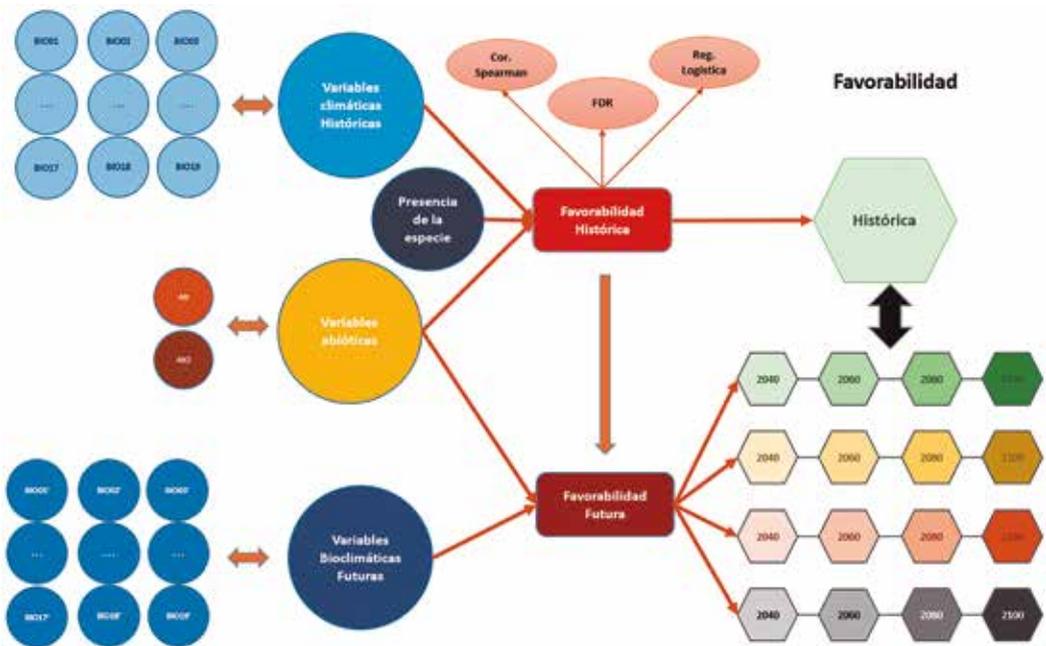
La presencia actual de la especie en Extremadura se ha establecido mediante cuadrículas UTM de 10 kilómetros de lado, obteniendo un total de 114 cuadrículas con presencias, de un total de 516, es decir, el 22,1% del territorio extremeño (Ver metodología “15. Selección del hábitat”). Esta escala de trabajo es ampliamente utilizada para los estudios de distribución de fauna y su modelización (MITECO, 2012; Araújo, 2011), siendo también adecuadas estas unidades para la escala de la información ambiental.

### Variables ambientales abióticas

Como principales variables abióticas se han utilizado variables topográficas, obtenidas a partir del modelo digital del terreno, procedente de la primera cobertura con paso de malla de 25 metros del Instituto Geográfico Nacional (MDT25). A partir de este modelo, se han extraído los valores por cuadrículas UTM (ver Anexo 2) de distintas variables derivadas, todas ellas utilizadas con anterioridad en modelos de distribución de especies mediante favorabilidad (Chamorro *et al.*, 2020; Márquez *et al.*, 2011).

### Variables climáticas históricas

Muchas son las fuentes que proporcionan datos climáticos a diferentes escalas (AEMET, Atlas Climático de Extremadura, Atlas Miramon, WorldClim, Chelsa, etc.). Para el presente estudio se han elegido los datos del proyecto WorldClim (Fick y Hijmansm, 2017), en su versión 2.1 (WorldClim2), que proporciona cartografía a escala global en formato espacial (Geotiff) de datos climáticos obtenidos a partir de la serie de años comprendidos entre 1970 y 2000, con un paso de malla de 30 segundos de arco en el ecuador (aproximadamente 1 km<sup>2</sup>). WorldClim2 dispone de datos mensuales de temperaturas mínimas, medias y máximas, precipitación, radiación solar, velocidad del viento y presión de vapor de agua; así como 19 variables bioclimáticas derivadas de las anteriores (Hijmans *et al.*, 2005).



**Figura 59.** Diagrama para el cálculo de la variación de favorabilidad en los distintos escenarios de cambio climático.

Se han seleccionado todas las variables bioclimáticas disponibles en WorldClim2 (ver Anexo 2), que han sido utilizadas previamente en estudios de distribución de especies (Cauli *et al.*, 2021; McCabe *et al.*, 2021), y que a su misma vez, están relacionadas con factores de temperatura y precipitación, que influyen en la presencia o reproducción de este tipo de rapaces (Gil *et al.*, 1996; Di Vittorio y López-López, 2014)

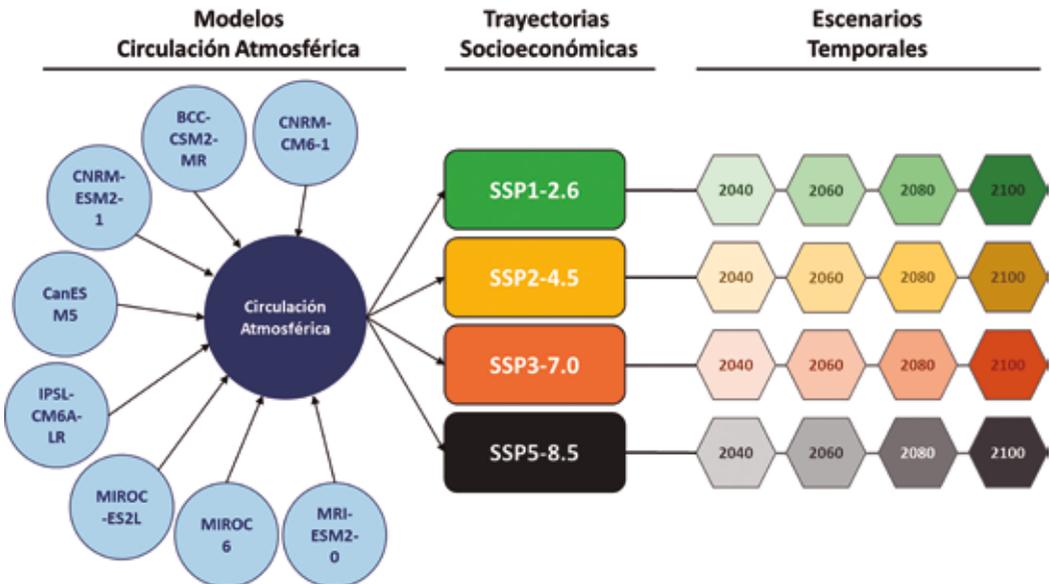
## Variables climáticas futuras en escenarios de cambio climático

Para las variables climáticas en escenarios de cambio climático, se han utilizado los datos más actuales que presenta WorldClim, correspondientes al proyecto de inter-comparación de modelos de clima acoplados (*Coupled Model Intercomparison Project Phase 6, CMIP6*) (Eyring et al., 2016), cuya menor escala de trabajo actualmente es de 2,5 minutos de arco (Aproximadamente 5 km). Estos modelos, en comparación con sus antecesores (CMIP5), tienen una mayor sensibilidad, e incluyen nuevas y mejores representaciones de procesos químicos y biológicos. Por ello, pese a la existencia de los CMIP5, que presentan una mayor resolución espacial (30" - 1 km), se ha optado por la utilización de los CMIP6, que son los que se han evaluado en el sexto informe del IPCC, y al ser más acordes con la realidad actual, su uso es preferible (IPCC, 2021).

En el CMIP6, se establecen hasta cuatro de los cinco escenarios de emisión desarrollados por el IPCC en su sexto informe (IPCC, 2021): SSP1-2.6, SSP2-4.5, SSP3-7.0 y SSP5-8.5 Para todos ellos, se han utilizado los diferentes modelos climáticos de circulación atmosférica global (*Global Climate Models, GCM*) disponibles en la base de datos de WorldClim (Figura 60), basados en leyes físicas de la atmósfera y en la parametrización de procesos, tales como movimientos de las masas de aire, formación de la nubosidad y efectos del océano entre otros factores. Para mantener la homogeneidad de los datos, se ha desestimado la utilización de los datos del GCM GFDL-ESM4 provenientes del *Geophysical Fluid Dynamics Laboratory*, que no están disponibles para los escenarios SSP2-4.5 y SSP5-8.5.

Al igual que los datos climáticos históricos, los datos en los diferentes escenarios de cambio climático han sido calibrados y regionalizados mediante WorldClim2. Estos datos presentan hasta cuatro escenarios temporales cada 20 años: 2021-2040, 2040-2060, 2061-2080, 2081-2100.

Con todo ello, teniendo en cuenta los 8 GCM, cada uno de ellos con 4 escenarios de emisiones y 4 escenarios temporales; se han obtenido para cada una de las 19 variables bioclimáticas, un total de 128 capas ráster de los distintos escenarios de cambio climático proyectados (Figura 60).



**Figura 60.** Escenarios de cambio climático establecidos en la base de datos WorldClim2 acordes a los escenarios planteados en el IPCC en su sexto informe.

## Cálculo de favorabilidad histórica y futura

Se han calculado, tanto para las variables abióticas como para las climáticas históricas y futuras, los datos medios por cuadrículas UTM de 10 kilómetros de lado mediante las herramientas de estadística zonal del software ArcGIS 10.1. Para recoger toda la variabilidad atmosférica, cada uno de los escenarios temporales y de emisiones (SSP) pertenecientes a los respectivos GCM, se agruparon en un solo valor, obteniéndose a través del cálculo de la media aritmética y mediante la utilización del mismo software, un total de 16 escenarios de cambio climático que recogen las distintas fechas y trayectorias futuras posibles.

Los cálculos y tratamientos estadísticos de estos datos para el cálculo de la favorabilidad se han realizado mediante el software SPSS versión 27 y hojas de cálculo Excel del paquete Microsoft Office 365.

El cálculo de favorabilidad climática del águila real se ha realizado mediante la utilización de las presencias/ausencias de la especie como variable dependiente, y los datos derivados de las variables abióticas y climáticas históricas, como variables independientes. Estos resultados se han proyectado para cada uno de los 16 escenarios de cambio climático definidos anteriormente, para conocer la variación de la favorabilidad climática de la especie. Para ello, inicialmente con los datos climáticos históricos se realizó un análisis para crear un subconjunto de variables predictivas significativas mediante un análisis de regresión logística binaria de la presencia/ausencia de la especie respecto a cada una de las 21 variables disponibles, obteniendo la significancia ( $\alpha$ ) individual de cada variable dentro del modelo (Muñoz y real, 2006). Posteriormente, para evitar la multicolinealidad entre todas estas variables, se aplicó un coeficiente de correlación de Spearman entre ellas. Para cada pareja de variables con valor de correlación superior a 0,8, se seleccionó la variable con mayor nivel de significancia individual ( $\alpha$ ) (Chamorro *et al.*, 2020).

A las variables seleccionadas se añadieron sus variables cuadráticas para evitar en la proyección de escenarios futuros las respuestas monotónicas, mediante el cálculo de su fórmula de regresión logística (Y) para cada par de variables. Estableciendo el modelo final con el resultado de la combinación de cada viable y su cuadrado.

Los valores de la probabilidad y favorabilidad de presencia de la especie en cada una de las cuadrículas se han obtenido siguiendo la misma metodología explicada en el apartado para el estudio del modelo de distribución (Ver metodología "15. Selección del hábitat").

Para realizar la proyección de los datos a los distintos escenarios de cambio climático se utilizó la ecuación resultante de la regresión logística por pasos hacia delante, sustituyendo los valores de las variables climáticas históricas por las futuras.

$$Y' = \alpha + \beta_1 X_{f1} + \beta_2 Z_{f2} + \dots + \beta_n Z_{fn}$$

La favorabilidad futura se calculó posteriormente mediante la siguiente fórmula:

$$F' = 1 - \frac{1}{1 + \exp^{(Y' - \ln(\frac{n1}{n0}))}}$$

Finalmente, se calculó para cada periodo y sus distintos escenarios de emisiones (SSP), el porcentaje de cuadrículas pertenecientes a las diferentes categorías de favorabilidad, tanto para dos clases (<0,5 y >0,5), como para tres (baja favorabilidad <0,2, favorabilidad media 0,2-0,8 y alta favorabilidad >0,8). Siguiendo la metodología de real *et al.* (2010), se han calculado una serie de operaciones de lógica difusa para cada periodo y sus distintos SSP, que ayudan a predecir el impacto del cambio climático en la favorabilidad de la especie: el índice de incremento (I), la superposición (O), el mantenimiento (M) y el cambio estimado (S). Valores positivos de I indican un incremento de las áreas favorables, mientras que los negativos, la pérdida neta de estas. Altos valores de O, cercanos a 1, indican que las distribuciones de los valores de favorabilidad futura serán similares a los actuales. M indica el grado en el cuál, valores actuales de favorabilidad persistirán en el futuro, mostrando el valor 1 el mantenimiento completo de las

áreas presentes en el futuro. S indica cambios en la favorabilidad, de tal forma que mide la proporción de la favorabilidad presente que se predice que se perderá en el futuro, pero que puede ser compensado con la ganancia de favorabilidad en otras zonas. Los valores de O, M y S varían de 0 a 1. Las fórmulas de las citadas operaciones de lógica difusa se pueden consultar en real *et al.* (2010) y Chamorro *et al.* (2020).

#### 19.4. RESULTADOS

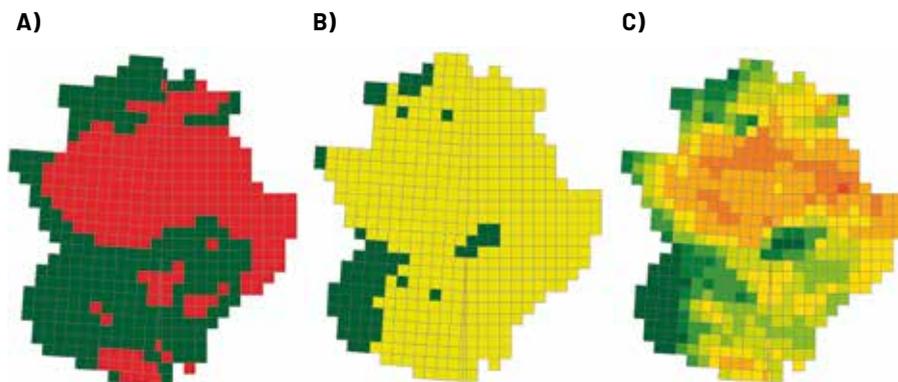
El análisis de multicolinealidad descartó 17 de las 21 variables ambientales, reduciéndose a 3 mediante la técnica FDR (Anexo 2). Se configuró posteriormente un modelo en dos pasos con 2 variables explicativas, todas estadísticamente significativas (<0,05). Finalmente se aplicó el modelo con la combinación de estas variables con su cuadrado (Tabla 31), obteniendo ambas variables significativas signo positivo, siendo la variable Isotermalidad (Wald = 21,6) la que adquiere mayor peso en el modelo. Además, no se encontraron en el modelo diferencias significativas ( $H_{yL} > 0,05$ ) entre lo observado y lo esperado en la prueba de Hosmer y Lemeshow ( $H_{yL} = 0,171$ ).

	VARIABLES	$\beta$	E.T.	WALD	SIG.	EXP(B)
1	Bio03Y (+)	1,078	0,232	21,643	0,000	2,940
2	Bio04Y (+)	1,026	0,290	12,506	0,000	2,790
	Constante	1,335	0,457	8,535	0,003	3,801

**Tabla 31.** Variables en el último paso de la regresión logística (Paso 2), ordenadas por su inclusión en el modelo.  $\beta$ : coeficientes del parámetro de la ecuación, E.T: error típico, Wald: importancia en el modelo, Sig.: significación estadística, Exp(B): estimación de los *Odd Ratio*.

Se obtuvo por cuadrículas UTM 10km de lado la favorabilidad de la especie, para los datos climáticos históricos (Figura 61), mostrando por un lado los resultados en dos (A) y tres (B) clases, y por otro, en 10 clases regulares de 0,1 cada una (C).

Para la primera clasificación se obtuvieron 253 (49%) cuadrículas UTM con favorabilidad mayor de 0,5 (Figura 61.A); mientras que, para la segunda, se establecieron 66 cuadrículas (13%) de favorabilidad alta (>0,8) y 450 cuadrículas (87%) de favorabilidad intermedia (0,2-0,8), no encontrándose para los datos históricos ninguna cuadrícula con favorabilidad baja (<0,2) (Figura 61.B).



**Figura 61.** Resultados de favorabilidad histórica para la especie. A) dos clases: valores de favorabilidad >0,5 (verde) y <0,5 (rojo), B) tres clases: baja favorabilidad <0,2 (rojo), favorabilidad intermedia 0,2-0,8 (amarillo) y alta favorabilidad >0,8 (verde). C) diez clases en pasos regulares de 0,1: baja favorabilidad rojo, y alta favorabilidad verde.

La principal característica de los resultados de favorabilidad para los escenarios de cambio climático del águila real es que las cuadrículas de alta favorabilidad (>0,8) desaparecen para todos los escenarios proyectados (Tabla 32; Figura 63), observándose de forma general un importante cambio de tendencia respecto de los datos históricos. Este cambio de tendencia es patente también en las cuadrículas desfavorables para la especie (<0,2), que no tienen presencia en los resultados históricos, pero que en los escenarios de cambio climático aumentan en gran medida y de forma regular según sea el escenario de mayores emisiones y en el futuro más lejano, hasta alcanzar casi el 100% en la proyección más alejada en tiempo del escenario más dramático.

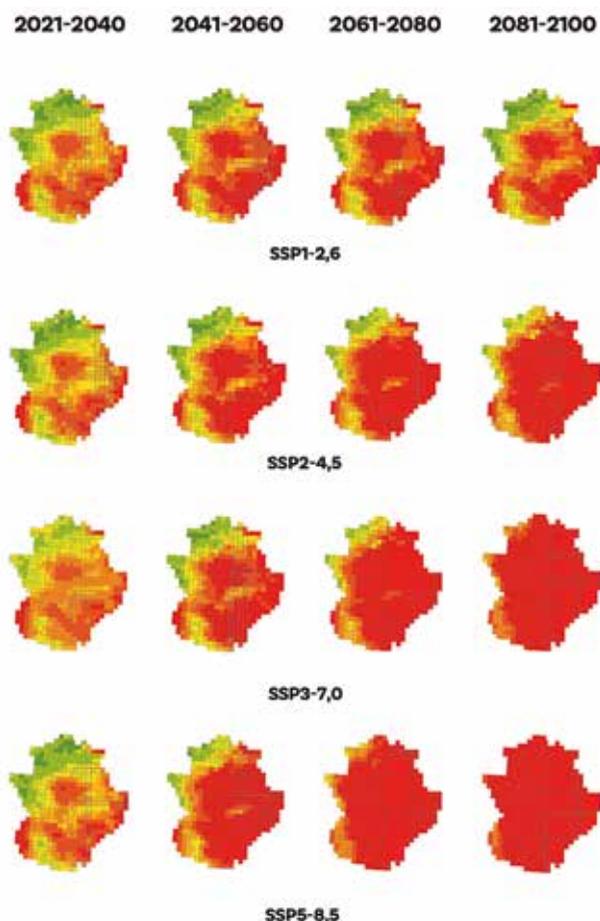
	HISTÓRICO			2021-2040			2041-2060			2061-2080			2081-2100		
	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C
SSP1-2,6	0,0	87,2	12,8	28,9	71,1	0,0	51,2	48,8	0,0	54,5	45,5	0,0	48,1	51,9	0,0
SSP2-4,5				27,5	72,5	0,0	55,2	44,8	0,0	68,6	31,4	0,0	79,3	20,7	0,0
SSP3-7,0				23,4	76,6	0,0	56,6	43,4	0,0	78,3	21,7	0,0	93,4	6,6	0,0
SSP5-8,5				28,3	71,7	0,0	70,2	29,8	0,0	90,3	9,7	0,0	99,0	1,0	0,0

**Tabla 32.** Porcentaje de cuadrículas en las distintas categorías de favorabilidad climática para cada escenario temporal y de emisión (SSP). (a: baja favorabilidad <0,2; b: favorabilidad media 0,2-0,8; c: alta favorabilidad >0,8).



**Figura 62.** Águila real (*Aquila chrysaetos*). Autor: Ángel Sánchez.

Los datos históricos del número de cuadrículas más o menos favorables (<0,5) muestran una igualdad, que se desequilibra a favor de las cuadrículas desfavorables (<0,5) en los primeros resultados proyectados, haciéndose más patente según sea mayor la proyección en el tiempo y más alto el escenario de emisiones socioeconómicas, llegando al 100% en tres de las más negativas (Tabla 33).



**Figura 63.** Resultados gráficos de la variación de favorabilidad total en Extremadura por escenarios temporales y de emisión (SSP). Diez clases en pasos regulares de 0,1: baja favorabilidad rojo, y alta favorabilidad verde.

	HISTÓRICO		2021-2040		2041-2060		2061-2080		2081-2100	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
SSP1-2,6	49,1	50,9	71,3	28,7	79,1	20,9	81,8	18,2	78,1	21,9
SSP2-4,5			70,0	30,0	82,8	17,2	90,3	9,7	95,7	4,3
SSP3-7,0			69,0	31,0	83,5	16,5	94,8	5,2	100,0	0,0
SSP5-8,5			71,3	28,7	90,3	9,7	100,0	0,0	100,0	0,0

**Tabla 33.** Porcentaje de cuadrículas en las distintas categorías de favorabilidad climática para cada escenario temporal y de emisión (SSP). (a: favorabilidad <0,5; b: favorabilidad >0,5).

Los índices de variación de la favorabilidad (Tabla 34) corroboran lo comentado anteriormente, mostrando la pérdida neta de las áreas climáticas favorables a la especie (I) en todos los escenarios planteados, siendo esta pérdida mayor cuanto peor es el escenario socioeconómico de emisiones y su proyección en el tiempo, llegando casi a una pérdida total (I = -1) de favorabilidad respecto a la favorabilidad histórica en los peores escenarios. En los valores de 0 se observa su tendencia a la baja, indicando que las distribuciones de los valores de favorabilidad futura serán muy distintos a los actuales según se proyecten los escenarios temporales y socioeconómicos. Tendencia que se repite con los mismos valores para el índice M, indicando que las zonas favorables actuales no se mantendrán en los escenarios proyectados y no serán sustituidas por otras (S) en estas nuevas situaciones planteadas.

SSP/PERIODOS		2021-2040	2041-2060	2061-2080	2081-2100
<b>SSP1-2,6</b>	I	-0,335	-0,494	-0,539	-0,472
	O	0,665	0,506	0,461	0,528
	M	0,665	0,506	0,461	0,528
	S	0,000	0,000	0,000	0,000
<b>SSP2-4,5</b>	I	-0,317	-0,545	-0,697	-0,806
	O	0,683	0,455	0,303	0,194
	M	0,683	0,455	0,303	0,194
	S	0,000	0,000	0,000	0,000
<b>SSP3-7,0</b>	I	-0,293	-0,552	-0,797	-0,940
	O	0,707	0,448	0,203	0,060
	M	0,707	0,448	0,203	0,060
	S	0,000	0,000	0,000	0,000
<b>SSP4-8,5</b>	I	-0,330	-0,712	-0,919	-0,983
	O	0,670	0,288	0,081	0,017
	M	0,670	0,288	0,081	0,017
	S	0,000	0,000	0,000	0,000

**Tabla 34.** Resultados de los índices de variación de la favorabilidad climática histórica frente a la favorabilidad de los diferentes escenarios de cambio climático. Índice de incremento (I), superposición (O), mantenimiento (M) y cambio estimado (S).

En resumen, se observa en los datos comentados anteriormente que la favorabilidad futura del águila real en los distintos escenarios de cambio climático planteados en Extremadura, desciende gradualmente hasta valores muy bajos según sean más severos los escenarios socioeconómicos de emisiones y según aumente su proyección en el tiempo.

## 19.5. DISCUSIÓN

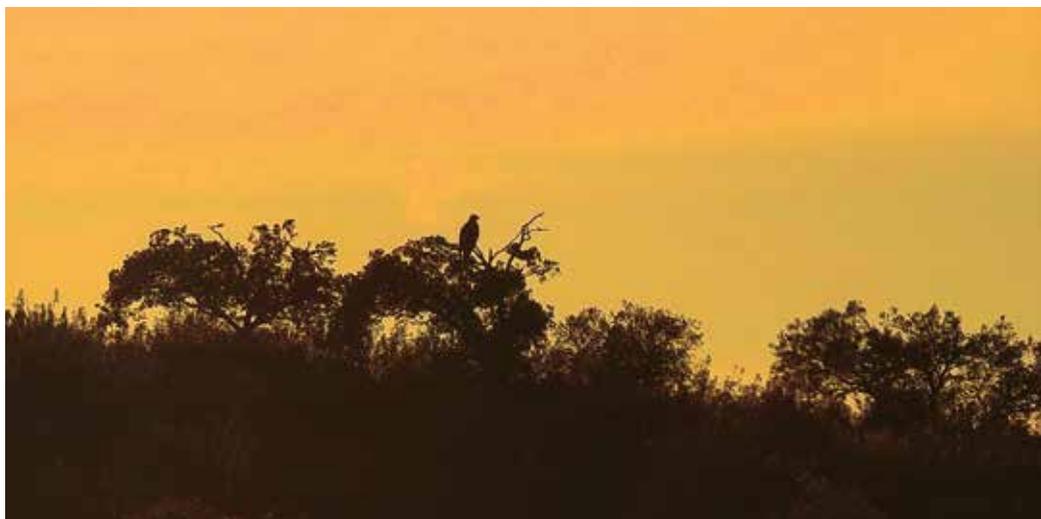
El águila real se adapta a multitud de ambientes climáticos a lo largo de toda su distribución, desde Canadá hasta Japón y desde el Círculo Polar Ártico hasta el Trópico de Cáncer (Cramp y Simmons, 1980; BirdLife International, 2022). Del mismo modo, en la península Ibérica se distribuye por la práctica totalidad del territorio, más influenciada por la disponibilidad de presas y zonas de nidificación que por cuestiones climatológicas (ver "3.2. Distribución nacional"). Sin embargo, ante el acusado cambio climático que nos

acontece, la distribución de la especie podría verse seriamente reducida según los resultados obtenidos en los modelos predictivos de cambio climático, viéndose reducida su distribución a la mitad norte peninsular en unas pocas décadas (Araujo, 2011).

La favorabilidad climática actual del águila real en Extremadura se presenta, en líneas generales, aceptable, debido a que gran parte de la región ofrece una favorabilidad media para la especie, sin embargo, hay que señalar que son pocas (menos de 15%) las cuadrículas existentes con una favorabilidad climática alta para la real (>0,8) (Figura 61). Estas cuadrículas albergan los núcleos de población del sistema Central (Gata-Hurdes), el sector más occidental de Tajo Internacional y las estribaciones más meridionales de Los Ibores-Villuercas-Jara. Por el contrario, las áreas menos favorables, climáticamente hablando, son la zona central y oriental de la provincia cacereña (Monfragüe-valle del Tajo y la mayor parte del núcleo Ibores-Villuercas-Jara), las cuales presentan importantes poblaciones de la especie (ver "12. Población reproductora y tamaño poblacional"), que debido a esta situación serían las principales poblaciones en peligro por el cambio climático. Del mismo modo, cierto sector de sierra Morena también presenta favorabilidades negativas para el águila real.

Según el modelo de cambio climático, las predicciones en base a los distintos escenarios planteados a lo largo de las distintas proyecciones temporales no son nada alentadoras para la situación de la especie en la región (ver Figura 63), al igual que ocurría en modelos anteriores (Araújo, 2011). Un aumento sustancial de la temperatura podría provocar una reducción en la supervivencia de los pollos; temperaturas medias durante la época de cría superiores a los 32°C suponen menores tasa de supervivencia en la especie (Kochert et al., 2019). Del mismo modo la querencia de la especie por la estacionalidad de la temperatura, es decir, los cambios térmicos propios de cada estación, provocará una reducción de la distribución del águila real en la península Ibérica, reduciéndose esta a la franja norte. Del mismo modo, este aumento de la temperatura podría incidir en un mayor número de incendios en la región, y puesto que la especie también nidifica en árboles (del Moral, 2009), podría suponer pérdidas de plataformas y/o pollos sobre todo en épocas reproductoras. Este hecho cobra aún más sentido cuando la distribución de la especie (ver Figura 14) solapa en gran medida con las zonas de alto riesgo de incendios plantada por la Junta de Extremadura (Consejería de Agricultura, Desarrollo Rural, Población y Territorio), a través del Decreto 144/2016 de 6 de septiembre.

En definitiva, la especie se ve afectada negativamente por este fenómeno del cambio climático en la región, ya sea de forma directa (sobre la propia especie) o indirectamente (especies presa, sustratos de nidificación, etc.).



**Figura 64.** Águila real (*Aquila chrysaetos*). Autor: José María Guzmán.

### **III. BIBLIOGRAFÍA**

**Acevedo, P. y R. Real** (2012). Favourability: Concept, distinctive characteristics and potential usefulness. *Naturwissenschaften*, 99: 515-522.

**Acevedo, P., Real, R. y C. Gortazar** (2011). Favorabilidad ecogeográfica para el corzo: Distribución y abundancia. *Pirineos*, 166: 9-27.

**Abdul-Aziz, O., Manthua, N.J. y K.W. Myers** (2011). Potential climate change impacts on thermal habitats of Pacific salmon (*Oncorhynchus spp.*) in the North Pacific Ocean and adjacent seas. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 68: 1660-1680.

**Allen, M.L., Inagaki, A. y M.P. Ward** (2020). Cannibalism in raptors: a review. *The Journal of Raptor Research*. *Journal of Raptor Research*, 54(4): 000-000.

**Anctil, A., Franke, A. y J. Bêty** (2014). Heavy rainfall increases nestling mortality of an Arctic top predator: Experimental evidence and long-term trend in Peregrine falcons. *Oecologia*, 174: 1033-1043.

**Anderson, R.P., Lew, D., Peterson, A.T.T., Anderson, R.P., Lew, D. y A.T. Peterson** (2003). Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling*, 162: 211-232.

**Araújo, J.** (1974). Unos datos sobre nidos de *Aquila chrysaetos* en Cáceres. *Ardeola*, 19(2): 455-455 pp.

**Araújo, M.B., Guilhaumon F., Neto D.R., Pozo, I., y R. Calmaestra** (2011). *Aquila chrysaetos* (águila real). Pp.: 350-351. En: *Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación al Cambio Climático de la Biodiversidad Española. 2 Fauna de Vertebrados*. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Madrid, 640 pp.

**Arroyo, B.** (2002). Censo de águila real *Aquila chrysaetos* en la provincia de Guadalajara. Informe no publicado. Consejería de Agricultura y Medio Ambiente, Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha.

**Arroyo, B.** (2003). águila real *Aquila chrysaetos*. Pp. 188-189. En: Martí, R. y J.C. del Moral. *Atlas de las aves reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid. 734 pp.

**Arroyo, B.** (2004). águila real *Aquila chrysaetos*. Pp. 151-153. En: Madroño, A., González, C. y J.C. Atienza. *Libro rojo de las aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife, Madrid. 452 pp.

**Arroyo, B.** (2010). *Censo, seguimiento de la reproducción y caracterización de la problemática de las principales especies de aves del Parque Natural de las Hoces del Río Duratón (Segovia), Año 2010*. Informe inédito. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Junta de Castilla y León, 2010.

**Arroyo, B.** (2017). águila real (*Aquila chrysaetos*). En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A. y M.B., Morales (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>

**Arroyo, B., Ferreira, E. y V. Garza** (1988). *Las rapaces rupícolas de la mitad oriental de la provincia de Cuenca*. Informe inédito. Servicio de Montes, Caza y Pesca de Cuenca. Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha.

**Arroyo, B., Ferreira, E. y V. Garza** (1990). *El águila real (Aquila chrysaetos) en España. Censo, distribución, reproducción y conservación*. Serie Técnica, ICONA. Madrid. 101pp.

- Arroyo, B., Garza, V. y C. Sansegundo** (1986). Ecología del águila real *Aquila chrysaetos* en la sierra de Gredos. V Conferência Internacional sobre Rapinas Mediterráneas, Évora, Portugal.
- Atkinson, W. y B. Shorrocks** (1981). Competition on a divided and ephemeral resource: a simulation model. *Journal of Animal Ecology*, 50: 461.
- Barbosa, A., Real, R., Muñoz, A. y J. Brown** (2013). New measures for assessing model equilibrium and prediction mismatch in species distribution models. *Diversity and Distributions*, 19: 1333–1338.
- Bautista, J.** (2017). Manual de identificación en el campo del águila real mediterránea (*Aquila chrysaetos homeyeri*). <https://rsanchezmateos.files.wordpress.com/2018/03/manual-de-identificac3b3n-en-el-campo-del-c3a1guila-real-mediterrc3a1nea-1.pdf>.
- Bautista, J., Gil Sánchez, J.M., González, E., Gómez, G.J. y J.L. Sánchez-Balsera** (2013). Crece la competencia entre águilas reales y perdiceras en Andalucía. *Quercus*, 332: 16–22.
- Benjamini, Y. y Y. Hochberg** (1995) Controlling the false Discovery rate: a practical and powerful approach to multiple testing. *Journal of the Royal Statistical Society, Series B*, 57: 289–300.
- Benjamini, Y. y D. Yekutieli** (2001). The control of the false discovery rate in multiple testing under dependency. *The Annals of Statistic*, 29: 1165–1188.
- Bernis, F.** (1956). Comentarios a la nueva Convención Internacional para la Protección de las Aves. *Ardeola*, 3: 141–166.
- Bernis, F.** (1974). Más sobre fenología de reproducción y status de *Aquila chrysaetos* en Iberia. *Ardeola*, 19: 447–454.
- Beutel, T.S., Beeton, R.J y G.S. Baxter** (1999). Building better wildlife-habitat models. *Ecography*, 22: 219–223.
- BirdLife International** (2000). Threatened birds of the world. Barcelona and Cambridge, UK: Linx Edicions and BirdLife International.
- BirdLife International** (2004). *Aquila chrysaetos* Golden Eagle. Detailed species account from Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status.
- BirdLife International** (2015). Lista Roja Europea de Aves. Oficina de Publicaciones Oficiales de las Comunidades Europeas, Luxemburgo.
- BirdLife International** (2016). *Aquila chrysaetos*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22696060A93541662.en>
- BirdLife International** (2017). *European Birds of Conservation Concern: populations, trends and national responsibilities*. Cambridge. 171pp.
- BirdLife International** (2021). European Red List of Birds. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- BirdLife International** (2022). Species factsheet: *Aquila chrysaetos*. Downloaded from <http://www.birdlife.org>.

- Blanco, J.L. y J.L. González** (1992). *Libro Rojo de los Vertebrados de España*. ICONA. Madrid. 714 pp.
- Blasco-Zumeta, J. y G.M. Heinze** (2011). águila real. *Atlas de identificación de las aves de Aragón*. Ibercaja Aula en Red. Disponible en: [www.ibercajalav.net](http://www.ibercajalav.net)
- Blechs Schmidt, J., Wittmann, M.J. y C. Blüml** (2020). Climate change and Green sea turtle sex ratio. Preventing Possible Extinction. *Genes*, 11(5): 588.
- Block, W.M. y L.A. Brennan** (1993). The habitat concept in ornithology: Theory and applications. *Current Ornithology*, 11: 35–91.
- Bloom, P.H. y W.S. Clark** (2001). Molt and sequence of plumages of Golden eagles and a technique for in-hand ageing. *North American Bird Bander*, 26: 97–116.
- Bosakowski, T. y R. Speiser** (1994). Macrohabitat selection by nesting Northern Goshawks: implications for managing eastern forests. *Study Avian Biology*, 16: 46–49.
- Boulinier T., Mariette M., Dolige B. y E. Danchin** (2008). Choosing where to breed—breeding habitat choice. En: Danchin, E., Giraldeau, L.A. y F. Cézilly (Eds.) *Behavioural Ecology*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Brown, L. y D. Amadon** (1968). Family *Accipitridae: Aquila chrysaetos*. Pp.: 663–668. *Eagles, hawks, and falcons of the world. Vol. 2*. McGraw-Hill, New York. 946 pp.
- Brown, L. y A. Watson** (1964). The Golden eagle in relation to its food supply. *Ibis*, 106: 78–100.
- Bustamante, J.** (1997). Predictive models for Lesser Kestrel *Falco naumanni* distribution, abundance and extinction in southern Spain. *Biological Conservation*, 80: 153–160.
- Cabral, M.J., Almeida, J., Almeida, P.R., Dellinger, T., Ferrand de Almeida, N., Oliveira, M.E., y M. Santos-Reis** (2005). *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. 660 pp.
- Calderón, J., Delibes, M. y F. Amores** (1977). Status y ecología del águila real ibérica *Aquila chrysaetos* en España. Pp. 705–719. En: *I Reunión Iberoamericana de Zoólogos de Vertebrados*. La Rábida, Huelva. 877 pp.
- Canestrelli, D., Bisconti, R., Chiochio, A., Maiorano, L., Zampiglia, M. y G. Nascetti** (2017). Climate change promotes hybridisation between deeply divergent species. *PeerJ*, 5: e3072.
- Cardador, L., Carrete, M. y S. Mañosa** (2012). Inter-individual variability and conspecific densities: consequences for population regulation and range expansion. *PLoS One*, 7: 8.
- Caro, J., Ontiveros, D., Pizarro, M. y J.M. Pleguezuelos** (2011). Habitat features of settlement areas used by floaters of Bonelli's and Golden eagles. *Bird Conservation International*, 21(1): 59–71.
- Carrete, M., Sánchez-Zapata, J.A. y J.F. Calvo** (2000) Breeding densities and habitat attributes of Golden eagles in southeastern Spain. *Journal Raptor Research*, 34: 48–52.
- Carrete, M., Sánchez-Zapata, J.A., Martínez, J.E., Palazón, J.A. y J.F. Calvo** (2001). Distribución espacial del águila-azor perdicera (*Hieraetus fasciatus*) y del águila real (*Aquila chrysaetos*) en la región de Murcia. *Ardeola*, 48(2): 175–182.
- Carrete, M., Sánchez-Zapata, J.A., Martínez, J.E., Sánchez, M.A. y J.F. Calvo** (2002). Factors influencing the decline of a Bonelli's eagle *Hieraetus fasciatus* population in southeastern Spain: Demography, habitat or competition? *Biodiversity and Conservation*, 11: 975–985.

- Carrete, M., Sánchez-Zapata, J.A., Tella, J.L., Gil-Sánchez, J.M. y M. Moleón** (2006). Components of breeding performance in two competing species: habitat heterogeneity, individual quality and density-dependence. *Oikos*, 112(3): 680-690.
- Carrete, M., Tella, J.L., Sánchez-Zapata, J.A., Moleón, M. y J.M. Gil-Sánchez** (2008). Current caveats and further directions in the analysis of density-dependent population regulation. *Oikos*, 117: 1115-1119.
- Castaña-López, J.P. y J. Guzmán-Pina** (1995). Aspectos sobre la reproducción de *Aquila adalberti* y *Aquila chrysaetos* en Sierra Morena Oriental. *Ardeola*, 42: 83-89.
- Castro A., Muñoz A. y R. Real** (2008). Modelling the spatial distribution of the Tengmalm's owl *Aegolius funereus* in its Southwestern Palaearctic limit (NE Spain). *Ardeola*, 55(1): 71-85.
- Cauli, F., Audisio, P., Petretti, F. y G. Chiatante** (2021). Habitat suitability and nest-site selection of Short-toed eagle *Circaetus gallicus* in Tolfa Mountains (Central Italy). *Journal of Vertebrate Biology*, 70(2): 21014.1-14.
- Chamorro, D., Real, R. y A.R. Muñoz** (2020). Fuzzy sets allow gaging the extent and rate of species range shift due to climate change. *Scientific Reports*, 10: 16272.
- Clark, W.S.** (2004). Wave moult of the primaries in accipitrid raptors, and its use in ageing immatures. Pp.: 795-804. En: Chancellor, R.D. y B.U. Meyburg (Eds.). *Raptors Worldwide*. WWGBP/MME.3
- Clements, J.F., Schulenberg, T.S., Liff, M.J., Sullivan, B.L. y C.L. Wood** (2010). *The Clements Checklist of Birds of the World*, Version 6.5. Cornell University Press.
- Clouet, M., Barrau, C. y J.L. Goar** (1999). The Golden eagle *Aquila chrysaetos* in the Balé mountains, Ethiopia. *Journal of Raptor Research*, 33: 102-109.
- Clouet, M. y J.L. Goar** (2004). L'Aigle royal *Aquila chrysaetos* au Niger. *Alauda*, 72: 151-152.
- Collopy, M.W.** (1983). Foraging behavior and success of Golden eagles. *The Auk*, 100 (3): 747- 749.
- Collopy, M. W.** (1984). Parental care and feeding ecology of Golden eagle nestlings. *The Auk*, 101: 753-760.
- Cornelius, C., Cockle, K., Politi, N., Berkunsky, I., Sandoval, L., Ojeda, V., Rivera, L., Hunter, M. y K. Martin** (2008). Cavity-nesting birds in neotropical forest: cavities as a potentially limiting resource. *Ornitología Neotropical*, 19(suppl.): 253-268.
- Cramp, S. y K.E.L. Simmons (Eds.) (1980)**. *Aquila chrysaetos* Golden eagle. Pp.: 234-244. *Handbook of the Birds of Europe the Middle East and North Africa. The Birds of the Western Palearctic. Volume II. Hawks to Bustards*. Oxford University Press, Oxford. 696 pp.
- De la Cruz, J.L.** (2011). *Aquila chrysaetos* (águila real). Pp.: 350-351. En: Araujo, M.B., Guilhaumon F., Neto D.R., Pozo, I., y R. Calmaestra. *Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación al Cambio Climático de la Biodiversidad Española. 2 Fauna de Vertebrados*. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Madrid, 640 pp.
- Del Moral, J.C.** (2009). *El águila real en España. Población reproductora en 2008 y método de censo*. SEO/ BirdLife. Madrid. 187 pp.
- Del Hoyo, J.** (2020). *All the birds of the world*. Lynx Edicions. Barcelona. 968 pp.

- Del Hoyo, J., Elliott, A. y J. Sargatal** (1994). 214. Golden Eagle. Pp.: 197-198. *Handbook of the Birds of the World. Volumen 2, New World Vultures to Guinea-fowl*. Lynx Edicions, Barcelona. 638 pp.
- Del Hoyo, J. y N.J. Collar** (2014). *HBW and Birdlife International Illustrated Checklist of the birds of the World. Volumen 1: Non-passerines*. Lynx Edicions, Barcelona. 904 pp.
- Delibes, M.** (1975). Some characteristic features of predation in the Iberian Mediterranean ecosystem. Pp: 31-36. En: XII Congresso da Uniao Internacional dos biologistas da Caça. Lisboa. 353 pp.
- Delibes, M., Amores, F. y J. Calderón** (1975a). Tamaño de la puesta y mortalidad entre los pollos de águila real ibérica *Aquila chrysaetos homeyeri*. Doñana Acta Vertebrata, 2: 179-191.
- Delibes, M., Calderón, J. y F. Hiraldo** (1975b). Selección de presa y alimentación en España del águila real *Aquila chrysaetos*. Ardeola, 21: 285-303.
- Di Vittorio, M. y P. López-López** (2014). Spatial distribution and reproductive performance of the Golden eagle *Aquila chrysaetos* in Sicily: implications for conservation. Acta Ornithologica, 49(1): 33-45.
- Diario Oficial de la Unión Europea** (2010). Directiva 2009/147/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 30 de noviembre de 2009 relativa a la conservación de las aves silvestres.
- Díaz, M., Asensio, B. y J.L. Tellería** (1996). *Aquila chrysaetos*. Pp 119-120. *Aves Ibéricas I. No Paseriformes*. J.M. Reyero (Ed.). 303 pp.
- Donázar, J.A.** (1993). *Los buitres ibéricos biología y conservación*. J.M. Reyero (Ed.). 256 pp.
- Donázar, J.A., Ceballos, O., Fernández, C.** (1989). Factors influencing the distribution and abundance of seven cliff-nesting raptors: a multivariate study. En: Meyburg, B.U. y R.C. Chancellor (Eds). *Raptors in the modern world*. WWGBP, London. 545-551 pp.
- Donázar, J.A., Hiraldo, F. y J. Bustamante** (1993). Factors influencing nest-site selection, breeding density and breeding success in the Bearded vulture (*Gypaetus barbatus*). Journal of Applied Ecology, 30: 504-514.
- Donázar, J.A., Cortés-Avizanda, A., Fargallo, A., Margalida, A., Moleón, M., Morales-Reyes, Z., Moreno-Opo, R., Pérez-García, J.M., Sánchez-Zapata, J.A., Zuberogoitia, I. y D. Serrano** (2016). Roles of raptors in a changing world: from flagships to providers of key ecosystem services. Ardeola, 63: 181-234.
- Doyle, J.M., Katzner, T.E., Roemer, G.W., Cain, J.W., Millsap, B.A., McIntyre, C.L., Sonsthagen, S.A., Fernandez, N.B., Wheeler, M., Bulut, Z., Bloom, P.H. y J.A. De Woody**, (2016). Genetic structure and viability selection in the Golden eagle (*Aquila chrysaetos*), a vagile raptor with a Holarctic distribution. Conservation Genetics, 17: 1307-1322.
- Ellis, D.H.** (1979). Development of behavior in the Golden eagle. Wildlife Monographs, 70. 94 pp.
- Ellis, D.H.** (2009). On the uniqueness of color patterns in raptor feathers. Journal of Raptor Research, 43: 11-26.
- Eyring, V., Bony, S., Meehl, G.A., Senior, C.A., Stevens, B., Stouffer, R.J. y K.E. Taylor** (2016). Overview of the Coupled Model Intercomparison Project Phase 6 (CMIP6) experimental design and organization, Geoscientific Model Development, 9: 1937-1958.
- Face, P., Fasce, L., Villers, A., Bergese, F. y V. Bretagnolle** (2011). Long-Term breeding demography and density dependence in an increasing population of Golden eagle *Aquila chrysaetos*. Ibis, 153: 581-591.

- Fast, P.L.F., Gilchrist, H.G. y R.G. Clark** (2007). Experimental evaluation of nest shelter effects on weight loss in incubating Common Eiders *Somateria mollissima*. *Journal Avian Biology*, 38: 205-214.
- Ferguson-Lees, J. y D.A. Christie** (2001). *Rapaces del Mundo*. Ediciones Omega, Barcelona. 1088 pp.
- Fernández, C.** (1988). Seasonal variation in the feeding habits of a pair of Golden eagles in Navarra. Pp. 107-117. En: *Actes du premier colloque international sur l'Aigle royal en Europe*. Arvieux. Maison de la Nature - Briançon. 174pp.
- Fernández, C.** (1991). Fecha de puesta del águila real (*Aquila chrysaetos* L.) en Navarra. *Ardeola*, 38(1): 29-36.
- Fernández, C.** (1993). Effect of the viral haemorrhagic pneumonia of the wild rabbit on the diet and breeding success of the Golden eagle *Aquila chrysaetos*. *Revue d'Ecologie La Terre et la Vie*, 48: 323-329.
- Fernández, C.** (1993a). Sélection de falaises pour la nidification chez l'Aigle royal *Aquila chrysaetos*. Influence de l'accessibilité et des dérangements humains. *Alauda*, 61: 105-110.
- Fernández, C. y P. Azkona** (1993). Influencia del éxito reproductor en la reutilización de nidos por el águila real *Aquila chrysaetos*. *Ardeola*, 40: 27-31.
- Fernández, C. y P. Azkona** (2009). El águila real en Navarra. Población reproductora en 2008 y método de censo. Pp. 131-136. En: del Moral, J.C. (Ed.). *El águila real en España. Población reproductora en 2008 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid. 187pp.
- Fernández, C. y J.A. Donázar** (1991). Griffon vultures *Gyps fulvus* occupying eyres of other cliff-nesting raptors. *Bird Study*, 38: 42-44.
- Fernández, C. y J.A. Donázar** (1993). Usurpación de nidos de otras rapaces rupícolas por los buitres leonados. *Quercus*, 91: 10-12.
- Fernández, C. y J. Insausti** (1990). Golden eagles take up territories abandoned by Bonelli's eagle in northern Spain. *Journal of Raptor Research*, 24: 124-125.
- Fernández, C. y J. Leoz** (1986). Caracterización de los nidos de águila real *Aquila chrysaetos* en Navarra. *Munibe*, 38: 53-60.
- Fernández, C. y F.J. Purroy** (1990). Tendencias geográficas en la alimentación del águila real (*Aquila chrysaetos*) en Navarra. *Ardeola*, 37: 197-206.
- Fernández León, C.** (1997). águila real. *Aquila chrysaetos*. Pp: 120-121. En: Purroy, F.J. (Coord.). *Atlas de las aves de España (1975-1995)*. Lynx Edicions, Barcelona. 580 pp.
- Ferrero, J.J., Negro, J.J. y J.A. Román** (1986). Distribución y censo del águila real (*Aquila chrysaetos*) y del águila perdicera (*Hieraetus fasciatus*) en Extremadura (España W). *Alytes*, 4: 79-84.
- Fick, S.E. y R.J. Hijmans** (2017). WorldClim 2: new 1km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 37(12): 4302-4315.
- Fielding, A.H. y J.F. Bell** (1997) A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation*, 24: 38-49.
- Fielding, A.H. y P. Haworth** (1995). Testing the generality of bird-habitat models. *Conservation Biology*, 9: 1466-1481.

- Filippi-Codaccioni, O., Moussus, J.P., Urcum, J.P y F. Jiguet** (2010). Advanced departure dates in long-distance migratory raptors. *Journal Ornithology*, 151: 687-694.
- Fuller, R.J.** (2012). *Birds and habitat: relationships in changing landscapes*. Cambridge University Press, Cambridge. 554 pp.
- Galván, I., Ibáñez, F., Cobos, J. y J.J. Negro** (2019). Los nidos históricos de águila real merecen protección legal. *Quercus*, 406: 12-17.
- García, L.V.** (2003) Controlling the false discovery rate in ecological research. *Trends in Ecology & Evolution*, 18: 553-554.
- Gargett, V.** (1975). The spacing of Black eagle in the Metapos, Rhodesia, 1964-1976. *Ostrich*, 48: 17-27.
- Garzón, J.** (1969). Las rapaces y otras aves de la Sierra de Gata. *Ardeola*, 14: 97-130 pp.
- Garzón, J.** (1974). Contribución al conocimiento de la cronología de la reproducción de *Aquila chrysaetos* en España. *Ardeola*, 19(2): 457-457 pp.
- Garzón, J.** (1975). Birds of prey in Spain, the present situation. Pp: 159-170. En: Chancellor, R.D. (Ed.). *World Conference on Birds of Prey*. Vienna, 1-3 October, 1975: report of proceedings. International Council for Bird Preservation, London. 442 pp.
- Gil, J.A., Ascaso, J.C., Chéliz, G. y P. López-López** (2014). Usurpación de nidos de quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) e interacción interespecífica por la ocupación del nido en el Pirineo central (Aragón). *Repositorio Institucional de la Universidad de Alicante* (7): 23-33.
- Gil-Sánchez, J.M., Molino-Garrido, F. y G. Valenzuela-Serrano** (1996). Selección de hábitat de nidificación por el águila perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en Granada (SE de España). *Ardeola*, 43: 189-197.
- Gill, F., Donsker D. y P. Rasmussen** (2021). IOC World Bird List (v11.1). doi: 10.14344/IOC.ML.11.1. Enlace: <https://www.worldbirdnames.org/new/ioc-lists/crossref/>
- Glutz von Blotzheim, U.N., Bauer, K.M. y E. Bezzel** (1971). *Handbuch der vögel mitteleuropas*. Band 4. *Falconiformes*. Akademische Verlagsgessellschaft, Wiesbaden. 943 pp.
- Gobierno de España** (2011). Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas. BOE de 23 de febrero de 2011, BOE-A-2011-3582 nº46, pp. 20912-20951. <https://www.boe.es/eli/es/rd/2011/02/04/139/dof/spa/pdf>
- Gobierno de España** (2020). Orden TED/1126/2020, de 20 de noviembre, por la que se modifica el Anexo del Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas, y el Anexo del Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras. BOE de 1 de diciembre de 2020, BOE-A-2020-15296 nº 314, pp. 108167-108171. <https://www.boe.es/eli/es/o/2020/11/20/ted1126>
- Gonçalves, J., Alves, P., Pôças, I., Marcos, B., Sousa-Silva, R., Lomba, Â., Civantos, E., Monteiro, A. y J. Honrado** (2015). Pp: 15-18. Combining niche models and remote sensing to explore short-term hábitat suitability temporal dynamics and improving biodiversity monitoring, 35th EARSeL Symposium-European Remote Sensing: Progress, Challenges and Opportunities. Stockholm.

- González, L.M., Bustamante, J. y F. Hiraldo** (1992). Nesting habitat selection by the Spanish imperial eagle *Aquila adalberti*. *Biological Conservation*, 59: 45-50.
- González, L.M., González, J.L. y C. Llandres** (1984). Tree-nesting colony of griffon vultures in Spain. *Vulture News*, 11: 12-13.
- Gordon, S.T.** (1955). *The Golden Eagle: King of birds*. Melven Press, Perth, Scotland. 246 pp.
- Gragera, F.** (1994). *Las aves de presa en la provincia de Badajoz*. Diputación Provincial. Badajoz. 157 pp.
- GREFA** (2020). *Libro Blanco de la electrocución en España*. Análisis y propuestas. AQUILA a-LIFE (LIFE16 NAT/ES/000235). Madrid. 100 pp.
- Guisan, A. y W. Thuiller** (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8: 993-1009.
- Haller, H.** (1996). Der Steinadler in Graubünden: langfristige untersuchungen zur populationsökologie von *Aquila chrysaetos* im zentrum der Alpen. *Ornithologische Beobachter*, 91: 237-254.
- Hassel, M.P.** (1976). *The dynamics of competition and predation*. Edward Arnold. London. 68 pp.
- HBW of the Birds of the World and BirdLife International** (2020). *Handbook of the Birds of the World and BirdLife International digital checklist of the birds of the world*. Version 5. 672 pp. Available at: [http://datazone.birdlife.org/userfiles/file/Species/Taxonomy/HBW-BirdLife\\_Checklist\\_v5\\_Dec20.zip](http://datazone.birdlife.org/userfiles/file/Species/Taxonomy/HBW-BirdLife_Checklist_v5_Dec20.zip)
- Heredia, B., Hiraldo, F., González, L.M. y J.L. González** (1988). Pp: 219-226. Status, ecology and conservation of the Peregrine Falcon in Spain. En: Cade, T.J., Enderson, J.H., Thelander, C.G. y C.M. White (Eds.) *Peregrine Falcon population*. Their management and recovery, The Peregrine Foundation. Boise.
- Hernández, J.L.** (2009). El águila real en Soria. Pp: 76-78. En: del Moral, J. C. (Ed.). *El águila real en España. Población reproductora en 2008 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid. 187 pp.
- Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G. y A. Jarvis** (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25: 1965-1978.
- Hobbie, J.E. y T.J. Cade** (1962). Observations on the breeding of Golden eagles at Lake Peters in Northern Alaska. *The Condor*, 64: 235-237.
- Holt, R.D. y G.A. Polis** (1997). A theoretical framework for intraguild predation. *The American Naturalist*, 149: 745-764.
- Hosmer, D.W. y S. Lemeshow** (1989). Pp: 19 y 147. *Applied logistic regression*. John Wiley and Sons, Inc., New York. 500 pp.
- Hussell, D.J.T.** (2003). Climate Change, Spring Temperatures, and Timing of Breeding of Tree Swallows (*Tachycineta Bicolor*) in Southern Ontario. *The Auk*, 120(3): 607-618.
- Hutchinson, G.E.** (1965). *The Ecological Theater and the Evolutionary Play*. Yale University Press. 164 pp.
- Hutto, R.L.** (1985). Habitat selection by nonbreeding, migratory land birds. Pp: 455-476. En: Cody, M.L. (Ed.). *Habitat selection in birds*. Academic Press. San Diego. 578 pp.

**IPCC.** (2021). Summary for Policymakers. En: Climate Change (2021): The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. In press.

**Jaffré M, Beaugrand G, Goberville É, Jiguet F, Kjellén N, Troost, G., Dubois, P.J., Lepretrê, A. y C. Luczak** (2013) Long-Term Phenological Shifts in Raptor Migration and Climate. PLoS ONE 8(11): e79112.

**Janes, S.W.** (1985). Habitat selection in raptorial birds. Pp: 159-188. En: Cody, M.L. (Ed.). *Habitat selection in birds*. Academic Press. San Diego. 578 pp.

**Jiménez-Valverde, A. y J.M. Lobo** (2007). Threshold criteria for conversion of probability of species presence to either-or or presence-absence. *Acta Oecologica*, 31: 361-369.

**Johnson, M.D.** (2007). Measuring habitat quality: a review. *Condor*, 109: 489-504.

**Jollie, M.** (1947). Plumage changes in the Golden eagle. *The Auk*, 64: 549-576.

**Jones, J.** (2001). Habitat selection in avian ecology: a critical review. *Auk*, 118: 557-562.

**Jordano, P.** (1981). Relaciones interespecíficas y coexistencia entre el águila real (*Aquila chrysaetos*) y el águila perdicera (*Hieraaëtus fasciatus*) en Sierra Morena Central. *Ardeola*, 28: 67-88.

**Katzner, T.E., Bragin, E.A., Knick, S.T. y A.T. Smith** (2003). Coexistence in a multispecies assemblage of eagles in Central Asia. *Condor*, 105: 538-551.

**Katzner, T.E., Kochert, M.N., Steenhof, K., McIntyre, C.L., Craig, E.H. y T. A. Miller** (2020). Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*), version 2.0. In *Birds of the World* (P. G. Rodewald and B. K. Keeney, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://birdsoftheworld.org/bow/species/goleag>

**Kochert, M.N. y K. Steenhof** (2002). Golden eagles in the U.S. and Canada: Status, trends and conservation challenges. *Journal of Raptor Research*, 36: 32-40.

**Kochert, M.N., Steenhof, K. y J.L. Brown** (2019). Effects of nest exposure and spring temperatures on Golden eagle brood survival: an opportunity for mitigation. *Journal Raptor Research*, 53(1): 91-97.

**Kornan, M. y M. Macek** (2011). Parental infanticide followed by cannibalism in Golden eagle (*Aquila chrysaetos*). *Journal of Raptor Research*, 45(1): 95-96.

**Lane, J.E., Kruuk, L.E.B., Charmantier, A., Murie, J.O. y F.S. Dobson** (2012). Delayed phenology and reduced fitness associated with climate change in a wild hibernator. *Nature*, 489: 554-557.  
**Lebreton, J.D. y P. Isenmann** (1976). Dynamique de la population camarguaise de Mouettes Rieuses *Larus ridibuns* L.: un modèle mathématique. *Terre et Vie*, 30: 529-549.

**Legendre, P. y L. Legendre** (1998) *Numerical ecology*. Second English edition. Elsevier Science, Amsterdam. 870 pp.

**López-Jiménez, N.** (Ed) (2021). *Libro Rojo de las aves de España*. Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife). 514 pp.

**López-López, P.** (2012). águila real *Aquila chrysaetos*. Pp: 186-187. En: del Moral, J.C., Molina, B., Bermejo, A. y D., Palomino (Eds.). *Atlas de las aves en invierno en España 2007- 2010*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife, Madrid. 820 pp.

- López-López, P., García-Ripollés, C., Aguilar, J.M., García-López, F. y J. Verdejo** (2006). Modelling breeding habitat preferences of Bonelli's eagle (*Hieraetus fasciatus*) in relation to topography, disturbance, climate and land use at different spatial scales. *Journal of Ornithology*, 147: 97-106.
- López-López, P., García-Ripollés, C., García-López, F., Aguilar, J.M. y J. Verdejo** (2004). Patrón de Distribución del águila real *Aquila chrysaetos* y del águila-azor perdicera *Hieraetus fasciatus* en la provincia de Castellón. *Ardeola*, 51(2): 275-283.
- López-López, P., García-Ripollés, C., Soutullo, A., Cadahia, L. y V. Urios** (2007). Identifying potentially suitable nesting habitat for Golden eagles applied to 'important bird areas' design. *Animal Conservation*, 10(2): 208-218.
- Lovich, J.** (2015). Golden eagle mortality at a wind-energy facility near palm springs, California. *Western Birds*, 46(1): 76-80.
- Madroño, A., González, C. y J.C. Atienza** (2004). *Libro rojo de las aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid. 452 pp.
- Margalida, A.** (2016). quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*). En: Enciclopedia virtual de os Vertbrados Españoles. Salvador, A. y M.B. Morales (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Margalida, A. y J. Bertran** (2000). Breeding behaviour of the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus*: minimal sexual differences in parental activities. *Ibis*, 142: 225-234.
- Margalida, A. y D. García** (1999). Nest use, interspecific relationships and competition for nests in the Bearded vulture *Gypaetus barbatus* in the Pyrenees: influence on breeding success. *Bird Study*, 46(2): 224-229.
- Márquez, A.L., Real, R., Olivero, J. y A. Estrada** (2011). Combining climate with other influential factors for modelling climate change impact on species distribution. *Climatic Change*, 108: 135-157.
- Martí, R., y J.C. del Moral** (2003). *Atlas de las aves reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza y Sociedad Española de Ornitología (SEO). Madrid. 734pp.
- Martin, B. y M. Ferrer** (2013). Assessing biodiversity distribution using diurnal raptors in Andalusia, southern Spain. *Ardeola*, 60(1): 15-28.
- Martínez, J.A., López, G., Falcó, F., Campo, A. y A. De la Vega** (1999). Hábitat de caza y nidificación del Aguilucho cenizo en el Parque Natural de la Mata-Torrevieja (Alicante, SE de España): efectos de la estructura de la vegetación y de la densidad de presas. *Ardeola*, 46: 205-212.
- Martínez, J.E., Martínez, J.A., Zuberogoitia, I., Zabala, J., Stephen, M.R. y J.F. Calvo** (2008). The effect of intra- and interespecif interactions on the large-scale distribution of cliff-nesting raptors. *Ornis Fennica*, 85: 13-21.
- Marzluff, J.M., Kimsey, B.A., Schuek, L.S., Mcfadzen, M.E., Vekasy, M.S. y J.C. Bednarz** (1997). The influence of habitat, prey abundance, sex, and breeding success on ranging behavior of prairie falcons. *Condor*, 99: 567-584.
- Mccabe, J.D., Clare, J.D., Miller, T.A., Katzner, T.E., y otros** (2021). Resource selection functions based on hierarchical generalized additive models provide new insights into individual animal variation and species distributions. *Ecography*, 44: 1-13.

- McGrady, M.J., Grant, J.R., Bainbridge, I.P. y D.R.A. McLeod** (2002). A model of Golden eagle (*Aquila chrysaetos*) ranging behaviour. *Journal Raptor Research*, 36(Suppl.): 62-69.
- McGrady, M.J., Rodríguez-Estrella, R., Bechard, M.J. y E. Iñigo-Elias** (Eds.) (2002a). The Golden eagle: its status, conservation and management in 1999. *Journal Raptor Research*, 36 (Suppl.).
- McIntyre, C.L.** (2002). Patterns in nesting area occupancy and reproductive success of Golden eagles (*Aquila chrysaetos*) in Denali National Park and preserve, Alaska, 1988-99. *Journal Raptor Research*, 36(Suppl): 50-54.
- McLean, M., Mouillot, D., Maureaud, A.A., Hattab, T., MachNeil, M.A., Goberville, E., Lindergrén, M., Engelhard, G., Pinsky, M. y A. Auber** (2021). Disentangling tropicalization and deborealization in marine ecosystems under climate change. *Current Biology*, 31: 4817-4823.
- Mearns, R. e I. Newton** (1988). Factors affecting breeding success of peregrines in south Scotland. *Journal of Animal Ecology*, 57: 903-916.
- MIMAM** (2006). *Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático 2006-2020*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 59 pp.
- MITECO** (2012). Riqueza de especies. Inventario Español de Especies Terrestres: Malla 10 x 10 km. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.
- MITECO** (2020). *Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático 2021-2030*. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Madrid. 246 pp.
- Morán, R., Sánchez-Guzmán, J.M., Costillo, E. y A. Villegas** (2006). Nest-site selection of endangered Cinereous vulture (*Aegypius monachus*) populations affected by anthropogenic disturbance: Present and future conservation implications. *Animal Conservation*, 9: 29-37.
- Morán, R., Sánchez-Guzmán, J.M., Costillo, E. y A. Villegas** (2007). El buitre negro en masas de monte mediterráneo. Pp: 90-95. En: Moreno-Opo, R. y F. Guil (Coords.) *Manual de gestión del hábitat y de las poblaciones de buitre negro en España*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Moreno, J.** (2012). Avian nests and nest-building as signals. *Avian Biology Research*, 5: 238- 251.
- Moreno, J.M., Aguiló, E., Alonso, S., Álvarez-Cobelas, y otros** (2005). *Evaluación Preliminar de los Impactos en España por Efecto del Cambio Climático*. Ministerio de Medio Ambiente. España. 846 pp.
- Morillo, C. y J. Lalanda** (1974). Sobre fechas de puestas del águila real (*Aquila chrysaetos*) en España central. *Ardeola*, 19(2): 445-446.
- Morillo, C.** (1984). águila real *Aquila chrysaetos*. Pp.: 39-43. *Guía de las Rapaces Ibéricas*. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza, Madrid. 219 pp.
- Morrison, M.L., Marcot, B.G. y R.W. Mannan** (1998). *Wildlife-habitat relationships. Concepts and applications*. University of Wisconsin Press, Madison.
- Mosher, J.A., Titus, K. y M.R. Fuller** (1987). Habitat sampling, measurement and evaluation. Pp.: 81-97. En: Pendleton, B.A.G., Millsap, B.A., Cline, K.W. y D.M. Bird (Eds.) *Raptor management techniques manual*. National Wildlife Federation. Washington. D.C.

- Muñoz, M. y D. Molina** (2017). Un estudio realizado en Ávila en 2016 halla menos águilas reales. *Quercus*, 372: 36-37.
- Muñoz, A.R., Real, R., Barbosa, A.M. y J.M. Vargas** (2005) Modelling the distribution of Bonelli's eagle in Spain: implications for conservation planning. *Diversity and Distributions*, 11: 477-486.
- Muñoz, A.R. y R. Real** (2006). Assessing the potential range expansion of the exotic monk parakeet in Spain. *Diversity and Distributions*, 12: 656-665.
- Nebel, C., Gamauf, A., Hering, E., Segelbacher, G., Villers, A. y F.E. Zachos** (2015). Mitochondrial DNA analysis reveals Holarctic homogeneity and a distinct Mediterranean lineage in the Golden eagle (*Aquila chrysaetos*). *Biological Journal of the Linnean society*, 116(2): 328-340.
- Newton, I.** (1979). *Population ecology of raptors*. Poyser Monographs, Bloomsbury Publishing, London. 399 pp.
- Newton, I.** (1994). The role of nest sites in limiting the numbers of hole-nesting birds: a review. *Biological Conservation*, 70(3): 265-7.
- Newton, I.** (1998). *Population limitation in birds*. Academic Press, London. 597 pp.
- Noguera, J.C., Pérez, I. y E. Mínguez** (2010). Impact of terrestrial wind farms on diurnal raptors: developing a spatial vulnerability index and potential vulnerability maps. *Ardeola*, 57(1): 41-53.
- Onrubia, A., Muñoz, G., Barrios, L., de la Cruz, A. y A. Román Muñoz** (2011). Migración de rapaces forestales por el Estrecho de Gibraltar. Pp.: 288-297. En: Zuberogoitia, I. y J.E. Martínez (Eds.) *Ecología y Conservación de las Rapaces Forestales Europeas*. Diputación Foral de Bizkaia, Bizkaia. 407 pp.
- Palacios, M.J.** (2005). Tendidos eléctricos: Planificación, normativa y actuaciones de conservación y protección de la avifauna. Pp.:435-444. En: López Caballero, J.M. (Ed.): *Conservación de la Naturaleza en Extremadura. Comunicaciones en Jornadas y Congresos 2002-2004*. Consejería de Agricultura y Medio Ambiente. Junta de Extremadura. Mérida. 496 pp.
- Palomares, F. y M. Delibes** (1997) Predation upon European rabbits and their use of open and closed patches in Mediterranean habitats. *Oikos*, 80: 407-410.
- Pedrini, P. y F. Sergio** (2002). Regional conservation priorities for a large predator: Golden eagles (*Aquila chrysaetos*) in the alpine range. *Biology Conservation*, 103: 163-172.
- PEIEC** (2021). *Plan Extremeño Integrado de Energía y Clima 2021-2030*. Consejería para la Transición Ecológica y Sostenibilidad. Junta de Extremadura. 340 pp.
- Pérez, M.A., García, R., Moreno, G., Corzo, F., Toribio, A.B. y J. Robles** (2009). *Mapa de impactos del cambio climático en Extremadura*. Consejería de Industria, Energía y Medio Ambiente. Junta de Extremadura. 229 pp.
- Pérez-Chiscano, J.L. y M. Fernández-Cruz** (1974). Sobre la presencia y conducta reproductora de *Aquila chrysaetos* en Badajoz. *Ardeola*, 19(2): 461-464.
- Perona, A.M., Urios, V. y P. López-López** (2019). Holidays? Not for all. Eagles have larger home ranges on holidays as a consequence of human disturbance. *Biological Conservation*, 231: 59-66.

- Pizarro, V.M.** (2014). águila real (*Aquila chrysaetos*). Pp.: 108-110. En: *Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura. Fauna II / Clase Aves*. Colección Medio Ambiente. Gobierno de Extremadura. Consejería de Agricultura, Desarrollo Rural, Medio Ambiente y Energía. 307 pp.
- Prieta, J.** (2009). El águila real en Extremadura. Pp: 107-114. En, J.C. del Moral (Ed.): *El águila real en España. Población reproductora en 2008 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid. 187 pp.
- Prieta, J.** (2019). *Distribución de territorios de las águilas perdicera, imperial ibérica y real en Monfragüe (Cáceres) en el año 2006*. Documento inédito.
- Pulido-Pastor, A., Márquez, A. L., García-Barros, E. y R. Real** (2018). Identification of potential source and sink areas for butterflies on the Iberian Peninsula. *Insect Conservation and Diversity*, 11: 479-492.
- Real, R., Barbosa, A.M. y J.M. Vargas** (2006). Obtaining environmental favourability functions from logistic regression. *Environmental Ecology Statistics*, 13: 237-245.
- Real, R., Márquez, A.L., Olivero, J. y A. Estrada** (2010). Species distribution models in climate change scenarios are not useful yet for informing emission policy planning: an uncertainty assessment using fuzzy logic. *Ecography*, 33: 304-314.
- Regos, A., Tapia, L., Gil-Carrera, A. y J. Dominguez** (2017). Monitoring protected areas from space: a multi-temporal assessment using raptors as biodiversity surrogates. *PLoS One* 12(7): e0181769. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0181769>.
- Rico, L., Sánchez-Zapata, J.A., Izquierdo, A., García, J.R., Morán, S. y D. Rico** (1999). Tendencias recientes en las poblaciones del águila real *Aquila chrysaetos* y el águila-azor perdicera *Hieraetus fasciatus* en la provincia de Valencia. *Ardeola*, 46(2): 235-238.
- Rodríguez-Lado, L. y L. Tapia** (2012). Suitable breeding habitat for Golden eagle (*Aquila chrysaetos*) in a border of distribution area in northwestern Spain: advantages of using remote sensing information vs land use maps. *Vie et Milieu*, 62: 77-85.
- Rojas, A.B., Cotilla, I., Real, R. y L.J. Palomo** (2001). Determinación de las áreas probables de distribución de los mamíferos terrestres en la provincia de Málaga a partir de las presencias conocidas. *Galemys*, 13(NE): 217-229.
- Romero, D., Olivero, J., Real, R. y J.C. Guerrero** (2019). Applying fuzzy logic to assess the biogeographical risk of dengue in South America. *Parasites and Vectors*, 12: 428.
- Sánchez-Zapata, J.A.** (1999). *Las aves rapaces y relación con la estructura del paisaje en ambientes mediterráneos semiáridos*. Tesis Doctoral, Universidad de Murcia.
- Sánchez-Zapata, J.A. y J.F. Calvo** (1999). Raptor distribution in relation to landscape composition in semi-arid Mediterranean habitats. *Journal of Applied Ecology*, 36: 245-262.
- Sánchez-Zapata, J.A., Calvo, J.F., Carrete, M. y J.E. Martínez** (2000). Age and breeding success of a Golden eagle *Aquila chrysaetos* population in southeastern Spain. *Bird Study*, 47: 235-237.
- Sánchez-Zapata, J.A., Eguía, S., Blázquez, M., Moleón, M. y F. Botella** (2010). Unexpected role of ungulate carcasses in the diet of Golden eagles *Aquila chrysaetos* in Mediterranean mountains. *Bird Study*, 57(3): 352-360.

- Sánchez-Zapata, J.A., Sánchez, M.A., Calvo, J.F. y M.A. Esteve** (1995). *Ecología de las aves de presa de la región de Murcia*. Cuadernos de Ecología y Medioambiente. Universidad de Murcia. 127 pp.
- Sánchez, A. y A. Rodríguez** (1994). águila real (*Aquila chrysaetos*). Pp: 20-24. En: *Programa de control y seguimiento de poblaciones faunísticas, primavera 1993*. Junta de Extremadura. Consejería de Obras Públicas y Medio Ambiente. Agencia de Medio Ambiente. 59 pp.
- Sarasola, J.H., Bustamante, J., Negro, J.J. y A. Travaini** (2008). Where do Swainson's hawks winter?. Satellite images to identify potential habitats. *Diversity and Distribution*, 14: 742-753.
- Sergio, F. y F. Hiraldo** (2008). Intraguild predation in raptor assemblages: a review. *Ibis*, 150(s1): 132-145.
- Sergio, F., Blas, J., Tanferna, A. y F. Hiraldo** (2021). Protected areas enter a new era of uncertain challenges: extinction of a non-exigent falcon in Doñana National Park. *Animal Conservation*, Print ISSN 1367-9430.
- Sergio, F., Marchesi, L. y P. Pedrini** (2003). Spatial refugia and the coexistence of a diurnal raptor with its intraguild owl predator. *Journal Animal Ecology*, 72: 232-245.
- Sergio, F., Marchesi, L. y P. Pedrini** (2004). Integrating individual habitat choices and regional distribution of a biodiversity indicator and top predator. *Journal Biogeographical*, 31: 619-628.
- Sergio, F., Pedrini, P. y L. Marchesi** (2003). Adaptive selection of foraging and nesting habitat by Black kites (*Milvus migrans*) and its implications for conservation: a multi-scale approach. *Biological Conservation*, 112: 351-362.
- Sharikov, A.V., Volkov, S.V., Svhidova, T.V. y V.V. Buslakov** (2019). Impact of trophic and time-climatic factors on the numerical dynamics of birds of prey in their breeding habitats. *Zoologicheskyy Zhurnal*, 98(2): 203-213.
- Sheridan, J.A. y D. Bickford** (2011). Shrinking body size as an ecological response to climate change. *Nature Climate Change*, 1: 401-406.
- Sibley, C.G. y J.E. Ahlquist** (1990). *Phylogeny and classification of birds*. Yale University Press, New Haven, Conn. 976 pp.
- Soler, F., Oropesa, A.L. y M. Pérez** (2005). Pp: 11-22. Análisis de los envenenamientos en la fauna silvestre de Extremadura: Convenio de colaboración entre el Laboratorio de Toxicología de la Facultad de Veterinaria de la UEx y la Junta de Extremadura. Pp.: 445-452. En: López Caballero, J.M. (Ed.): *Conservación de la Naturaleza en Extremadura. Comunicaciones en Jornadas y Congresos 2002-2004*. Consejería de Agricultura y Medio Ambiente. Junta de Extremadura. Mérida. 496 pp.
- Soler, J.J., Möller, A.P. y M. Soler** (1998). Nest building, sexual selection and parental investment. *Evolutionary Ecology*, 12: 427-441.
- Soutullo, A., López-López, P., Cortés, G.D., Uríos, V. y M. Ferrer** (2013). Exploring juvenile Golden eagles' dispersal movements at two different temporal scales. *Ethology, Ecology and Evolution*, 25: 117-128.
- Soutullo A., Uríos V. y M. Ferrer** (2006). How far away in an hour? -daily movements of juvenile Golden eagles *Aquila chrysaetos* tracked with satellite telemetry. *Journal of Ornithology*, 147: 69-72.

- Soutullo, A., Urios, V., Ferrer, M. y P. López-López** (2008). Habitat use by juvenile Golden eagles *Aquila chrysaetos* in Spain. *Bird Study*, 55(2): 236-240.
- Steenhof, K., Kochert, M.N. y T.L. McDonald** (1997). Interactive effects of prey and weather on Golden eagle reproduction. *Journal Animal Ecology*, 66: 350-362.
- Stephens, D.W. y J.R. Krebs** (1986). *Foraging theory*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA. 262 pp.
- Stern, S.J.** (1998). Field studies of large mobile organisms: scale, movement, and habitat utilization. Pp.: 289-307. En: Peterson, D.L. y V.T. Parker (Eds.) *Ecological scale: theory and applications*. Columbia University Press. New York. 608 pp.
- Sutton, L.J. y R. Puschendorf** (2020). Climatic niche of the Saker falcon *Falco cherrug*: predicted new areas to direct population surveys in Central Asia. *Ibis, International Journal of Avian Science*, 162: 27-41.
- Tapia, L., Domínguez, J. y L. Rodríguez** (2006). Modelling habitat use and distribution of Golden eagle (*Aquila chrysaetos*) in a low-density area in NW of the Iberian peninsula. *Biodiversity Conservation*, 16: 3559-3574.
- Tapia, L., Domínguez, J. y J. Rodríguez** (2008). Hunting habitat preferences of raptors in a mountainous area (northwestern Spain). *Polish Journal Ecology*, 56: 323-333.
- Tapia, L., Domínguez, J. y J. Rodríguez** (2008a) Modelling habitat preferences by raptors in two areas of northwestern Spain using different scales and survey techniques. *Vie et Milieu*, 58: 257-262.
- Tapia, L., Kennedy, P. y B. Mannan** (2007). Habitat sampling. Pp.: 153-169. En: Bird, D. y K. Bildstein (Eds.) *Raptor research and management techniques manual*. Raptor research foundation. Hancock House Publishers, Surrey. Canada. 463 pp.
- Tapia, L., Regos, A., Gil-Carrera, A. y J. Domínguez** (2017). Unravelling the response of diurnal raptors to land-use change in a highly dynamic landscape in northwestern Spain: an approach based on satellite earth observation data. *European Journal Wildlife Research*, 63: 40. <https://doi.org/10.1007/s10344-017-1097-2>.
- Tapia, L. e I. Zuberogoitia** (2018). Chapter 3. Breeding and nesting biology in raptor. Pp.: 63-94. En: Sarasola, J.H., Grande, J.M. y J.J. Negro (2018). *Birds of Prey*. Biology and conservation in the XXI century. Springer, Cham. 522 pp.
- Traverso, J.M.** (1998). Eurasian Griffon *Gyps fulvus* nesting on pine trees. *Vulture News*, 39: 25-26.
- Tucker, G.M. y M.F. Heath** (1994). *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife International (Conservation Series No. 3). Cambridge, United Kingdom. 600 pp.
- IUCN** (2021). *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-2*. <https://www.iucnredlist.org>
- UICN** (2012a). *Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1*. Segunda edición. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido. 42 pp. <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/RL-2001-001-2nd-Es.pdf> [Consulta: 28 de Julio de 2021].

**UICN** (2012b). *Directrices para el uso de los Criterios de la Lista Roja de la UICN a nivel regional y nacional: Versión 4.0*. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido. 48 pp. <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/RL-2012-002-Es.pdf>

**Uríos, V., Soutullo, A., López-López, P., Cadahía, L., Limiñana, R. y M. Ferrer** (2007). The first case of successful breeding of a Golden eagle *Aquila chrysaetos* tracked from birth by satellite telemetry. *Acta Ornithologica*, 42(2): 205-209.

**Van de Pol, M., Vindenes, Y., Saether, B.E., Engen, S., Ens, B.J., Oosterbeek, K. y J.M. Tinbergen** (2010). Effects of climate change and variability on population dynamics in a long-lived shorebird. *Ecology*, 91(4): 1192-1204.

**Ventura, F., Granadeiro, J.P., Lukacs, P.M., Kuepfer, A. y P. Catry** (2021). Environmental variability directly affects the prevalence of divorce in monogamous albatrosses. *Proceedings of the Royal Society B*, 288: 20212112.

**Watson, J.** (2010). *The Golden Eagle*. 2nd revised edition. Poyser Monographs. T y A.D. Poyser, London. 464 pp.

**Watson, J., Dennis, R.H.** (1992). Nest-site selection by Golden eagles in Scotland. *British Birds*, 85: 469-481.

**Weathers, W.W.** (1985). Energy costs of incubation in the canary. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology*, 81: 411-413.

**Williams, J.B.** (1993). Energetics of incubation in free living Orange-breasted Sunbirds in South Africa. *The Condor*, 95: 115-126.

**Zabala, J. e I. Zuberogoitia** (2014). Individual quality explains variation in reproductive success better than territory quality in a long-lived territorial raptor. *PLoS One*, 9: e90254. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0090254>.

**Zabala, J. e I. Zuberogoitia** (2015) Breeding performance and survival in the Peregrine falcon *Falco peregrinus* support an age-related competence improvement hypothesis mediated via an age threshold. *Journal Avian Biology*, 45: 141-150.

# ANEXOS

## ANEXO 1

Relación de variables, descripción (unidades) y tipología de las mismas utilizadas en los modelos de distribución del águila real (*Aquila chrysaetos*) a diferentes escalas.

TIPOLOGÍA	NOMBRE	DESCRIPCIÓN	PAISAJE	TERRITORIO	NIDO
TOPOGRÁFICAS	AltMax	Altitud máxima (m) <sup>(1)</sup>	X	X	X
TOPOGRÁFICAS	AltMin	Altitud mínima (m) <sup>(1)</sup>	X	X	X
TOPOGRÁFICAS	AltMed	Altitud media (m) <sup>(1)</sup>	X	X	X
TOPOGRÁFICAS	AltRan	Diferencia altitudinal (m) <sup>(1)</sup>	X	X	
TOPOGRÁFICAS	AlturaSup	Altura superior al nido (m) <sup>(1)</sup>			X
TOPOGRÁFICAS	AlturaInf	Altura inferior al nido (m) <sup>(1)</sup>			X
TOPOGRÁFICAS	Tri	Índice de rugosidad o irregularidad topográfica <sup>(1)</sup>	X	X	X
TOPOGRÁFICAS	Slope	Pendiente media (grados) <sup>(1)</sup>	X	X	X
TOPOGRÁFICAS	oeste	% de orientación al oeste (180°) <sup>(1)</sup>	X		
TOPOGRÁFICAS	sur	% de orientación al sur (180°) <sup>(1)</sup>	X		
TOPOGRÁFICAS	E	Porcentaje con orientación Este (45°) <sup>(1)</sup>		X	X
TOPOGRÁFICAS	N	Porcentaje con orientación norte (45°) <sup>(1)</sup>		X	X
TOPOGRÁFICAS	NE	Porcentaje con orientación Noreste (45°) <sup>(1)</sup>		X	X
TOPOGRÁFICAS	NW	Porcentaje con orientación Noroeste (45°) <sup>(1)</sup>		X	X
TOPOGRÁFICAS	S	Porcentaje con orientación sur (45°) <sup>(1)</sup>		X	X
TOPOGRÁFICAS	SE	Porcentaje con orientación sureste (45°) <sup>(1)</sup>		X	X
TOPOGRÁFICAS	SW	Porcentaje con orientación suroeste (45°) <sup>(1)</sup>		X	X
TOPOGRÁFICAS	W	Porcentaje con orientación oeste (45°) <sup>(1)</sup>		X	X
TIPOLOGÍA	NOMBRE	DESCRIPCIÓN	PAISAJE	TERRITORIO	NIDO
ESPACIALES	La	Latitud (m)	X		
ESPACIALES	Lo	Longitud (m)	X		
ESPACIALES	La2	Latitud al cuadrado (m)	X		
ESPACIALES	Lo2	Longitud al cuadrado (m)	X		
ESPACIALES	LaLo	Variación relativa de la latitud por la longitud (m)	X		
TIPOLOGÍA	NOMBRE	DESCRIPCIÓN	PAISAJE	TERRITORIO	NIDO
CLIMÁTICAS	Tmed	Temperatura media anual (°C*10) <sup>(2)</sup>	X	X	
CLIMÁTICAS	Rmtd	Rango medio de temperaturas diurnas (°C*10) <sup>(2)</sup>	X	X	

TIPOLOGÍA	NOMBRE	DESCRIPCIÓN	PAISAJE	TERRITORIO	NIDO
CLIMÁTICAS	Isot	Índice de variabilidad de la temperatura (°C*10) <sup>(2)</sup>	X	X	
CLIMÁTICAS	Test	Estacionalidad de la temperatura (°C*10) <sup>(2)</sup>	X	X	
CLIMÁTICAS	Tmax7	Temperatura máxima del mes más cálido (Julio) (°C*10) <sup>(2)</sup>	X	X	
CLIMÁTICAS	Tmax1	Temperatura mínima del mes más frío (Enero) (°C*10) <sup>(2)</sup>	X	X	
CLIMÁTICAS	Tran	Rango anual de temperatura (°C*10) <sup>(2)</sup>	X	X	
CLIMÁTICAS	Ptot	Precipitación anual (mm*10) <sup>(2)</sup>	X	X	
CLIMÁTICAS	Pvar	Coefficiente de variación anual de la precipitación (mm*10) <sup>(2)</sup>	X	X	
CLIMÁTICAS	PPrim	Precipitación "primaveral" (Enero a Julio) (mm*10) <sup>(2)</sup>	X	X	
CLIMÁTICAS	TAut	Temperatura media de otoño (sep-oct-nov) (°C*10) <sup>(2)</sup>	X	X	
CLIMÁTICAS	TSpr	Temperatura media de primavera (mar-abr-may) (°C*10) <sup>(2)</sup>	X	X	
CLIMÁTICAS	TSum	Temperatura media de verano (jun-jul-ago) (°C*10) <sup>(2)</sup>	X	X	
CLIMÁTICAS	TWin	Temperatura media de invierno (dic-ene-feb) (°C*10) <sup>(2)</sup>	X	X	
CLIMÁTICAS	PAut	Precipitación de otoño (sep-oct-nov) (mm*10) <sup>(2)</sup>	X	X	
CLIMÁTICAS	PSpr	Precipitación de primavera (mar-abr-may) (mm*10) <sup>(2)</sup>	X	X	
CLIMÁTICAS	PSum	Precipitación de verano (jun-jul-ago) (mm*10) <sup>(2)</sup>	X	X	
CLIMÁTICAS	PWin	Precipitación de invierno (dic-ene-feb) (mm*10) <sup>(2)</sup>	X	X	
CLIMÁTICAS	Pene	Precipitación de Enero (mm*10) <sup>(2)</sup>	X	X	
CLIMÁTICAS	Pjul	Precipitación de Julio (mm*10) <sup>(2)</sup>	X	X	
CLIMÁTICAS	RadSol	Radiación solar media (kJ m <sup>2</sup> día) <sup>(2)</sup>	X	X	
CLIMÁTICAS	PDías	Número de días de lluvia al año <sup>(3)</sup>	X	X	
CLIMÁTICAS	Tabsmx1	Temperatura máxima absoluta mes más frío (°C*10) <sup>(3)</sup>	X		
CLIMÁTICAS	Tabsmx7	Temperatura máxima absoluta mes más cálido (°C*10) <sup>(3)</sup>	X		
CLIMÁTICAS	Tabsmín1	Temperatura mínima absoluta mes más frío (°C*10) <sup>(3)</sup>	X		
CLIMÁTICAS	Tabsmín7	Temperatura mínima absoluta mes más cálido (°C*10) <sup>(3)</sup>	X		
CLIMÁTICAS	Frostday	Número de días de helada al año <sup>(3)</sup>	X	X	

TIPOLOGÍA	NOMBRE	DESCRIPCIÓN	PAISAJE	TERRITORIO	NIDO
CLIMÁTICAS	Rainmax1	Máximo de precipitación en un día en Enero (mm*10) <sup>(3)</sup>	X		
CLIMÁTICAS	Rainmax7	Máximo de precipitación en un día en Julio (mm*10) <sup>(3)</sup>	X		
CLIMÁTICAS	Rainday1	Número medio de días con lluvia en Enero <sup>(3)</sup>	X		
CLIMÁTICAS	Rainday7	Número medio de días con lluvia en Julio <sup>(3)</sup>	x		
TIPOLOGÍA	NOMBRE	DESCRIPCIÓN	PAISAJE	TERRITORIO	NIDO
ACTIVIDAD HUMANA	DenPobla	Densidad de población 2019 (hab/km2) <sup>(4)</sup>	X	X	
ACTIVIDAD HUMANA	DistPobla	Distancia euclídea mínima a un núcleo de población (m) <sup>(5)</sup>	X	X	
ACTIVIDAD HUMANA	NumPobla	Densidad de número de núcleos de población <sup>(5)</sup>	X	X	
ACTIVIDAD HUMANA	DistCarre	Distancia euclídea mínima a carreteras asfaltadas <sup>(6)</sup>	X	X	X
ACTIVIDAD HUMANA	LongCarr	Densidad de longitud de carreteras asfaltadas <sup>(6)</sup>	X	X	
ACTIVIDAD HUMANA	Distcamin	Distancia euclídea mínima a caminos <sup>(6)</sup>	X	X	X
ACTIVIDAD HUMANA	LongCamin	Densidad de longitud de caminos <sup>(6)</sup>	X	X	
ACTIVIDAD HUMANA	DistElect	Distancia euclídea mínima a tendidos eléctricos <sup>(6)</sup>	X	X	X
ACTIVIDAD HUMANA	LongElect	Densidad de longitud de tendidos eléctricos <sup>(6)</sup>	X	X	
TIPOLOGÍA	NOMBRE	DESCRIPCIÓN	PAISAJE	TERRITORIO	NIDO
USOS DEL SUELO	Arroz	% de arroz <sup>(7)</sup>	X	X	
USOS DEL SUELO	CulSec	% de cultivo de secano <sup>(7)</sup>	X	X	
USOS DEL SUELO	CulLen	% de cultivos leñosos <sup>(7)</sup>	X	X	
USOS DEL SUELO	Prad	% de prados y praderas <sup>(7)</sup>	X	X	
USOS DEL SUELO	CulHete	% de cultivos heterogéneos <sup>(7)</sup>	X	X	
USOS DEL SUELO	Deh	% de dehesa <sup>(7)</sup>	X	X	
USOS DEL SUELO	Bosq	% de bosque <sup>(7)</sup>	X	X	
USOS DEL SUELO	Mat	% de matorral <sup>(7)</sup>	X	X	
USOS DEL SUELO	AguCont	% de aguas continentales <sup>(7)</sup>	X		
USOS DEL SUELO	PastNat	% de pastizales naturales <sup>(7)</sup>	X	X	
USOS DEL SUELO	Reg	% de regadíos <sup>(7)</sup>	X	X	
USOS DEL SUELO	SupArti	% de superficies artificiales <sup>(7)</sup>	X	X	X
USOS DEL SUELO	SinVeg	% de áreas sin vegetación y roquedos <sup>(7)</sup>	X	X	

TIPOLOGÍA	NOMBRE	DESCRIPCIÓN	PAISAJE	TERRITORIO	NIDO
ÍNDICES DEL PAISAJE	Np	Número total de parches <sup>(7)</sup>	X	X	
ÍNDICES DEL PAISAJE	Pd	Densidad del número de parches <sup>(7)</sup>	X	X	
ÍNDICES DEL PAISAJE	Lpi	% del parche de mayor tamaño <sup>(7)</sup>	X	X	
ÍNDICES DEL PAISAJE	Lsi	Longitud de bordes <sup>(7)</sup>	X	X	
ÍNDICES DEL PAISAJE	AreaMn	Área media de los parches <sup>(7)</sup>	X	X	
ÍNDICES DEL PAISAJE	FracAm	Formula entre perímetro y área de los parches <sup>(7)</sup>	X	X	
ÍNDICES DEL PAISAJE	Contag	Porcentaje de agregación de los parches <sup>(7)</sup>	X	X	
ÍNDICES DEL PAISAJE	Shdi	Índice de diversidad de Shannon <sup>(7)</sup>	X	X	
ÍNDICES DEL PAISAJE	Shei	Índice de uniformidad de Shannon en la <sup>(7)</sup>	X	X	
TIPOLOGÍA	NOMBRE	DESCRIPCIÓN	PAISAJE	TERRITORIO	NIDO
VEGETACIÓN	Qfagpy	% de FCC de Quercus fagínea o pyrenaica <sup>(8)</sup>	X	X	X
VEGETACIÓN	Qesur	% de FCC de Quercus suber <sup>(8)</sup>	X	X	X
VEGETACIÓN	Queile	% de FCC de Quercus rotundifolia (ilex)	X	X	X
VEGETACIÓN	Cassat	% de FCC de Castanea sativa <sup>(8)</sup>	X	X	X
VEGETACIÓN	Eucspp	% de FCC de Eucalyptus spp <sup>(8)</sup>	X	X	X
VEGETACIÓN	AltVeg	Altura de la vegetación superior a un metro <sup>(9)</sup>	X	X	X
TIPOLOGÍA	NOMBRE	DESCRIPCIÓN	PAISAJE	TERRITORIO	NIDO
GANADO Y CAZA	DenCap	Densidad de ganado caprino (Ind/ha) <sup>(10)</sup>	X	X	
GANADO Y CAZA	DenOvi	Densidad de ganado ovino (Ind/ha) <sup>(10)</sup>	X	X	
GANADO Y CAZA	DenPor	Densidad de ganado porcino (Ind/ha) <sup>(10)</sup>	X	X	
GANADO Y CAZA	DenVac	Densidad de ganado vacuno (Ind/ha) <sup>(10)</sup>	X	X	
GANADO Y CAZA	CazaMa	Densidad de caza mayor (jabalí + ciervo) (Ind/100ha) <sup>(11)</sup>	X	X	
GANADO Y CAZA	CazaMe	Densidad de caza menor (Conejo + Perdiz) (Ind/100ha) <sup>(11)</sup>	X	X	
GANADO Y CAZA	Conejo	Densidad de conejos (Ind/100ha) <sup>(11)</sup>	X	X	
GANADO Y CAZA	Perdiz	Densidad de perdices (Ind/100ha) <sup>(11)</sup>	X	X	
GANADO Y CAZA	Ciervo	Densidad de ciervos (Ind/100ha) <sup>(11)</sup>	X	X	
GANADO Y CAZA	Jabalí	Densidad de jabalíes (Ind/100ha) <sup>(11)</sup>	X	X	
GANADO Y CAZA	DenCap	Densidad de ganado caprino (Ind/ha) <sup>(10)</sup>	X	X	

TIPOLOGÍA	NOMBRE	DESCRIPCIÓN	PAISAJE	TERRITORIO	NIDO
GANADO Y CAZA	DenOvi	Densidad de ganado ovino (Ind/ha) <sup>(10)</sup>	X	X	
GANADO Y CAZA	DenPor	Densidad de ganado porcino (Ind/ha) <sup>(10)</sup>	X	X	
GANADO Y CAZA	DenVac	Densidad de ganado vacuno (Ind/ha) <sup>(10)</sup>	X	X	
GANADO Y CAZA	CazaMa	Densidad de caza mayor (jabalí + ciervo) (Ind/100ha) <sup>(11)</sup>	X	X	
GANADO Y CAZA	CazaMe	Densidad de caza menor (Conejo + Perdiz) (Ind/100ha) <sup>(11)</sup>	X	X	
GANADO Y CAZA	Conejo	Densidad de conejos (Ind/100ha) <sup>(11)</sup>	X	X	
GANADO Y CAZA	Perdiz	Densidad de perdices (Ind/100ha) <sup>(11)</sup>	X	X	
GANADO Y CAZA	Ciervo	Densidad de ciervos (Ind/100ha) <sup>(11)</sup>	X	X	
GANADO Y CAZA	Jabalí	Densidad de jabalíes (Ind/100ha) <sup>(11)</sup>	X	X	
TIPOLOGÍA	NOMBRE	DESCRIPCIÓN	PAISAJE	TERRITORIO	NIDO
LITOLÓGIA	Arena	% de Arena <sup>(12)</sup>		X	X
LITOLÓGIA	Caliza	% de Caliza <sup>(12)</sup>		X	X
LITOLÓGIA	Granito	% de Granito <sup>(12)</sup>		X	X
LITOLÓGIA	Pizarra	% de Pizarra <sup>(12)</sup>		X	X
TIPOLOGÍA	NOMBRE	DESCRIPCIÓN	PAISAJE	TERRITORIO	NIDO
HIDROLOGÍA	Hidro	Densidad de ríos <sup>(12)</sup>		X	
HIDROLOGÍA	Embalse	% de superficie de Embalses (>10 ha) <sup>(12)</sup>		X	

<sup>(1)</sup> Modelo Digital del Terreno 1ª Cobertura con paso de malla de 25 m - Instituto Geográfico Nacional

<sup>(2)</sup> Ninyerola M, Pons X y Roure JM. 2005. Atlas Climático Digital de la Península Ibérica. Metodología y aplicaciones en bioclimatología y geobotánica. ISBN 932860-8-7. Universidad Autónoma de Barcelona, Bellaterra.

<sup>(3)</sup> Atlas climático de Extremadura 1987-1994 - Grupo de Investigación en la Biología de la Conservación.

<sup>(4)</sup> LandScan™ 2019 - Oak Ridge National Laboratory

<sup>(5)</sup> Entidades de Población 2014 - CC-BY 4.0 CICTEX, Junta de Extremadura

<sup>(6)</sup> Base Topográfica Nacional a escala 1:25.000. - Instituto Geográfico Nacional

<sup>(7)</sup> CORINE Land Cover - Agencia Europea del Medio Ambiente

<sup>(8)</sup> Mapa Forestal de España 1:25.000(2018) - MITERD. Dirección General de Biodiversidad, Bosques y Desertificación

<sup>(9)</sup> Modelo Digital de Superficies Vegetación- MDSnV2,5 - Instituto Geográfico Nacional

<sup>(10)</sup> Censos Ganaderos por Municipios. Ovino, vacuno y porcino 2019. Caprino 2019. - Dirección General de Medio Ambiente. Junta de Extremadura.

<sup>(11)</sup> Plan General de Caza de Extremadura 2016. - Servicio de Caza y Pesca. Consejería de Agricultura, Desarrollo Rural, Población y Territorio. Junta de Extremadura

<sup>(12)</sup> Sistema de Información Territorial de Extremadura (SITEX)

## ANEXO 2

Relación de variables utilizadas en el modelo de distribución del águila real (*Aquila chrysaetos*) en función del cambio climático.

TIPOLOGÍA	NOMBRE	DESCRIPCIÓN	PAISAJE	TERRITORIO	NIDO
TOPOGRÁFICAS	Alt	Altitud media (m) (1)	a	X	
TOPOGRÁFICAS	Alt2	Altitud media (m) al cuadrado (1)	a	X	
TIPOLOGÍA	NOMBRE	DESCRIPCIÓN	PAISAJE	TERRITORIO	NIDO
CLIMÁTICAS	BIO1	Temperatura media anual <sup>(2)</sup>	a		
CLIMÁTICAS	BIO2	Rango Diurno Medio (media mensual (temp. máxima - temp. mínima) <sup>(2)</sup>	a		
CLIMÁTICAS	BIO3	Isotermalidad (BIO2/BIO7) (×100) <sup>(2)</sup>			
CLIMÁTICAS	BIO4	Estacionalidad de la temperatura (desviación estándar ×100) <sup>(2)</sup>			
CLIMÁTICAS	BIO5	Temperatura máxima del mes más cálido <sup>(2)</sup>	a		
CLIMÁTICAS	BIO6	Temperatura mínima del mes más frío <sup>(2)</sup>	a		
CLIMÁTICAS	BIO7	Rango anual de temperatura (BIO5-BIO6) <sup>(2)</sup>	a		
CLIMÁTICAS	BIO8	Temperatura media del trimestre más húmedo <sup>(2)</sup>	a		
CLIMÁTICAS	BIO9	Temperatura media del trimestre más árido <sup>(2)</sup>	a		
CLIMÁTICAS	BIO10	Temperatura media del trimestre más cálido <sup>(2)</sup>	a		
CLIMÁTICAS	BIO11	Temperatura media del trimestre más frío <sup>(2)</sup>	a		
CLIMÁTICAS	BIO12	Precipitación anual <sup>(2)</sup>	a		
CLIMÁTICAS	BIO13	Precipitación del mes más húmedo <sup>(2)</sup>	b		
CLIMÁTICAS	BIO14	Precipitación del mes más árido <sup>(2)</sup>	a		
CLIMÁTICAS	BIO15	Estacionalidad de las precipitaciones (Coeficiente de variación) <sup>(2)</sup>	c		
CLIMÁTICAS	BIO16	Precipitación del trimestre más húmedo <sup>(2)</sup>	a		
CLIMÁTICAS	BIO17	Precipitación del trimestre más árido <sup>(2)</sup>	a		
CLIMÁTICAS	BIO18	Precipitación del trimestre más cálido <sup>(2)</sup>	a		
CLIMÁTICAS	BIO19	Precipitación del trimestre más frío <sup>(2)</sup>	a		

<sup>(1)</sup> Modelo Digital del Terreno 1ª Cobertura con paso de malla de 25 m - Instituto Geográfico Nacional.

<sup>(2)</sup> Fick, S.E. and R.J. Hijmans, 2017. WorldClim 2: new 1km spatial resolution climate surfaces for global land areas. International Journal of Climatology, 37(12): 4302-4315.

Exclusión: Proceso de exclusión de la variable mediante (a) Correlación de Spearman, (b) análisis FDR y (c) regresión por pasos hacia adelante.





