



Serie Monografías de la Dirección General de Sostenibilidad: Especies Protegidas

EL ÁGUILA PERDICERA (*Aquila fasciata*) EN EXTREMADURA: POBLACIÓN Y ECOLOGÍA



JUNTA DE EXTREMADURA

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

EL ÁGUILA PERDICERA (*Aquila fasciata*) EN EXTREMADURA: POBLACIÓN Y ECOLOGÍA



Autores:

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

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 5: *Aquila fasciata*.

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 Moya. Grupo de Investigación en Biogeografía, Biodiversidad y Conservación. Universidad de Málaga.

Francisco Hurtado Sabido. Sociedad de Gestión Pública de Extremadura, S.A.U. (GPEX)

Jesús Moreno Pérez, Ángel Sánchez García, Enrique Delgado Valiente. Dirección General de Sostenibilidad. Consejería para la Transición Ecológica y la Sostenibilidad.

Portada:

Diseño de Elisa Cristo da Silva Gamero y Nuria Playá Montmany. Foto de Fermina Martínez Martín.

Contraportada:

Diseño de Elisa Cristo da Silva Gamero y Nuria Playá Montmany. Fotos de Ángel Sánchez García y Francisco Labado Contador.

Ilustraciones interiores:

Antonio José Díaz Fernández.

Fotos de la monografía:

Ver pie de figuras.

Depósito Legal: LE 101-2024

ISBN: 978-84-128028-5-6

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 Garcí, Carmen Martín López y Ana Cristina Carrasco

Técnicos de censos

Diego Fernández Mateos, Elvira Cano Montes, Fátima Sanz Gómez, Gloria Cortázar Hurtado, M^a Jesús García-Baquero Merino, María Arredondo Lamas y Alberto Gil Chamorro.

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 Ligeró 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, 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 Mejias, 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, Elías 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 Benítez 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 Rasero 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^º Nieves Gallardo Casado, M^º 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 Madrugá Vicente, Mariano Rodríguez Valhondo, Marta Rubio Fernández, Matías Taborda 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, Rocio Álvarez Amaro, Pedro Barquero Martillanes, Ángel Beltrán Torrescusa, 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 Utrero y Babiano, Antonio Trancón Martín, Castor Vaquero Martín, Javier Pérez Carera.

Agentes coordinadores

José Luis Santamargarita Ferrera, Javier Martín Martín, Apolinar Pérez Durán, David Iglesias Martín, César Hernández arretero, 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, Carlos Dávila Dávila.

Sección de Coordinación de los Agentes

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

ÍNDICE

I. LA ESPECIE: EL ÁGUILA PERDICERA (<i>Aquila fasciata</i>).....	9
1. DESCRIPCIÓN E IDENTIFICACIÓN: CARACTERES DE CAMPO	9
2. TAXONOMÍA	11
3. DISTRIBUCIÓN BIOGEOGRÁFICA.....	12
4. POBLACIÓN BIOGEOGRÁFICA.....	13
5. HÁBITAT	14
6. ECOLOGÍA TRÓFICA	15
7. BIOLOGÍA REPRODUCTORA.....	17
8. MOVIMIENTOS.....	20
9. ESTATUS Y CONSERVACIÓN	21
II. EL ÁGUILA PERDICERA (<i>Aquila fasciata</i>) EN EXTREMADURA.....	23
1. DISTRIBUCIÓN.....	23
1.1. INTRODUCCIÓN	23
1.2. METODOLOGÍA	24
1.2.1. Censo de la especie.....	24
1.2.2. Análisis de densidad.....	26
1.2.3. Análisis de agrupamiento.....	26
1.2.4. Modelo de distribución espacial del águila perdicera en Extremadura.....	27
1.3. RESULTADOS.....	32
1.3.1. Distribución y densidades del águila perdicera.....	32
1.3.2. Núcleos del águila perdicera y sus densidades.....	35
1.3.3. Evolución de los núcleos de águila perdicera	38
1.3.4. Modelo de distribución espacial del águila perdicera en Extremadura.....	39
2. RELACIÓN DE LA ESPECIE CON LOS ESPACIOS PROTEGIDOS DE EXTREMADURA.....	47
2.1. INTRODUCCIÓN	47
2.2. METODOLOGÍA	48
2.2.1. Estudio de la relación del águila perdicera con los espacios protegidos de Extremadura	48
2.3. RESULTADOS	49
2.3.1. Relación del águila perdicera con los espacios protegidos de Extremadura.....	49
3. TAMAÑO DE LA POBLACIÓN	51
3.1. INTRODUCCIÓN	51
3.2. METODOLOGÍA	51
3.3. RESULTADOS.....	51
3.3.1. Tamaño de la población general	51
3.3.2. Tamaño de la población en cada uno de los núcleos de estudio	53
4. TENDENCIA DE LA POBLACIÓN.....	56
4.1. INTRODUCCIÓN	56
4.2. METODOLOGÍA.....	57

4.3. RESULTADOS	57
4.3.1. Tendencia de la población general	57
4.3.2. Tendencia de las poblaciones en cada uno de los núcleos de estudio.....	58
5. SELECCIÓN DE HÁBITAT DE LA ESPECIE EN EXTREMADURA.....	60
5.1. INTRODUCCIÓN	60
5.2. METODOLOGÍA	60
5.2.1. Selección de hábitat del águila perdicera en Extremadura.....	60
5.2.2. Relación del águila perdicera con el águila real.....	62
5.3. RESULTADOS.....	63
5.3.1. Selección de hábitat del águila perdicera en Extremadura.....	63
5.3.2. Relación espacial entre los territorios de águila perdicera y águila real.....	67
6. ECOLOGÍA TRÓFICA DE LA ESPECIE EN EXTREMADURA	74
6.1. INTRODUCCIÓN	74
6.2. METODOLOGÍA	74
6.3. RESULTADOS.....	75
6.3.1. Ecología trófica de la especie en Extremadura.....	75
7. BIOLOGÍA DE LA REPRODUCCIÓN	80
7.1. INTRODUCCIÓN.....	80
7.2. METODOLOGÍA.....	81
7.2.1. Parámetros reproductores	81
7.2.2. Selección del lugar de nidificación	82
7.2.3. Nidotópica.....	83
7.2.4. Usurpaciones.....	84
7.3. RESULTADOS.....	84
7.3.1. Tasa de reproducción anual de la población	84
7.3.2. Parámetros reproductores de la población.....	85
7.3.3. Selección del lugar de nidificación	101
7.3.4. Nidotópica.....	104
7.3.5. Usurpaciones.....	113
8. ESCENARIOS FUTUROS Y CAMBIO CLIMÁTICO.....	119
8.1. INTRODUCCIÓN	119
8.2. METODOLOGÍA	121
8.3. RESULTADOS.....	126
9. ESTATUS DE CONSERVACIÓN Y AMENAZAS.....	132
9.1. INTRODUCCIÓN	132
9.2. METODOLOGÍA	133
9.2.1. Evaluación del estatus de conservación.....	133
9.2.2. Ingresos en centros de recuperación.....	133
9.3. RESULTADOS.....	134
9.3.1. Estatus de conservación	134
9.3.2. Amenazas.....	136

10. PLAN DE GESTIÓN DE LA ESPECIE	142
10.1. ÁMBITO DE APLICACIÓN	142
10.2. FINALIDAD.....	145
10.3. PLAN DE ACTUACIONES.....	146
10.3.1. Actividades de Manejo y Gestión del Hábitat.....	146
10.3.2. Actividades de Manejo y Gestión de la Especie	149
10.3.3. Actividades de Seguimiento e Investigación.....	156
10.3.4. Actividades de Sensibilización Pública.....	159
10.3.5. Actividades de Coordinación.....	160
10.4. DURACIÓN Y REVISIONES.....	161
10.5. VALORACIÓN DEL PLAN DE CONSERVACIÓN	161

III. BIBLIOGRAFÍA.....165

ANEXOS.....189

ANEXO 1.Relación de variables utilizadas en los modelos de distribución del águila perdicera a diferentes escalas	189
---	-----

ANEXO 2. relación de variables utilizadas en el modelo de distribución del águila perdicera en función del cambio climático.....	195
--	-----

I. LA ESPECIE: EL ÁGUILA PERDICERA (*Aquila fasciata*)

1. DESCRIPCIÓN E IDENTIFICACIÓN: CARACTERES DE CAMPO

El águila perdicera, águila azor-perdicera o águila de Bonelli (*Aquila fasciata* Vieillot, 1822) es una ave rapaz de tamaño mediano y porte esbelto, con una longitud de 65-72 cm (Cramp y Simmons, 1980; Figura 1). Las alas, más anchas y redondeadas que las del resto de grandes águilas, pueden llegar a alcanzar una envergadura de 150-180 cm (Cramp y Simmons, 1980). Esta condición, unida a una menor curvatura de las alas y extremos alares poco digitados, le dotan de una gran maniobrabilidad en vuelo. De cabeza pequeña y cola larga característica, que sobrepasa con notoriedad los extremos alares cuando se encuentran posadas (Figura 2).

La especie presenta cierto dimorfismo sexual, puesto que los machos son más blancos por el inferior del cuerpo y presentan menor cantidad de manchas en el moteado marrón del pecho comparado con las hembras. Las hembras, con mayor tamaño y peso que los machos, pueden llegar a superar hasta en un 25,5 % la masa corporal de los machos (peso en machos: 1.400 -2.240 kg, peso en hembras: 2.100-3.025 kg; García *et al.*, 2013).

Al igual que la gran mayoría de las especies de aves rapaces, presenta un plumaje muy variable dependiendo de la edad de los individuos. Ontiveros (2016) define tres clases de edad, que pueden describirse de la siguiente forma:

- Adulto (> 5 años): dorso marrón oscuro, con mancha blanca de extensión variable en la zona del manto. Parte ventral principalmente blanca, con moteado marrón vertical. Infracobertoras alares blancas, continuando el diseño del estriado marrón del pecho. Mancha carpal y barra alar completamente oscuras. Plumas de vuelo con barreado no muy definido, siendo difusamente pálidas en su base y más oscuras en las zonas terminales. Rectrices grises, con barreado no muy nítido y con franja ancha oscura terminal caudal.
- Subadulto (4 años): dorso bastante similar al adulto. Zona ventral con plumaje transicional juvenil-adulto, de color blanco-amarillento, parecido al de adulto, pero con aspecto "sucio". Plumas de vuelo con barreado oscuro sobre fondo claro. Aunque la mancha carpal y la barra alar son llamativas, no están bien definidas como en adultos. Rectrices grises con diseño parecido al de las plumas de vuelo. La franja oscura terminal caudal más patente que en juveniles.
- Juvenil (1-3 años): dorso marrón oscuro, a menudo con un ligero moteado claro. Parte ventral del cuerpo de color canela u ocre rojizo pálido. Infracobertoras alares del mismo color que la parte inferior del cuerpo, destacando una banda fina más oscura en la parte terminal de las infracobertoras alares mayores. Extremos alares negros, con plumas de vuelo grises pálidas y marcado barreado oscuro. Rectrices con igual diseño que las plumas de vuelo, sin franja terminal caudal.

A larga distancia, el águila perdicera puede llegar a confundirse con el halcón abejero (*Pernis apivorus*), debido a la gran variabilidad de plumaje que puede presentar este último; y a que las formas y proporciones, hasta cierto punto, son bastante similares. Sin embargo, el halcón abejero es mucho más pequeño, con la cabeza más fina, presentando en la cola y las alas un barrado más definido y ancho que el del águila perdicera.

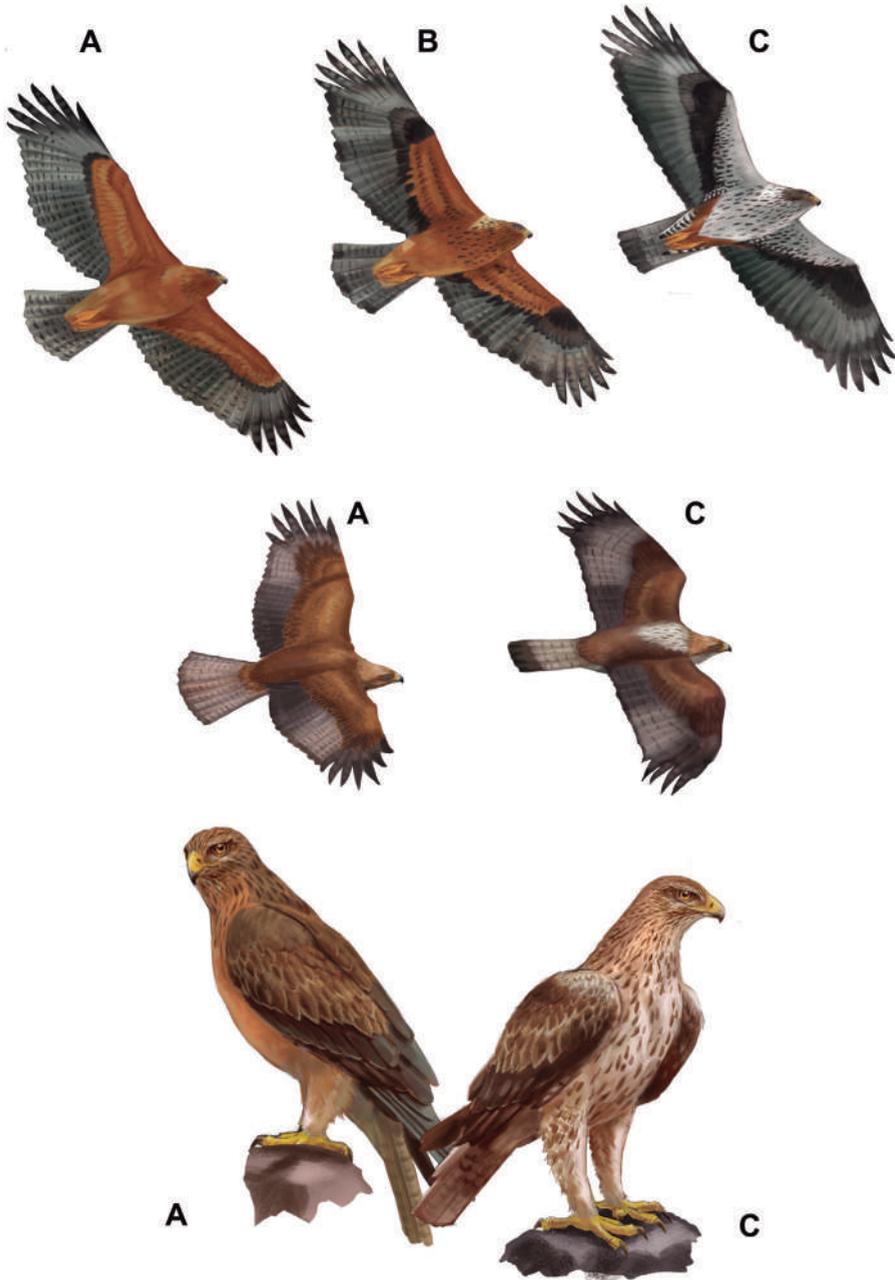


Figura 1. Variaciones del diseño y tonalidad del plumaje dependiente de la edad en individuos de águila perdicera (*Aquila fasciata*). A: Juvenil, B: Juvenil 2º año, C: Adulto. Autor: Antonio José Díaz Fernández.

Los jóvenes de águila perdicera se pueden confundir con el busardo ratonero (*Buteo buteo*) cuando están perchados. Sin embargo, ambas especies se pueden diferenciar en los tarsos, puesto que los de las águilas perdiceras están cubiertos por plumas. Otra característica a diferenciar es que, mientras que en las águilas perdiceras las puntas de las alas cuando están plegadas solo llegan hasta la mitad de la cola (debido a la longitud de esta); en el busardo ratonero alcanzan el extremo apical de las rectrices.



Figura 2. Adulto de águila perdicera (*Aquila fasciata*) posado. Autor: Fermi Martínez Martín.

2. TAXONOMÍA

Perteneciente a la familia *Accipitridae* (Orden *Accipitriformes*). La especie, bautizada en un principio por Vieillot en 1822 como *Aquila fasciata*, cambió su denominación por *Hieraetus fasciatus*. Bajo este nombre, se llegaron a considerar hasta tres subespecies diferentes: *H. f. fasciatus* (Vieillot, 1822), distribuida en poblaciones fragmentadas por toda la zona meridional de Eurasia y norte de África; *H. f. spilogaster* (Bonaparte, 1850), distribuida en el África subsahariana; y *H. f. renschi* (Stresemann, 1932), situada en las Islas Menores de la Sonda, en Indonesia (Cramps y Simmons, 1980; Del Hoyo et al., 1994).

La taxonomía de *H. f. fasciatus* y *H. f. spilogaster* ha sido bastante discutida debido a que se han llegado a considerar como una superespecie (Stresemann y Amadon, 1979), subespecies (Sinclair et al., 2002) y especies separadas (Ferguson-Lees y Christie, 2001; Del Hoyo et al., 1994). Estudios con ADN nuclear y mitocondrial han encontrado que la distancia genética entre *H. f. fasciatus* y *H. f. spilogaster* (Lerner y Mindell, 2005) es muy grande, de tal modo que, actualmente son aceptadas como especies diferentes. Respecto a *H. f. renschi*, a pesar de que

existen autores que defienden elevar su estatus al de especie (Thiollay, 1994; Ferguson-Lees y Christie, 2001), no se ha observado una separación genética tan marcada que permita diferenciarla de *H. fasciatus* (Haring et al., 2007; Trainor et al., 2013).

Basados en hallazgos moleculares y pruebas morfológicas y comportamentales, varios estudios han abogado por la inclusión de *H. fasciatus* y *H. spilogaster* en el género *Aquila* (Helbig et al., 2005; Debus et al., 2007; Clark, 2012). A partir del año 2012, se recupera la antigua nomenclatura de la especie, renombrándose nuevamente como *Aquila fasciata*, manteniendo las subespecies *A. f. fasciata* y *A. f. renschi* y separándola de *A. spilogaster*.

3. DISTRIBUCIÓN BIOGEOGRÁFICA

Ave termófila, con una distribución delimitada por condiciones ambientales secas y cálidas (Cramp y Simmons, 1980). Las áreas donde se encuentra presente la especie, están enmarcadas entre los paralelos 15º y 45º de latitud norte, extendiéndose de forma discontinua desde el norte de África y sur de Europa, hasta el sur de China (Cramp y Simmons, 1980; Figura 3). A lo largo de su rango de distribución, los individuos son sedentarios, aunque los juveniles pueden llegar a dispersarse hasta 200 km de sus zonas de áreas de cría, y en algunos casos, pueden atravesar rutas migratorias clave deambulando junto a otras especies (Shirihai et al., 2000; Ferguson-Lees y Christie, 2001).

En España, la especie se encuentra ocupando gran parte del territorio peninsular, evitando el cuadrante noroccidental (Real, 2003). Sin embargo, dicha distribución es un tanto irregular, debido a que se concentra fundamentalmente en la franja de sierras costeras mediterráneas (Cataluña, Comunidad Valenciana, Murcia y Andalucía; Real, 2004). También se encuentra ampliamente distribuida en Extremadura, territorio que, junto a zonas del levante, Castilla-La Mancha y Andalucía, constituyen áreas importantes de asentamiento para las aves en dispersión (Mañosa et al., 1998; Real, 2004).

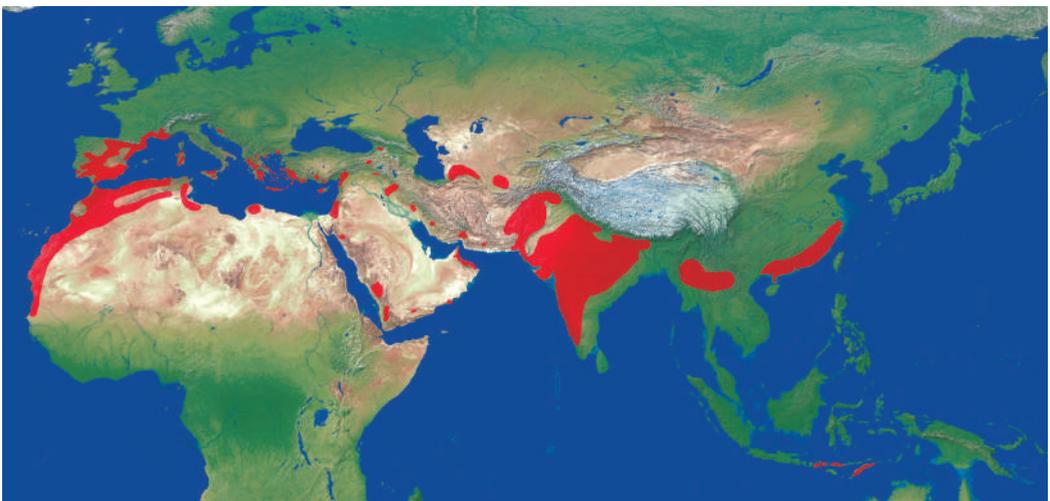


Figura 3. Distribución mundial del águila perdicera (*Aquila fasciata*). Modificado de BirdLife International (2021a).

4. POBLACIÓN BIOGEOGRÁFICA

En la última evaluación de la especie en el año 2016, la *Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza* (UICN) estimó la población mundial de águila perdicera en unos 20.000- 49.999 individuos reproductores (BirdLife International, 2019). Europa, donde se sitúa aproximadamente el 10 % de la distribución global de la especie, contaría con alrededor de 1.000-1.200 parejas (BirdLife International, 2021a).

Mientras que la tendencia de la especie en Europa en el pasado era decreciente en la gran mayoría de países de los que se tiene registro, incluyendo España (Tucker y Heath, 1994); las tendencias actuales a corto plazo muestran un aumento de los individuos en Francia e Italia, y una estabilización de las poblaciones en España, Montenegro, Macedonia del Norte, Grecia y Chipre (BirdLife International, 2021b; Figura 4).

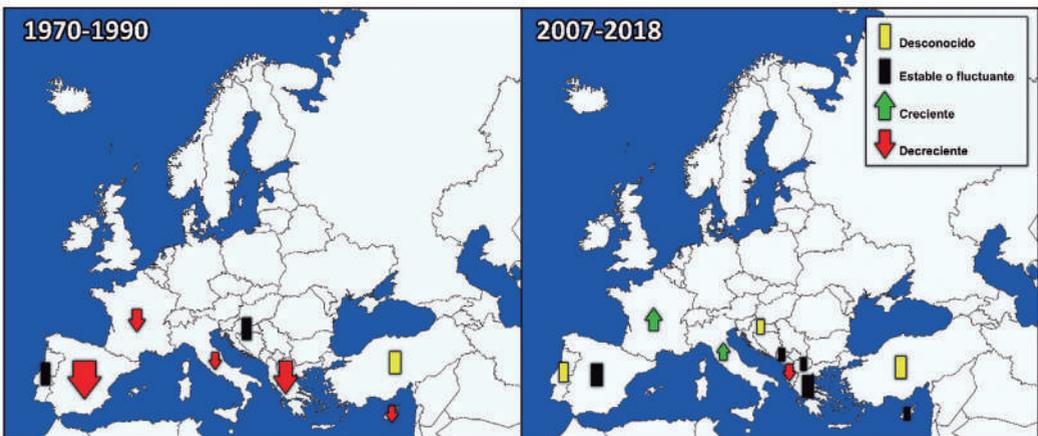


Figura 4. Tendencias poblacionales del águila perdicera (*Aquila fasciata*) en Europa. Izquierda: periodo 1970-1990, derecha: periodo 2007-2018. Fuente: Tucker y Heath (1994) y BirdLife International (2021b).

En nuestro país, los primeros datos fiables de los que se tiene información, establecieron una cifra de 500 parejas reproductoras que constituían la población española a comienzos de 1970 (Garzón, 1975). A partir de entonces, se ha observado un aumento del número de parejas presentes (Figura 5), llegando a alcanzar un total de 711-745 parejas en el último censo coordinado por la *Sociedad Española de Ornitología* (SEO) en 2018 (Del Moral y Molina, 2018).

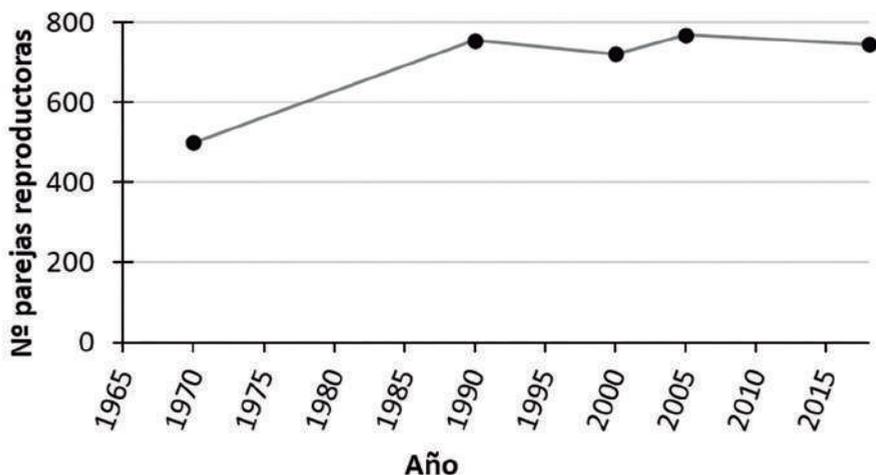


Figura 5. Evolución del número de parejas reproductoras en España. Fuente: Garzón (1975); Arroyo et al. (1990); Real (2003); Del Moral (2006); Del Moral y Molina (2018).

Los datos más recientes, obtenidos por el censo nacional de 2018 (Del Moral y Molina, 2018), muestran que la población española de águila perdicera es la más importante en Europa, acogiendo al 63 % de la población europea (BirdLife International, 2017). En España, Andalucía es la comunidad que alberga un porcentaje mayor de territorios para la especie con un 44,49 % de territorios, seguida por Extremadura (12,94 %), Comunidad Valenciana (11,39 %) y Cataluña (10,83 %)(Del Moral y Molina, 2018).

5. HÁBITAT

El águila perdicera ocupa principalmente hábitats montañosos, rocosos y áridos, desde el nivel del mar hasta los 1.500 m s. n. m. (exceptuando África y las estribaciones del Himalaya, donde puede alcanzar hasta los 3.000 y 3.750 m s. n. m., respectivamente) (Ferguson-Lees y Christie, 2001). Generalmente habita en áreas abiertas, pero también puede llegar a seleccionar zonas boscosas (Ferguson-Lees y Christie, 2001).

En España, se observan diferencias entre los distintos hábitats seleccionados por individuos territoriales y los ejemplares en dispersión, principalmente jóvenes. Al tratarse de una especie que necesita roquedos para situar sus nidos, son varios los estudios que concuerdan en que la pendiente del terreno es un factor importante en la selección de territorios (Ontiveros, 1999; Rico et al., 2001; Muñoz et al., 2005; López-López et al., 2006). A pesar de que las aves territoriales ocupan principalmente zonas de sierra (Carrascal y Seoane, 2009a), se pueden encontrar en hábitats muy variados, desde áreas casi desérticas hasta formaciones boscosas bien conservadas (Ontiveros, 2016). Sin embargo, la pendiente del terreno es un elemento clave a la hora de seleccionar estos territorios, situando los nidos en cortados rocosos de dimensiones variables, preferiblemente en los de mayor altura, debido a la seguridad que les ofrecen durante el periodo reproductor (Ontiveros, 1999; López-López et al., 2006). También pueden llegar a nidificar en árboles (Cabot et

al., 1978; Arroyo *et al.*, 1990). Los ejemplares reproductores suelen ser sedentarios en los territorios que establecen, aunque es probable que parejas con menor disponibilidad de alimento, se alejen de las áreas de cría durante el periodo no reproductor (Real, 2004).

La pendiente del terreno también parece ser una característica importante en la selección de zonas para las aves juveniles en dispersión. Balbontín (2005) sugiere que los juveniles en dispersión prefieren pendientes orientadas al sureste, de tal forma que pueden aprovechar las corrientes cálidas de aire ascendentes con el fin de ahorrar energía durante los vuelos de planeo (Janes, 1985; Ontiveros, 1999).

El tipo de vegetación es un factor condicionante que puede o no favorecer al águila perdicera. La presencia y/o abundancia de vegetación de matorral mediterráneo beneficia a la especie (Rico *et al.*, 2001; Carrete *et al.* 2002, López-López *et al.*, 2006; Real *et al.*, 2016). En este tipo de hábitat abundan sus presas principales: el conejo y la perdiz (Real y Hernández Matías, 2012). Muestra de ello es la correlación negativa observada entre el tamaño de territorio de los individuos y la proporción de matorral en estas áreas, disminuyendo el primero a medida que aumenta la segunda (Real *et al.*, 2016). Esto se traduce en un menor coste energético en la búsqueda y captura de sus presas (Emlen, 1966; Schoener, 1971), y que por lo tanto, favorece a las poblaciones.

Durante el periodo no reproductor, pueden hacer gran uso de bosques de coníferas (Real *et al.*, 2016). Esto probablemente se deba a la gran densidad de aves invernantes que albergan estas formaciones boscosas durante dicha época del año (Rey, 1995; Herrando, 2011), y que pueden suponer una fuente importante de alimentación durante este periodo.

6. ECOLOGÍA TRÓFICA

La alimentación del águila perdicera está basada principalmente en aves mediana, aunque también puede capturar mamíferos, algunos reptiles e insectos (Ferguson-Lees y Christie, 2001). Puede llegar a alimentarse de carroña (Avella, 1977) y en contadas ocasiones, actúa como un superdepredador, como el águila real (*Aquila chrysaetos*), debido a que algunos mamíferos carnívoros y rapaces pueden formar también parte de su dieta (Lourenço *et al.*, 2011).

En la península ibérica, su alimentación se compone mayoritariamente de conejos *Oryctolagus cuniculus* (28,5 %), palomas *Columba* sp. (24,0 %) y perdices *Alectoris rufa* (15,3 %), y en menor medida, de otras aves (11,6 %), otros mamíferos (7,1 %), córvidos (7,0 %) y reptiles (6,4 %) (Ontiveros, 2016). Dichos porcentajes pueden variar dependiendo de la zona (Tabla 1). A pesar de que el conejo y la perdiz roja constituyen el grueso de su dieta, el impacto del águila perdicera sobre este tipo de presas es muy bajo (Moleón *et al.*, 2011).

La dieta de los juveniles difiere de la de los adultos territoriales, alimentándose de conejos en una mayor proporción que los adultos reproductores (Moleón *et al.*, 2009a). Por otro lado, en las aves territoriales, durante el periodo no reproductor, en zonas donde hay una menor abundancia de conejo y de perdiz roja, la paloma y otras especies de aves adquieren gran importancia en su dieta (Moleón *et al.*, 2007).

Diversos estudios han determinado el índice de diversidad trófica del águila perdicera, mostrando valores distintos en cada zona (Real, 1987; Martínez et al., 1994; Ontiveros y Pleguezuelos, 2000). Estos estudios muestran que la especie presenta un espectro trófico amplio, sin dependencia de especies concretas. Por ello, en vez de considerarse un depredador especialista, esta rapaz puede ejercer como una especie especialista facultativa (Glasser, 1982), prefiriendo el conejo cuando es abundante, pero modificando su dieta cuando escasea (Moléon et al., 2007).

	GRANADA	SIERRA MORENA	MURCIA	CATALUÑA
Conejo (<i>Oryctolagus cuniculus</i>)	39,9	41,4	39,8	30,8
Perdiz roja (<i>Alectoris rufa</i>)	26,8	10	19,9	4,6
Palomas (<i>Columba</i> sp.)	13,4	11,4	20,9	24,1
Liebre (<i>Lepus europaeus</i>)	-	4,3	0,9	0
Lagarto ocelado (<i>Timon lepidus</i>)	6,3	5,7	7,9	5,3
Otros mamíferos	9,7	2,8	2,9	12,7
Otras aves	8,2	22,9	7,3	22,5
Otros Reptiles	0	1,4	0,4	0

Tabla 1. Proporción de presas consumidas por el águila perdicera (*Aquila fasciata*) en distintos territorios españoles. Fuente: Gil-Sánchez et al. (2000; Granada); Jordano (1981; Sierra Morena); Martínez et al. (1994; Murcia); Real (1987; Cataluña).

La aparición de la mixomatosis en 1950 y la fiebre hemorrágica a finales de 1980 en las poblaciones silvestres de conejo han afectado a su abundancia (Calvete, 2006; Virgós et al., 2007), y por ende, ha disminuido su disponibilidad para el águila perdicera. Este hecho ha provocado cambios en la dieta de la rapaz, ampliando su espectro alimenticio, y modificando la preferencia de las presas consumidas (Moléon et al., 2012).

Respecto al éxito en la captura de las presas, Martínez et al. (2014) observaron que, de un total de 110 ataques registrados, se produjo un éxito del 28,2 % en la captura de las presas. Estos ataques se iniciaron principalmente desde posaderos situados en cortados elevados (55,5 %), mientras que el resto se acometieron en vuelo (44,5 %). En el mismo estudio, la presa que más ataques recibió fue la paloma (51,8 %), seguida por el conejo (14,5 %) y la perdiz (12,7 %).

7. BIOLOGÍA REPRODUCTORA

A pesar de ser un ave termófila, el águila perdicera comienza su actividad reproductora en octubre, cuando se observan individuos llevando ramas para construir los nidos (Ontiveros, 2016; Figura 6). En el mes de noviembre, se producen los vuelos nupciales, y las cópulas se inician en diciembre, prolongándose hasta abril (Real, 1982; Figura 7). La fecha media de puesta en la población española se fija en el 19 de febrero, citándose puestas de parejas tempranas el 15 de enero y de parejas más tardías en la primera semana de abril (Arroyo *et al.*, 1995; Figura 7). El tamaño de la puesta oscila entre 1 y 3 huevos, siendo las de 2 huevos las más comunes (Arroyo *et al.*, 1990). Las parejas pueden llegar a realizar puestas de reposición en caso de pérdida de la primera puesta (Cabeza-Arroyo y De la Cruz, 2001). La incubación es llevada a cabo principalmente por la hembra y, suele durar entre 37 y 41 días, pudiendo alcanzar de forma excepcional los 46 días (Arroyo *et al.*, 1995; Figura 7). Tras la eclosión, los pollos permanecen en el nido entre 60 y 67 días (Suetens y Groenendael, 1969; García, 1976; Arroyo *et al.*, 1976; Figura 7); produciéndose en ocasiones casos de cainismo entre pollos de una misma nidada debido a comportamientos agresivos por parte de uno de los pollos o por una escasez de alimento en el territorio (Hernández-Matías *et al.*, 2016). Los juveniles finalmente abandonan sus territorios de cría entorno a los dos meses y medio y casi cinco meses tras su nacimiento (Real *et al.*, 1998; Cadahía *et al.*, 2005; Figura 7).

Los roquedos son los lugares mayoritariamente elegidos por la especie para situar sus nidos, pudiendo nidificar también en árboles, siendo destacable una población en el suroeste de Portugal en la que los individuos utilizan exclusivamente los árboles como sustrato de nidificación (Cabot *et al.*, 1978; Borau y Beneyto, 1994; Dias *et al.*, 2017). La morfología y tamaño de los nidos es muy variable, pudiendo existir tanto nidos de dos metros de alto, como prácticamente planos (Ontiveros, 2016). El aporte vegetal en la construcción del nido es de gran importancia, usando principalmente pino resinero *Pinus pinaster* (50,8 %) y encina *Quercus ilex* (27,1 %), y otro tipo de vegetales diversos (22,1 %) (Ontiveros *et al.*, 2008a). La preferencia por materiales procedentes del pino resinero se debe a que es una planta con altos niveles de compuestos aromáticos (Guenther *et al.*, 1995), que reducen la presencia de ectoparásitos en los nidos, y por lo tanto, aumentan la productividad del águila perdicera (Ontiveros *et al.*, 2008a). Ambos sexos colaboran equitativamente en la construcción del nido, aunque se ha observado que el esfuerzo en dicha construcción está influenciado por la experiencia de los individuos y la calidad del nido; de tal manera que los individuos con más experiencia en la reproducción aportan una cantidad mayor de material en nidos de baja calidad (nidos que han sido utilizados muy pocos años); mientras que los individuos inexpertos aportan la misma, independientemente de la calidad del nido (Martínez *et al.*, 2022).



Figura 6. Adulto de águila perdicera (*Aquila fasciata*) transportando material al nido. Autor: Ángel Sánchez García.

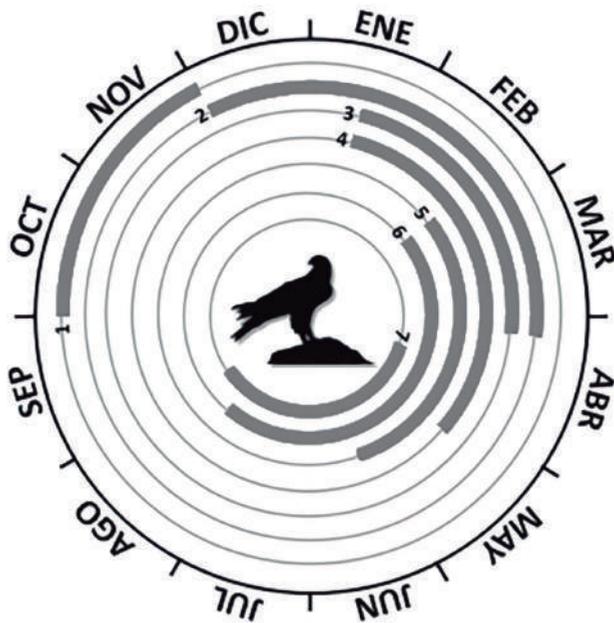


Figura 7. Fenología reproductora del águila perdicera (*Aquila fasciata*). 1: Cortejo, 2: Cópula, 3: Puesta, 4: Incubación, 5: Eclosión, 6: Cuidado de los pollos, 7: Dispersión juvenil.

El águila perdicera comparte con el resto de rapaces el hábito de construir y mantener varios nidos durante el periodo reproductivo (Newton, 1979). Se han propuesto dos razones que pueden subyacer a este comportamiento: (1) la existencia de una competencia por los nidos, donde otras aves pueden llegar a ocupar los de águila perdicera, situación ante la cual, la existencia de lugares de nidificación alternativos podría mantener o incluso aumentar el éxito reproductivo bajo estas circunstancias (Ontiveros *et al.*, 2008b); (2) la evasión de los ectoparásitos, ya que, de esta forma, evitarían los parásitos que permanecen en el nido de un año para otro, y que pueden causar mortalidad de sus crías (Wimberger, 1984; Ontiveros *et al.*, 2008b). La disponibilidad de emplazamientos adecuados parece ser el factor que influye en el número medio de nidos por pareja, mostrando una tendencia a construir más nidos en los territorios con más posibilidades para hacerlo (Ontiveros, 2016).

Existen diferencias intersexuales en el esfuerzo y tiempo que invierten cada uno de los progenitores durante el periodo reproductivo. La hembra dedica un esfuerzo mayor durante la incubación y aporte de material al nido a lo largo de este periodo, y así como al cuidado del nido, cría y alimentación de los pollos; mientras que el macho dedica todo su esfuerzo parental al aporte de alimento para la hembra y sus crías (Martínez *et al.*, 2020). En el cómputo general, el gasto energético de inversión parental es mayor en los machos, puesto que compensan el poco tiempo dedicado al cuidado directo de los pollos con un mayor tiempo empleado en actividades de caza y campeo del territorio (López-López *et al.*, 2022).

Los parámetros reproductores de la especie en España indican que la productividad media por pareja es de 0,82 (n° pollos que vuelan por pareja), y que, del 69,5 % de las parejas territoriales que realizan puesta, el 81,9 % sacan al menos un pollo adelante ($n = 198$ parejas) (Arroyo *et al.*, 1990). Datos más recientes procedentes del censo nacional de 2018, muestran que la población española tiene una productividad media de 0,91, con un éxito reproductor del 1,14 (n° de pollos que vuelan/ n° de parejas que incuban) y una tasa de vuelo del 1,51 (n° de pollos que vuelan/ n° parejas que tienen éxito en la reproducción) (Del Moral y Molina, 2018). En dicho censo, los valores mínimos de productividad se produjeron en la comunidad de Castilla y León, mientras que los valores máximos se observaron en Andalucía, Comunidad Valenciana, La Rioja y Murcia (Del Moral y Molina, 2018) (Tabla 2).

Existe un gradiente del éxito reproductor de las parejas de águila perdicera coincidente con el gradiente de temperaturas existente de norte a sur de la península ibérica, de tal modo que las parejas del sur de España son más productivas (Ontiveros y Pleguezuelos, 2003a). En esta zona, se ha observado que las parejas que sitúan sus nidos en roquedos con una orientación suroeste, aumentan su éxito reproductivo hasta un 35 % (Ontiveros y Pleguezuelos, 2003b). Esto es debido a que eligen los mejores sitios de nidificación, ya que al realizar la puesta en meses fríos, las orientaciones soleadas favorecen la incubación y la supervivencia de los pollos (Ontiveros, 2016).

COMUNIDAD	Nº PAREJAS SEGUIDAS	Nº DE POLLOS QUE VUELAN	PRODUCTIVIDAD
Andalucía	198	229	1,16
Aragón	18	10	0,56
Castilla y León	17	6	0,35
Castilla - La Mancha	69	41	0,59
Cataluña	77	65	0,84
Comunidad Valenciana	81	82	1,01
Extremadura	91	71	0,78
Islas Baleares	8	7	0,88
La Rioja	2	2	1,00
Madrid	3	0	0,00
Murcia	22	24	1,09
Navarra	1	0	0,00

Tabla 2. Productividad media del águila perdicera (*Aquila fasciata*) (nº pollos que vuelan/nº parejas que ocupan un territorio) por Comunidad Autónoma. Fuente: Del Moral y Molina (2018).

8. MOVIMIENTOS

Los individuos adultos de águila perdicera presentan un carácter sedentario, encontrándose menos ligados a los territorios tras la reproducción (Glutz von Blotzheim *et al.*, 1971; Cramp y Simmons, 1980). En contraste, los individuos jóvenes inician la dispersión juvenil tras la emancipación, abandonando las zonas de reproducción (Ontiveros, 2016). Durante este periodo, eligen áreas de asentamiento temporal donde no encuentren parejas territoriales que puedan expulsarlos y que compitan por el mismo alimento (Real *et al.*, 1996; Real y Mañosa, 2001).

La dispersión juvenil comienza en agosto, cuando los jóvenes han alcanzado el quinto mes de vida, cerca de los 141 días desde su nacimiento (Arroyo *et al.*, 1992; Cadahía *et al.*, 2008). Durante su primer invierno, se han registrado desplazamientos de entre 80 y 536 km (Cadahía *et al.*, 2005). Las distancias de desplazamiento son muy variables, habiéndose registrado en ciertas zonas un promedio de 100 km (Balbontín *et al.*, 2000); mientras que en otras pueden llegar a oscilar entre los 1 y 1.020 km de distancia (Real y Mañosa, 2001).

Se han observado individuos de la especie a través del estrecho de Gibraltar durante la migración otoñal, pero se consideran más como movimientos dispersivos y no tanto como una conducta migratoria propiamente dicha (Glutz von Blotzheim *et al.*, 1971; Cramp y Simmons, 1980; Franco, 1980).

9. ESTATUS Y CONSERVACIÓN

El águila perdicera está catalogada a nivel global como de “Preocupación menor” en la *Lista Roja de la UICN*, con una tendencia decreciente a lo largo de toda su área de distribución (BirdLife International, 2019). De igual forma, a nivel europeo su estatus es de “Preocupación menor” ya que actualmente se encuentra estable (BirdLife International, 2021a) a pesar de que en la evaluación de 2015 se estimaba que su población había disminuido un 30 % en 54 años (BirdLife International, 2021a).

Según el *Libro Rojo de las Aves de España*, la especie ostentaba en 2004 el estatus de “En Peligro” (EN C1) (Real, 2004). Sin embargo, la evolución favorable que muestra la población española, ha provocado una mejoría de su estatus de conservación, catalogándose actualmente como “Vulnerable” (VU [A2ac; C1]) (Viada, 2021). De igual forma, el *Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial* y el *Catálogo español de especies amenazadas* sitúan a la especie en la categoría “Vulnerable” (Gobierno de España, 2011). En Extremadura la especie está catalogada como “Sensible a la alteración de su hábitat” en el *Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura* (Junta de Extremadura, 2018).

La *Convención para la Conservación de Especies Migratorias de Animales Salvajes* (CMS), la incluye en su Apéndice II, puesto que presenta un estatus de conservación poco favorable, que requiere de acuerdos internacionales para su conservación y gestión. Se encuentra también en el Anexo I de la *Directiva Aves* de la Unión Europea (2009/147/EC UE Birds Directive), en el que se recogen especies en peligro de extinción, vulnerables a la modificación de sus hábitats, que son consideradas raras por sus poblaciones pequeñas o restringidas localmente y que requieren una atención particular por razones de especificidad de hábitat. También está incluida en el Apéndice II del *Convenio de Berna*, que enlista todas aquellas especies que requieren medidas específicas de conservación del hábitat; y en el Apéndice II de la *Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres* (CITES).

La electrocución y/o colisión con tendidos eléctricos, la persecución humana y la destrucción y alteración de hábitats son las principales amenazas a las que se enfrenta el águila perdicera (Ontiveros, 2016). Por ello la Unión Europea creó un *Plan de Acción Europeo para el Águila Perdicera* (Unión Europea, 1997), en el cuál, algunas de las líneas que establece para su conservación son: identificación y modificación de tendidos peligrosos para la especie, eliminación de la persecución directa a través de la caza, protección de las áreas más importantes de cría y dispersión, y promoción del aumento de las poblaciones de presa.

Desde 1997, el águila perdicera ha sido objetivo de hasta 11 proyectos LIFE en diversas regiones de España. Entre los años 2013 y 2017, se estableció a nivel nacional el proyecto *LIFE Bonelli*, con la intención de ayudar a la recuperación de la especie a través de un refuerzo poblacional en Madrid, Navarra y Álava, y de la reintroducción de individuos en Mallorca. Como segunda parte de este proyecto, surgió el *AQUILA a-LIFE* (2017-2022), que mediante la liberación de águilas perdiceras en España y Cerdeña,

busca aumentar la extensión de presencia de la especie en el Mediterráneo occidental, y así revertir la tendencia poblacional negativa que presenta. En el caso específico de Extremadura, entre los años 1997 y 2002, dicha especie estaba incluida en el LIFE97 NAT/E/004161 (1997-2002), cuyos fines eran definir una estrategia de conservación para la Red de Áreas de Especial Protección de Extremadura y asegurar la conservación del águila perdicera, junto a la del buitre negro (*Aegypius monachus*).

En la comunidad extremeña, debido al estado de protección que tiene, en 2005 se aprobó el primer *Plan de Conservación del Hábitat del Águila Perdicera (Hieraetus fasciatus) en Extremadura* (Junta de Extremadura, 2005). Posteriormente, se publicó su revisión en 2015 (Junta de Extremadura, 2015a) y modificación en 2016 (Junta de Extremadura, 2016a).

II. EL ÁGUILA PERDICERA (*Aquila fasciata*) EN EXTREMADURA

1. DISTRIBUCIÓN

1.1. INTRODUCCIÓN

La distribución de una especie indica su ubicación espacial y el área en la que se encuentra, estando influenciada por condiciones ambientales bióticas y abióticas (Smith y Smith, 2006; Hughes *et al.*, 1997; Westgate *et al.*, 2014). Entre los factores bióticos podemos encontrar interacciones intra e interespecíficas, historias vitales y demografía (Flux, 2008; Benton, 2009; Wiens, 2011); mientras que las condiciones climáticas como la temperatura, humedad y disponibilidad de macro y micronutrientes son los ejemplos más comunes y representativos de factores abióticos (Guisan y Thuiller, 2005).

La distribución de los individuos de una población se ve reflejada en la densidad, de tal forma que se pueden producir distribuciones uniformes, al azar o agrupadas (Smith y Smith, 2006). Los patrones uniformes generalmente se dan en poblaciones en las que los individuos son territoriales y los recursos se encuentran distribuidos regularmente; mientras que los patrones agregados muestran una concentración de recursos (ej. nutrientes, lugares de nidificación, agua) en parches, de tal modo que los individuos viven en altas densidades en estas zonas (Molles, 2016). Por ello, los análisis de densidad son de gran importancia, puesto que permiten detectar áreas en las cuales se concentran las especies, y que, por lo tanto, constituyen zonas de gran valor para la conservación de sus poblaciones.

El estudio de los patrones de distribución tiene un gran potencial para proporcionar información que puede ser útil en el manejo de especies, y puede servir de ayuda a la hora de crear políticas de conservación (Guisan y Thuiller, 2005). La distribución de las especies está marcada por una serie de factores, cuyo análisis genera modelos de distribución, que señalan aquellas características que determinan el nicho realizado de una especie (Peterson y Soberón, 2012) y acaban ofreciendo herramientas importantes para la conservación y gestión de la misma (Jiménez-Valverde y Lobo, 2007).

La distribución de los individuos de una población se ve reflejada en la densidad, de tal forma que se pueden producir distribuciones uniformes, al azar o agrupadas (Smith y Smith, 2006). Los patrones uniformes generalmente se dan en poblaciones en las que los individuos son territoriales y los recursos se encuentran distribuidos regularmente; mientras que los patrones agregados muestran una concentración de recursos (ej. nutrientes, lugares de nidificación, agua) en parches, de tal modo que los individuos viven en altas densidades en estas zonas (Molles, 2016). Por ello, los análisis de densidad son de gran importancia, puesto que permiten detectar áreas en las cuales se concentran las especies, y que, por lo tanto, constituyen zonas de gran valor para la conservación de sus poblaciones.

El estudio de los patrones de distribución tiene un gran potencial para proporcionar información que puede ser útil en el manejo de especies, y puede servir de ayuda a la hora de crear políticas de conservación (Guisan y Thuiller, 2005). La distribución de las especies está marcada por una serie de factores, cuyo análisis genera modelos de distribución, que señalan aquellas características que determinan el nicho realizado de una especie (Peterson y Soberón, 2012) y acaban ofreciendo herramientas importantes para la conservación y gestión de la misma (Jiménez-Valverde y Lobo, 2007).

1.2. METODOLOGÍA

1.2.1. Censo de la especie

Los datos utilizados han sido los proporcionados por la Dirección General de Sostenibilidad de la Junta de Extremadura, que se han obtenido a través de la realización de censos anuales durante el periodo comprendido entre los años 2005 y 2019. Metodológicamente, los censos están organizados en Unidades Territoriales de Vigilancia (UTV), existiendo un total de 10 UTV. Los objetivos de estos censos son los siguientes:

1. Localizar y revisar las plataformas de las especies objeto de censo.
2. Obtener el número de plataformas ocupadas.
3. Obtener el número de parejas que inician la reproducción.
4. Obtener el éxito reproductor de las parejas que inician la reproducción.

Cada censo anual es desglosado en dos periodos, que se corresponden con dos visitas. El primero, comprendido entre enero y abril, y el segundo, entre mayo y agosto. La actividad desarrollada en cada periodo y las fechas en las que se realiza son las siguientes:

- **Primer periodo:** incluye la localización de las parejas y sus plataformas, así como la verificación de la ocupación de los nidos. Se realiza en los meses de enero y febrero.
- **Segundo periodo:** abarca desde la eclosión de los huevos hasta que los pollos vuelan. Se determina el éxito reproductor de las parejas que empezaron la reproducción. Se realiza en los meses de mayo y junio.

Aunque en casos específicos se puede disponer de una información más amplia, se han considerado como esenciales las siguientes variables:

- **IDAVE:** código de identificación que se le asigna a cada pareja.
- **IDPAR:** código de identificación que se le asigna a cada una de las plataformas de una pareja.
- **Estatus reproductor:** indica si la plataforma está o no ocupada. En él, hay que anotar alguna de las siguientes situaciones:

- Pareja segura (PS): cuando se tiene la certeza absoluta de que la pareja nidifica y se conoce la ubicación exacta del nido en el que lo hace el presente año.
 - Pareja probable (PP): cuando en la zona se ve una pareja reiteradamente, mostrando un comportamiento reproductor (ej. cópulas, cortejo), pero no se tiene localizado el nido donde debiera incubarse.
 - Territorio ocupado (TO): la pareja marca el territorio y permanece estable por la zona, pero no muestra un comportamiento reproductor.
 - Territorio abandonado (TA): cuando la pareja no es vista en su territorio (en ninguna de sus plataformas), o se sabe que ha desaparecido o mudado a otro territorio. Los datos recogidos censo tras censo son acumulados, es decir, cada año se registran nuevos territorios abandonados, en caso de que existan, y se suman a los datos de años anteriores.
- **Estado de la plataforma:** situación real de la plataforma (buena, regular, mala, semicaída, caída, no visible, desconocida, inexistente).
 - **Sustrato:** indica dónde está ubicada la plataforma: cantil fluvial (CFL), cantil serrano (CSE), eucalipto *Eucalyptus sp.* (EUC), roble *Quercus pyrenaica* (QPY), pino piñonero *Pinus pinea* (PPI), pino resinero *Pinus pinaster* (PPN), encina *Quercus rotundifolia* (QRO), alcornoque *Quercus suber* (QSU), acebuche *Olea europea* (OEU), tendido eléctrico (TEL), chopo *Populus nigra* (PNI), otros (OTR).
 - **Fecha de la primera vuelta:** fecha de la primera visita realizada.
 - **Incubación:** se indica si la especie está incubando.
 - **Fecha de la segunda vuelta:** fecha de la última visita realizada.
 - **Número de pollos:** número de pollos que han sido observado en la segunda visita y que por el desarrollo que presentan, se consideran que llegan a abandonar el nido.

Es necesario tener en cuenta algunas cuestiones que han podido afectar a los datos obtenidos. Por una parte, parejas que tienen en su territorio más de una plataforma y alguna de ellas se encuentra en territorio portugués o en otra comunidad autónoma, han sido incluidas en los análisis. Por otra, las usurpaciones de plataformas por parte de otras especies, en las que se ha ido anotando la especie usurpadora y si tuvo éxito en su reproducción.

Toda la información disponible para el periodo 2005-2019 ha sido analizada para estudiar la distribución, el tamaño y las tendencias de la población extremeña. A lo largo de este periodo de tiempo, se han llegado a identificar hasta un total de 153 parejas o territorios. Algunas han ido apareciendo durante el periodo evaluado, mientras que otras han abandonado sus territorios de forma permanente. Teniendo esto en cuenta, y debido a que los estatus reproductores de cada una de ellas son cambiantes a lo largo de los años, para estudiar la evolución temporal de la población se ha tomado como un

único conjunto el sumatorio de parejas seguras (PS), parejas probables (PP) y territorios ocupados (TO), denominando dicho sumatorio como "territorios regentados". Para estudiar las tendencias, se ha utilizado una regresión lineal a través del programa estadístico SPSS 27.0 (IBM, Armonk, USA), representando los datos a través de gráficas creadas en Excel (paquete Office 2016) (Microsoft, USA). En dichas gráficas, se ha aplicado la línea de tendencia lineal.

Todos los datos de presencia de la especie han sido representados en esta obra bajo cuadrículas UTM de cinco kilómetros cuadrados, con el fin de proteger una información tan sensible como es la ubicación exacta de las plataformas de la especie.

1.2.2. Análisis de densidad

Para el análisis de densidad de águila perdicera en la comunidad autónoma de Extremadura, se han utilizado todos los datos históricos disponibles de plataformas de esta especie entre los años 2005 y 2019, incluyendo los territorios que actualmente están abandonados pero que son zonas potenciales de reocupación. Ello nos ha podido dar mejor información sobre la capacidad de expansión potencial de la especie. En total se han utilizado 2.340 registros.

La herramienta utilizada para estimar la densidad ha sido el análisis de densidad kernel de cuarto grado ("*Kernel Density*") (Silverman, 1986), implementado en *ArcGis 10.1* (ESRI, 2012). Esta herramienta, a través de una ventana móvil circular para la cual se ha definido previamente un radio de búsqueda, calcula la densidad de las entidades de punto (nidos) de alrededor de cada una de las celdas ráster de salida. En los parámetros de entrada no se ha establecido ninguna ponderación para las plataformas, de tal forma que cada una de ellas ha sido contabilizada una única vez. Como variable de los valores de salida, se ha optado por kilómetros cuadrados. Como radio de búsqueda, en primer lugar, se ha realizado un análisis de sensibilidad cada 2 km, con valores entre los 6 km (media de las distancias mínimas entre plataformas de diferentes individuos), y los 20 km (distancia máxima entre las plataformas). Finalmente, utilizando estudios previos sobre movimientos de la especie como referencia (Pérez-García *et al.*, 2013), se ha establecido como resultado óptimo un radio de 14 km.

Este análisis se ha realizado para el total de plataformas en Extremadura, pero también para cada uno de los nueve núcleos obtenidos a través del análisis de agrupamiento (Ver apartado 1.2.3. *Análisis de agrupamiento*). Por último, se ha obtenido un ráster de salida con un tamaño de píxel de 100 metros, en 10 clases de intervalo regular y estableciendo el límite de visualización para un kernel del 90 %.

1.2.3. Análisis de agrupamiento

Eliminando las localizaciones dispares, los datos utilizados han sido un total de 2.205 registros de localizaciones de plataformas de águila perdicera para el periodo 2005-2019. El tratamiento se realizó mediante la herramienta "*Grouping Analysis*", de *ArcGis 10.1*. Se han utilizado como variables las coordenadas en el sistema ETRS89 huso 30, desestimando

la utilización de otras variables, como la densidad o la distancia al punto más cercano, ya que podían producir superposición espacial de los agrupamientos, de tal forma que los polígonos mínimos convexos calculados posteriormente, se solaparían.

Para especificar el *Número de Grupos*, se ha ejecutado de forma preliminar la herramienta activando el parámetro “*Evaluar la cantidad óptima de grupos*”. De esta forma, la herramienta ha evaluado la eficacia del agrupamiento de 2 a 15 grupos, y ha seleccionado el agrupamiento idóneo en base al pseudo índice estadístico F Calinski – Harabasz (ESRI, 2012), proporción que refleja la similitud dentro de un grupo y las diferencias entre grupos. Debido a que la imposición de una restricción espacial no era necesaria para el estudio, se ha seleccionado la opción de ejecutar la herramienta sin restricciones espaciales, de tal modo que ha utilizado un algoritmo de valores medios K. Este algoritmo —que minimiza las diferencias entre las entidades de un grupo—, funciona identificando primero las entidades semillas utilizadas para desarrollar cada grupo. De esta forma, el número de semillas ha sido coincidente con el número de grupos que se han formado finalmente. Como *Método de Iniciación*, se ha utilizado el que viene de forma predeterminada, que selecciona la primera semilla de manera aleatoria.

Como resultado, se ha obtenido una capa vectorial de puntos clasificados (plataformas de cría) por el número de grupos seleccionado, y acorde a las variables de entrada que, en este caso, son las propias coordenadas de localización, y sin restricciones espaciales. Finalmente se obtuvieron un total de 9 agrupaciones. Una vez obtenidos estos agrupamientos, se ha realizado de forma independiente y para cada uno de ellos, el cálculo del polígono mínimo convexo (PMC)(UICN, 2012b). Esta capa vectorial se ha obtenido con la herramienta “*Minimum Bounding Geometry*” de *ArcGis 10.1*. Los polígonos resultantes recogen la suma de los espacios objetivos y subjetivos usados por la especie en cada uno de los grupos obtenidos.

Para el estudio de la evolución de los núcleos, se han calculado los PMC con todos los datos disponibles (a excepción de los de TA) para los periodos (2005-2006-2007) y (2017-2018-2019) de la serie temporal para cada uno de los núcleos. Para probar si se han producido diferencias significativas en las superficies, el análisis estadístico realizado ha sido el test de U-Mann Whitney a través del programa estadístico SPSS 27.0.

1.2.4. Modelo de distribución espacial de la especie en Extremadura

Para evaluar el estado de conservación de una especie y proponer medidas efectivas para la mejora de sus poblaciones mediante la gestión y manejo de su hábitat, es necesario no solo conocer la distribución de la especie sino también los factores ambientales, geográficos y bióticos que influyen en la localización de sus puntos de nidificación, cría, alimentación, etc. El análisis de estos factores conduce a los modelos de distribución de especies, que hoy día son ampliamente utilizados en ecología, conservación y gestión de la propia especie (Barbosa *et al.*, 2013; 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 de que tal situación se produzca en cualquier punto de su supuesta área potencial de distribución (Real *et al.*, 2006).

Estos modelos pueden desarrollarse mediante herramientas muy diversas que aportan una probabilidad de distribución, 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), y tal circunstancia 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 desigualdad en la 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 el que las condiciones locales permiten una probabilidad local mayor o menor que la esperada por azar (esta probabilidad al azar se define como la prevalencia total del evento) (Acevedo y Real, 2012).

Por ello en el presente apartado se pretende acometer el modelo de distribución del águila perdicera en Extremadura mediante la metodología propuesta por Real *et al.* (2006), que ha sido ampliamente utilizada en numerosos estudios (Acevedo *et al.*, 2011; Castro *et al.*, 2008; Muñoz *et al.*, 2005; Pulido-Pastor *et al.*, 2018; Romero *et al.*, 2019). Para el desarrollo del modelo de favorabilidad, se han considerado factores antrópicos, físicos, climáticos, uso del suelo, paisaje y vegetación.

• **Obtención y descripción de los datos y variables utilizadas**

Los datos de distribución del águila perdicera, provienen de los censos anuales de la Dirección General de Sostenibilidad de la Junta de Extremadura para los años comprendidos entre 2005 y 2019, donde se localizan puntualmente los nidos de esta especie y se realiza un seguimiento de su éxito reproductor. Para llevar a cabo el cálculo de la favorabilidad en estos territorios, se han establecido cuadrículas UTM de 10 kilómetros de lado (CUTM10) que han tenido al menos una presencia de la especie reproductora (pareja segura, pareja probable y territorio ocupado) para cada año. El tamaño de cuadrícula seleccionado ha sido utilizado con anterioridad en otros estudios previos de rapaces (Carrete *et al.*, 2000; Muñoz *et al.*, 2005; Tapia *et al.*, 2007; Di Vittorio *et al.*, 2012).

A través de un análisis de la frecuencia acumulada de la presencia del águila perdicera en estas cuadrículas (Figura 8), se ha observado que tras los tres primeros periodos, su número se estabiliza con incrementos muy inferiores a los alcanzados durante los primeros años. Este hecho, ha establecido la utilización del periodo (2017-2019) como indicador de la localización espacial actual del águila perdicera en Extremadura, acumulando este periodo el 85 % del total del área de presencia de la especie en los últimos 10 años. De esta manera se ha optimizado el mayor número de cuadrículas UTM con el menor número de años, evitando así la inclusión de territorios abandonados por la especie que no fueran representativos para su distribución espacial actual.

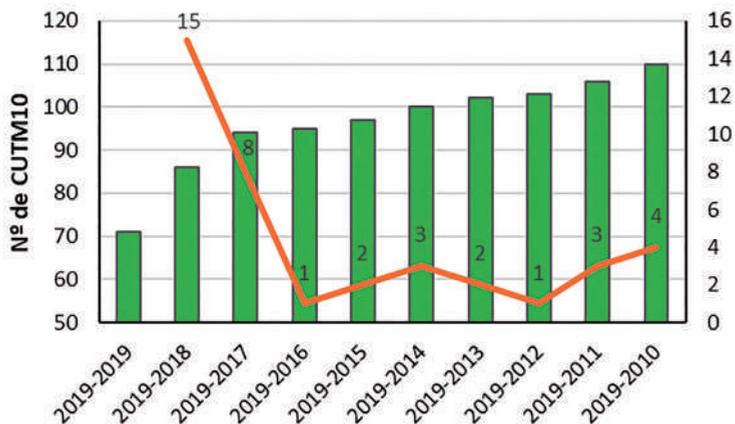


Figura 8. Número de cuadrículas UTM de 10 km de lado con presencia del águila perdicera (*Aquila fasciata*) por periodos acumulativos (verde) y su incremento respecto al periodo anterior (naranja).

Finalmente se han obtenido 94 cuadrículas UTM de 10 kilómetros de lado con presencia de la especie, de un total de 516 cuadrículas que incluye Extremadura, es decir, el 18,22 % del territorio extremeño (Figura 9).

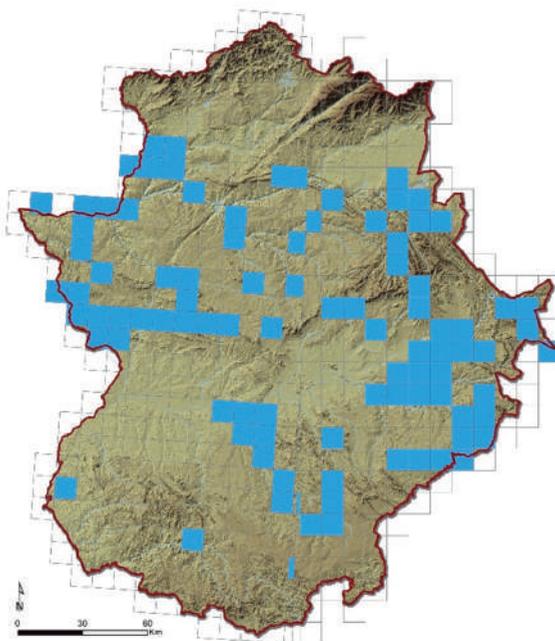


Figura 9. Presencia del águila perdicera (*Aquila fasciata*) (azul) en la malla de cuadrículas UTM de 10 km de lado.

Los distintos factores que potencialmente pueden influir en la presencia de la especie quedan definidos por distintas variables explicativas. La misma malla de cuadrículas utilizada para definir la presencia/ausencia de la rapaz, ha sido utilizada para extraer los valores de las diferentes variables, obtenidas de múltiples fuentes (ver Anexo 1) y clasificadas

en las siguientes tipologías: variables topográficas, espaciales, climáticas y antrópicas, así como variables del uso del suelo, paisaje, vegetación y relacionadas con la caza y ganadería. 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), han sido homogeneizadas, 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 también ha sido tomada para la transformación de los datos de distancias y densidades provenientes de capas vectoriales.

- **Análisis de los datos**

Se han calculado para todas las variables los datos medios por cuadrículas UTM de 10 kilómetros de lado mediante las herramientas de estadística zonal del software ArcGIS 10.1, salvo los datos de porcentaje de usos del suelo, que han sido calculados mediante la intersección de las capas vectoriales de las cuadrículas y la cartografía del *Corine Land Cover 2018*, utilizándose para ello el mismo software. 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.

Inicialmente se ha realizado 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 91 variables disponibles (Muñoz y Real, 2006), obteniendo la significación de los modelos basados en cada variable. A continuación, se ha seleccionado el conjunto de variables significativas 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), que se utiliza para evitar el aumento de hallazgos falsos cuando se analiza un gran número de variables debido al aumento del error de Tipo I, recomendado por García (2003) en investigaciones de procesos ecológicos.

Las variables seleccionadas mediante la técnica anterior se han utilizado de nuevo en un análisis de regresión logística binaria por pasos hacia adelante como variables independientes y la relación de presencias/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 (Acevedo *et al.*, 2011). Con él, se han obtenido las variables finales del modelo, estableciendo para cada una de ellas su peso en la ecuación (β), 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 manera, se han obtenido 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 α es una constante, x_n son las variables que actúan como predictores espaciales, β_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 ha aplicado la función de favorabilidad (Real *et al.*, 2006) que tiene en cuenta la proporción de ausencias y presencias estudiadas, y proporciona valores conmensurables independientes de estas.

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

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 representación gráfica de la respuesta ambiental de la especie se puede visualizar de diferentes formas según se establezcan el número de clases y los puntos de corte de las mismas. Para una primera visualización, se ha optado por la definición de 10 clases (pasos regulares de 0,1). Para una segunda visualización, se han definido 3 categorías: zonas desfavorables ($< 0,2$), cuya relación de probabilidades medias es 4:1; zonas de favorabilidad intermedia (0,2 - 0,8) y zonas favorables ($> 0,8$), donde las probabilidades medias son menores que 1:4 (Castro *et al.*, 2008).

Para conocer estadística y espacialmente la importancia de las variables que entran en cada uno de los pasos hacia delante del modelo de regresión, se ha calculado la favorabilidad en cada uno de estos pasos, comparándola con el total mediante una correlación de Pearson (Muñoz *et al.*, 2005). Las 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 ha llevado a cabo un procedimiento de partición de la variación (Legendre y Legendre, 1998), realizando una regresión logística para cada grupo de variables agrupadas por factores, y las combinaciones de las variables de estos tres factores entre sí, comparándolos con el modelo final del águila perdicera 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 (Muñoz *et al.*, 2005).

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 ha relacionado 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 (Acevedo *et al.*, 2011).

Una especie puede disponer en un mismo territorio 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-Pastor *et al.*, 2018). Para conocer la existencia de estas zonas (fuente y sumidero) en la comunidad autónoma de Extremadura, se han establecido por cuadrículas 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.

• Evaluación del modelo

Como primer paso para la evaluación del modelo resultante, se ha obtenido 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 perdicera, 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. En segundo lugar, se ha calculado el Área Bajo la Curva (AUC, de sus siglas en inglés *Area Under the Curve*), que determina la capacidad del modelo para discriminar correctamente el grado en el que los lugares donde la especie se observó presentan valores de favorabilidad mayores que los lugares donde no hay presencia. Cuanto más alto sea este valor ($\text{AUC} \rightarrow 1$), mayor capacidad de discriminación, considerándose resultados inadecuados los valores cercanos a 0,5 (Fielding y Bell, 1997). Por último, mediante una matriz de confusión, se ha evaluado la capacidad de clasificación de los modelos, considerando como límite del valor de favorabilidad un valor de 0,5 para considerar favorable o desfavorable una cuadrícula (Anderson *et al.*, 2003). Se ha comprobado en qué medida esta clasificación deja a los lugares donde la especie se observó en las zonas favorables y las zonas donde no se observó, en las desfavorables. Así, se ha estimado para cada modelo la Tasa de Subestima de la Predicción (*UPR*, de sus siglas en inglés *Under Prediction Rate*), que establece la relación de zonas con presencia de la especie localizadas en cuadrículas por debajo del límite de favorabilidad previamente establecido ($< 0,5$); y la Tasa de Sobreestima de la Predicción (*OPR*, de sus siglas en inglés *Over Prediction Rate*), que lo hace para la proporción de cuadrículas en las que no se encuentra la especie y que predicen una alta favorabilidad (Barbosa *et al.*, 2013).

1.3. RESULTADOS

1.3.1. Distribución y densidades del águila perdicera

El águila perdicera se encuentra ampliamente distribuida en Extremadura, no ocupando principalmente zonas del norte (sierra de Gata y Valle del Jerte) y del suroeste (Olivenza, Sierra del Suroeste, Tierra de Barros) de la comunidad (Figura 10).

El mayor número de territorios de la especie (Figura 11) se encuentran distribuidos por todo el conjunto de sierras y pequeñas estribaciones que bordean los grandes embalses de Orellana (sierra de Pela), García de Sola (sierras de la Chimenea, Golondrinos, Valdecaballeros, etc.) o de Cijara (serranías de la Reserva Regional de Caza del Cijara). Por el sur y bordeando

la llanura y el gran embalse de la Serena, numerosas parejas se localizan en el amplio conjunto de serranías formado por las alineaciones formadas por las sierras de Castuera-Benquerencia, Helechal-sierra de Tiros, Cabeza del Buey, Torozo-Peñalsordo, Capilla-La Moraleja o Siruela-Garlitos, entre otras.

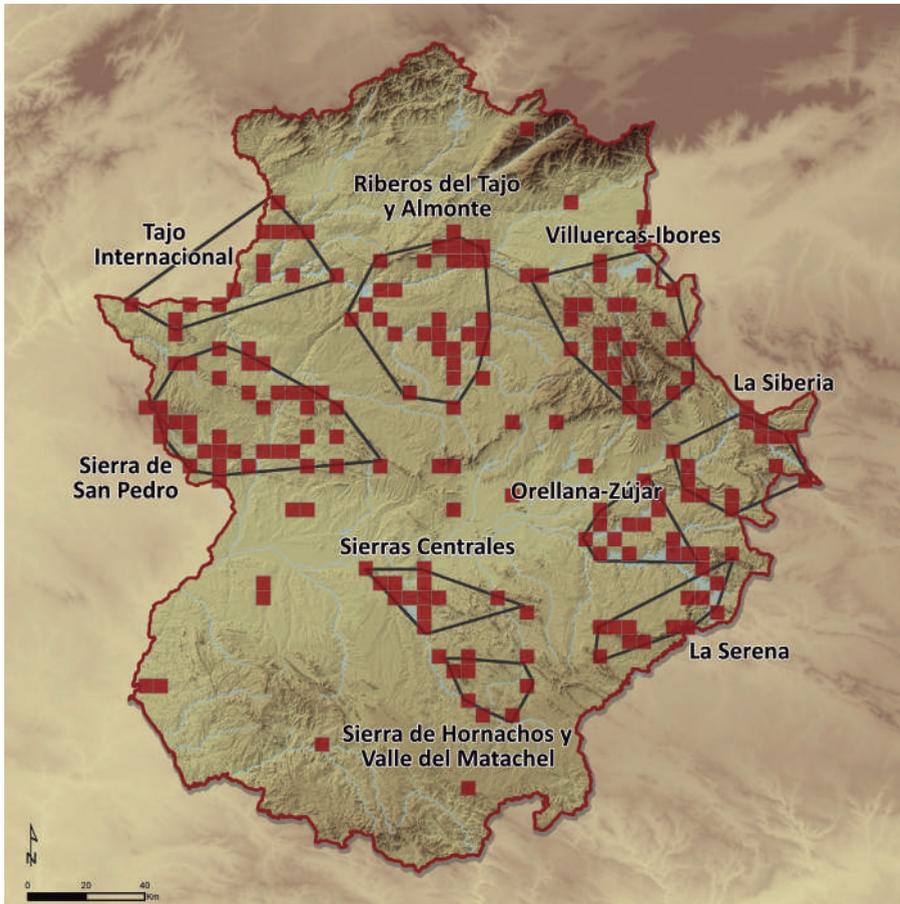


Figura 10. Distribución de los territorios de nidificación y polígonos mínimos convexos (PMC) obtenidos para el águila perdicera (*Aquila fasciata*) en Extremadura.

En la zona centro de la provincia de Badajoz, se concentra en las Sierras Centrales (sierras de San Serván, Gragera, Peñas Blancas y Oliva de Mérida) y sierra de Hornachos (sierra Grande y de Pinos), así como en los riberos a lo largo del río Matachel.

En la zona media-occidental de la comunidad, las parejas se encuentran agrupadas principalmente en la sierra de San Pedro, enclave de gran importancia para la especie en la región. La especie también se distribuye a lo largo de otras sierras de menor entidad, cercanas al entorno de la Aliseda, como son las del Aljibe, Umbría, Peñaquemada, las Perdices y Pajonales. Algunas parejas se sitúan a lo largo de las sierras que se encuentran entre Alburquerque y el embalse de la Peña del Águila (sierras del Puerto del Centinela y de Santiago). De igual forma, existen territorios situados en las sierras que acompañan al río Gévora, como son la Calera, el Naranjal, el Castaño y la Caraba.

Al norte de la sierra de San Pedro y adentrándose más en la provincia de Cáceres, se encuentra ocupando la amplia penillanura y riberos del río Salor y afluentes, así como los del propio cauce del río Tajo en los embalses de Cedillo y Alcántara. La presencia más septentrional de la especie (a excepción de algunas parejas) se observa a lo largo del río Alagón, paraje de los Canchos de Ramiro y sierras de la Garrapata y de la Solana.

Su presencia se extiende a lo largo del valle del Tajo, concentrándose principalmente en el área de Monfragüe, y en los riberos del propio Tajo, así como de sus afluentes (Almonte principalmente, Tozo, Tamuja, etc.), llegando hasta la sierra de Montánchez.

En la zona oriental de Extremadura, se puede encontrar en todo el conjunto montañoso de las Villuercas-Ibores-Jara, donde ocupa la práctica totalidad de alineaciones montañosas que conforman esta accidentada comarca (sierras de Cañamero-Berzocana, Cabañas del Castillo-Navezuelas, Deleitosa o Alía-La Calera), alcanzando la sierra de Guadalupe.

A pesar de que la distribución del águila perdicera se encuentra bastante concentrada en ciertas zonas, existen parejas que se pueden localizar en comarcas donde la presencia de la especie muestra una población muy dispersa y escasa; como, por ejemplo, en todo el cuadrante suroccidental de la provincia de Badajoz (Dehesas del Suroeste) y Tentudía-Sierra Morena, y en el noreste de Cáceres (La Vera y Campo Arañuelo).

Respecto al estudio de las densidades del águila perdicera (Figura 12), el análisis de densidad kernel muestra que, a nivel de toda Extremadura, La Siberia y La Serena son las zonas en las que se encuentran las mayores concentraciones de la especie. Al igual que en estas zonas, en el entorno de la Sierras Centrales de Badajoz, también existe una de las mayores densidades de águila perdicera de la comunidad. Estos parajes son seguidos por la sierra de San Pedro y zonas periféricas, que, aunque no de igual magnitud, también presenta una alta concentración de parejas.



Figura 11. Águila perdicera (*Aquila fasciata*) en vuelo. Autor: Ángel Sánchez García.

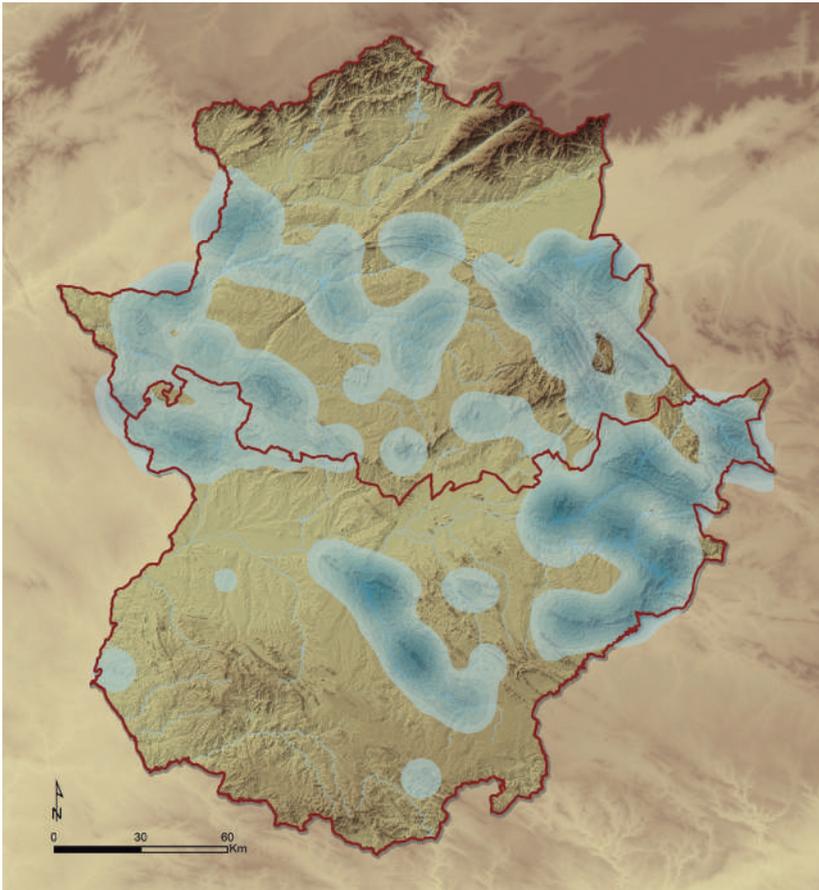


Figura 12. Densidades del águila perdicera (*Aquila fasciata*) en Extremadura.

1.3.2. Núcleos del águila perdicera y sus densidades

El análisis de agrupamiento determina que las localizaciones del águila perdicera conforman un total de nueve grupos o núcleos (Figura 13), a los que se les han asignado los siguientes nombres: Tajo Internacional, Riberos del Tajo y Almonte, Villuercas-Ibores, Sierra de San Pedro, Orellana-Zújar, La Siberia, Sierras Centrales, Sierra de Hornachos y Valle del Matachel y La Serena. Cada uno de estos núcleos es definido por polígonos mínimos convexos, cuya superficie es el resultado de la suma de los espacios objetivos y subjetivos usados por la especie, y que, por lo tanto, muestran su área de presencia en cada zona.

El mayor núcleo de todos es el de Sierra de San Pedro, con un total de 220.493 hectáreas de superficie. Las parejas se concentran en tres áreas: en la agrupación de pequeñas sierras cercanas a la Aliseda (sierras del Aljibe, la Umbría, Peñaquemada y de las Perdices); en las zonas montañosas del término municipal de Albuquerque hasta llegar al embalse de Peña del Águila (sierras del Castaño, de la Caraba y del Puerto del Centinela) y en la parte cacereña de las sierras del Naranjal y de la Calera.

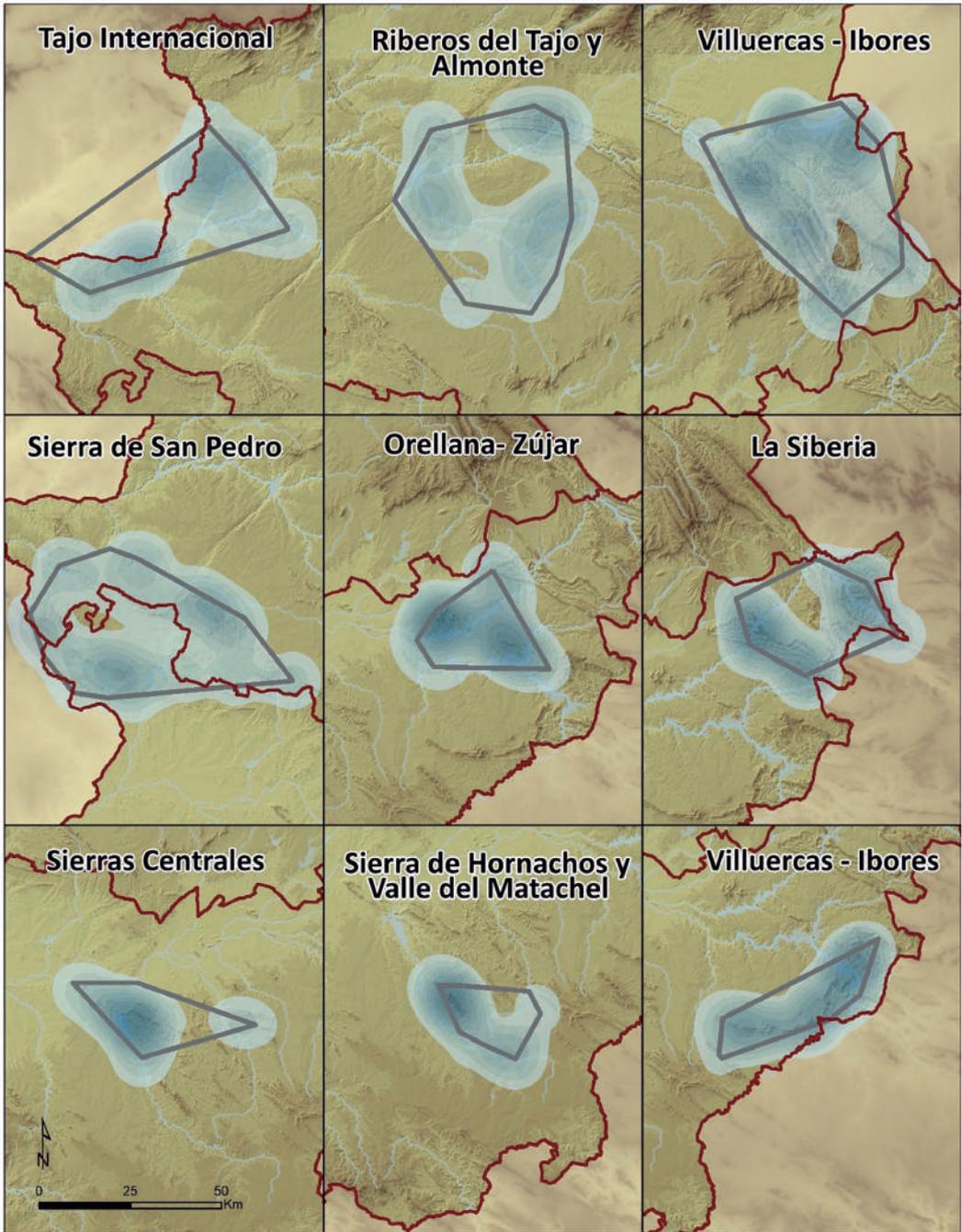


Figura 13. Núcleos de águila perdicera (*Aquila fasciata*) en Extremadura y sus densidades.

El siguiente núcleo en extensión es el de Riberos del Tajo y Almonte, con una superficie de 199.426 ha. Las mayores densidades de águilas perdiceras dentro de este núcleo ocurren dentro del Parque Nacional de Monfragüe, principalmente en las sierras del

Mingazo y de Santa Catalina. De igual forma, existe concentración de parejas cerca de la bifurcación de los ríos Almonte y Tozo. También hay varios territorios situados cerca de la desembocadura del río Almonte en el Tajo.

El núcleo de Villuercas-Ibores cuenta con 194.003 ha de superficie. En este agrupamiento, la especie se concentra principalmente en cuatro puntos: en el conjunto montañoso formado por las sierras del Medio, la Braña y del Pueblo, cercanas al municipio de Deleitosa (cerca de la cabeza del embalse de Valdecañas); en la zona de Berrocalejo (cerca de la cola del embalse de Valdecañas); y en las pequeñas serranías próximas a la sierra de las Villuercas.

El núcleo del Tajo Internacional tiene una superficie de 154.205 ha. La especie se concentra en dos puntos: dentro del Parque Natural del Tajo Internacional, en la zona del río que cruza la frontera con Portugal, y en áreas cercanas a la sierra de la Garrapata, ya en los riberos del Alagón.

El núcleo de La Siberia presenta una superficie de 101.447 ha. Los territorios se concentran en dos zonas bien diferenciadas: en las sierras cercanas a la cabeza del embalse de García de Sola (sierras de la Chimenea, de los Golondrinos y del Escorial), y a lo largo de toda la agrupación montañosa que recoge al embalse del Cijara (sierras del Aljibe, de la Rinconada, de la Lobera y de la Umbría).

El núcleo de Orellana-Zújar tiene una superficie de 67.735 ha. Cuenta con dos zonas claves en las que la presencia del águila perdicera es mayor: en las serranías que se encuentran entre Navalvillar de Pela y Orellana la Vieja (sierras de Enmedio, de Pela y de Maribáñez), y en las sierras situadas entre los embalses de Orellana y La Serena (sierras de Puebla de Alcocer y de Lares).

El núcleo de La Serena cuenta con una superficie de 62.900 ha. En este núcleo, los territorios presentan una distribución bastante homogénea, que se extiende a lo largo de todas las sierras que unen Castuera con Cabeza del Buey (sierras de Castuera, de Tiros, de la Rinconada), llegando hasta la zona de Peñalsordo y Zarzacapilla (sierras del Torozo, de las Cabras y de Palanque), y cruzando el embalse de La Serena, para alcanzar todo el conjunto de cerros cercanos al municipio de Garlitos.

El núcleo de Sierras Centrales consta de una superficie de 58.915 ha. Las parejas se concentran principalmente en las sierras que se encuentran entre el embalse de Alanje y el municipio de Oliva de Mérida (sierras de Peñas Blancas y de Juan Bueno).

Por último, el núcleo de Sierra de Hornachos y Valle del Machel, con una superficie de 41.668 ha, es el más pequeño de todos. En él, la mayor densidad de parejas se encuentra en la sierra Grande de Hornachos y la sierra de Pinos.

1.3.3. Evolución de los núcleos de águila perdicera

Desde inicios de la serie temporal (años 2005-2006-2007) hasta finales de la misma (años 2017-2018-2019), la superficie de cada uno de los núcleos de presencia del águila perdicera ha variado (Tabla 3, Figura 14). Sin embargo, en la superficie total abarcada por todos los núcleos, el cambio observado no ha sido estadísticamente significativo (Tabla 3, Figura 14).

NÚCLEO	SUPERFICIE HISTÓRICA	GANANCIA	PÉRDIDA	% AUMENTO-DISMINUCIÓN	U	P VALOR
La Serena	62.899,62	10.509,16	13.585,72	-6,44	3,00	0,513
La Siberia	101.447,26	2.017,76	3.051,53	-1,06	1,00	0,127
Orellana-Zújar	67.735,05	11.161,58	86,29	16,74	0,00	0,043
Riberos Tajo y Almonte	199.426,11	10.375,33	28.853,75	-13,25	3,00	0,507
S. Hornachos y V. Matachel	41.667,86	31.373,04	0,00	76,39	0,00	0,046
S. San Pedro	220.493,03	4.040,54	21.342,07	-9,01	4,00	0,827
Sierras Centrales	58.914,51	15.385,79	11.996,52	8,05	4,00	0,825
Tajo internacional	154.204,57	82.118,71	0,00	53,80	0,00	0,050
Villuercas - Ibores	194.003,27	961,95	62.871,41	-49,87	3,00	0,507
TOTAL	1.100.791,28	167.943,86	141.787,29	2,90	272,00	0,110

Tabla 3. Evolución de la superficie en hectáreas (ha) de los distintos núcleos de águila perdicera (*Aquila fasciata*) en Extremadura (U: Test de U-Mann Whitney).

Varios son los núcleos que han aumentado sus dimensiones de forma significativa a lo largo del tiempo, como es el caso de Sierra de Hornachos y Valle del Matachel (aumento del 76,39 %), Tajo Internacional (aumento del 53,80 %) y Orellana-Zújar (aumento del 16,74 %) (Tabla 3). Sin embargo, otros núcleos han sufrido reducciones importantes en su tamaño, como ha ocurrido en los núcleos de Villuercas-Ibores (reducción del 49,87 %), Riberos del Tajo y Almonte (reducción del 13,25 %) y Sierra de San Pedro (reducción del 9,01 %); siendo las disminuciones no significativas en todos los casos (Tabla 3).

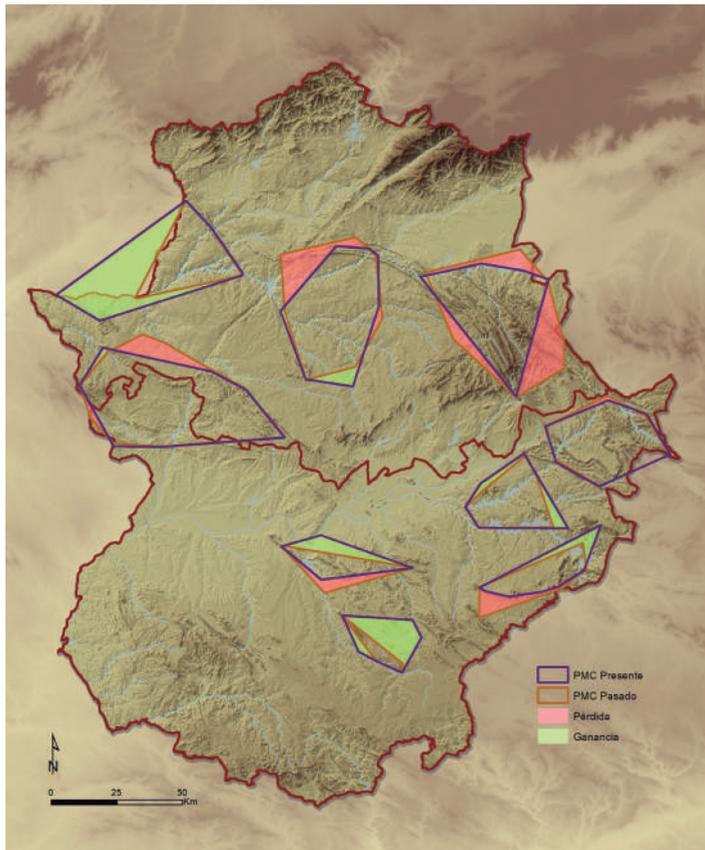


Figura 14. Evolución de la superficie de los polígonos mínimos convexos (PMC) desde inicios de la serie temporal (2005-2006-2007) hasta finales de la misma (2017-2018-2019). Se incluyen los PMC presente (color morado) y pasado (color naranja), además de indicar la ganancia (color verde) o pérdida de territorio (color rosa).

1.3.4. Modelo de distribución espacial de la especie en Extremadura

La selección del hábitat es un proceso que suele producirse de forma jerárquica, donde las características a mayor escala se seleccionan antes que las de menor (Johnson, 1980; Jones y Robertson, 2001). Se ha sugerido que estos procesos afectan a la selección de los lugares de nidificación (Orians y Wittenberger, 1991; Martínez *et al.*, 2003), ya que para que las características a menor escala sean las adecuadas, deben estar englobadas en el paisaje adecuado. El estudio de la distribución de las especies en relación con las características del paisaje puede ser de gran ayuda para construir modelos con los que mejorar estimas demográficas a gran escala, o para desarrollar una estratificación en muestreos para la investigación y seguimiento (Cowardin *et al.*, 1995; Johnson *et al.*, 2009).

En el estudio de la selección que el águila perdicera realiza a nivel del paisaje, y que, por lo tanto, configura su modelo de distribución espacial en la comunidad extremeña, la técnica FDR ha mostrado un resultado de 37 variables significativas, que han sido incluidas en el modelo final de regresión logística. Este modelo, con un total de 14 pasos, ha configurado

finalmente un modelo de 12 variables explicativas, estadísticamente significativas ($< 0,05$) en todos los casos (Tabla 4). En ocho de ellas se ha obtenido una relación (β) positiva, y en tres de ellas negativa (en concreto, la orientación sur, la longitud de carreteras y el índice de variabilidad de temperatura). Las dos variables con mayor peso en el modelo (Test de Wald), con valores similares muy por encima del resto, han sido la temperatura media de los meses de verano (junio-julio-agosto) y una mayor densidad de conejos.

	VARIABLES	β	E.T.	WALD	SIG.	EXP(B)
1	Lsi(+)	0,299	0,100	9,022	0,003	1,348
2	Tsum(+)	0,110	0,026	17,802	0,000	1,117
3	Mat(+)	0,021	0,010	4,698	0,030	1,021
4	Conejo(+)	0,039	0,009	17,697	0,000	1,040
5	Quesur(+)	0,152	0,042	12,958	0,000	1,164
6	Jabalí(+)	0,302	0,115	6,940	0,008	1,353
7	Sur(-)	-0,054	0,017	10,008	0,002	0,947
8	DenOvi(+)	0,637	0,238	7,164	0,007	1,890
9	LongCarr(-)	-0,243	0,083	8,577	0,003	0,784
10	Shdi(+)	1,440	0,604	5,685	0,017	4,222
11	Isot(-)	-0,289	0,112	6,663	0,010	0,749
12	Lo2(-)	-0,000	0,000	4,467	0,035	1,000
	Constante	-19,553	8,013	5,954	0,015	0,000

Tabla 4. Variables en el último paso de la regresión logística (Paso 14), ordenadas por su inclusión en el modelo. β : 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 valores de bondad de ajuste del modelo han indicado un buen ajuste de la capacidad de discriminación de los resultados, con un Área Bajo la Curva superior al 85 % ($AUC = 0,865$), no encontrando diferencias significativas ($HyL > 0,05$) entre lo observado y lo esperado en la prueba de Hosmer y Lemeshow (Tabla 5). La *UPR* ha establecido pocas zonas con presencia de la especie en cuadrículas con valores de favorabilidad bajos. Por el contrario, los valores de *OPR* han demostrado la existencia de una supuesta área potencial para la especie en Extremadura, con zonas abundantes con una favorabilidad elevada donde la especie se encuentra actualmente ausente (Tabla 5).

La matriz de confusión (Tabla 6), en la cual se ha establecido con anterioridad el valor de 0,5 para considerar favorable o desfavorable una cuadrícula; ha puesto de manifiesto que, del total de presencias de la especie, el 19,15 % se corresponden con zonas desfavorables, frente al 80,85 % que se encuentran en zonas favorables. De igual forma, esta matriz ha señalado

que el 63,37 % de las cuadrículas del territorio de Extremadura son desfavorables para la especie, al no encontrarse presente la misma.

AUC	UPR	OPR	HYL
0,865	0,052	0,556	0,441

Tabla 5. Estadísticas de bondad del modelo. AUC: Área bajo la curva, UPR: Tasa de Subestima de la Predicción, OPR: Tasa de Sobreestima de la Predicción, HyL: Hosmer y Lemeshow.

Nº CUTM10	PRESENCIA	AUSENCIA
Favorable	76	95
Desfavorable	18	327

Tabla 6. La matriz de confusión del número de cuadrículas con presencia/ausencia en zonas favorables (> 0,5) o desfavorables (< 0,5).

Los resultados espaciales han mostrado una gran heterogeneidad en la favorabilidad de la especie en todo el territorio extremeño (Figura 15). Sin embargo, se puede observar una predilección por la zona central, habiéndose obtenido ausencia de zonas con alta favorabilidad (> 0,8) tanto en la zona norte como en la zona sur de la comunidad (Figura 15.A). En el caso de la visualización de favorabilidad para tres categorías (Figura 15.B), se han podido cuantificar hasta un total de 62 cuadrículas que suponen zonas de alta favorabilidad para la especie (> 0,8), 249 cuadrículas de favorabilidad intermedia (0,2-0,8) y un total de 205 cuadrículas de baja favorabilidad (< 0,2).

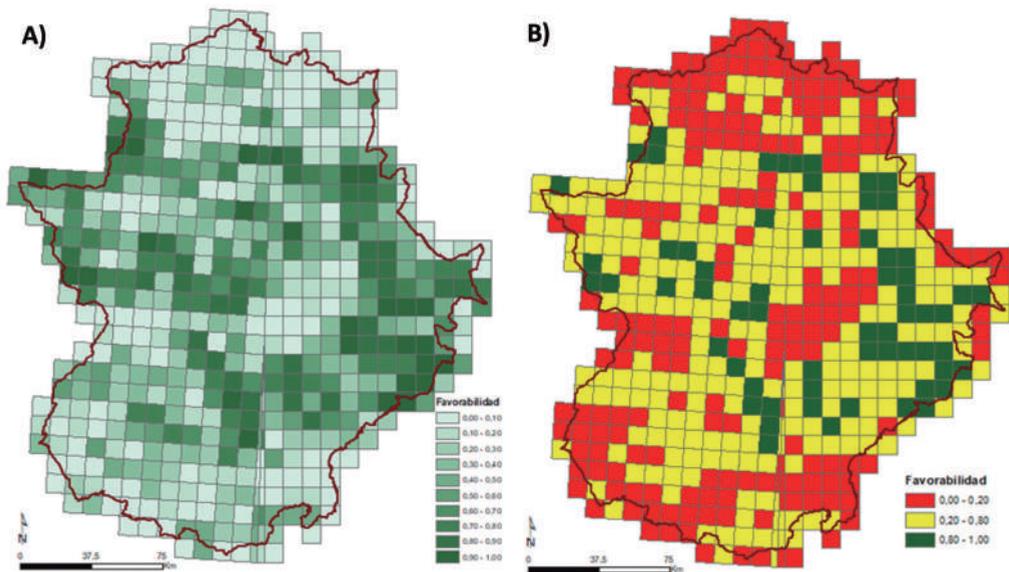


Figura 15. Resultados de favorabilidad para el águila perdicera (*Aquila fasciata*). (A) 10 clases con pasos regulares de 0,1; (B) zonas desfavorables en color rojo (< 0,2), zonas intermedias en color amarillo (0,2 - 0,8) y zonas favorables en color verde (> 0,8).

En el Paso 6 de la regresión logística, más del 75 % ($R^2 = 0,762$; Figura 16) de la favorabilidad total del modelo ha sido explicada por las seis primeras variables que entran en el modelo (Lsi, Tsum, Mat, Conejo, Quesur y Jabali), todas ellas con valores positivos. En este paso, se han obtenido 53 cuadrículas con favorabilidad alta ($> 0,8$), que suponen el 85,5 % de las obtenidas en el total del modelo en el último paso; y 147 cuadrículas con valores desfavorables ($< 0,2$), que conforman el 71,7 % del total de las mismas en el último paso.

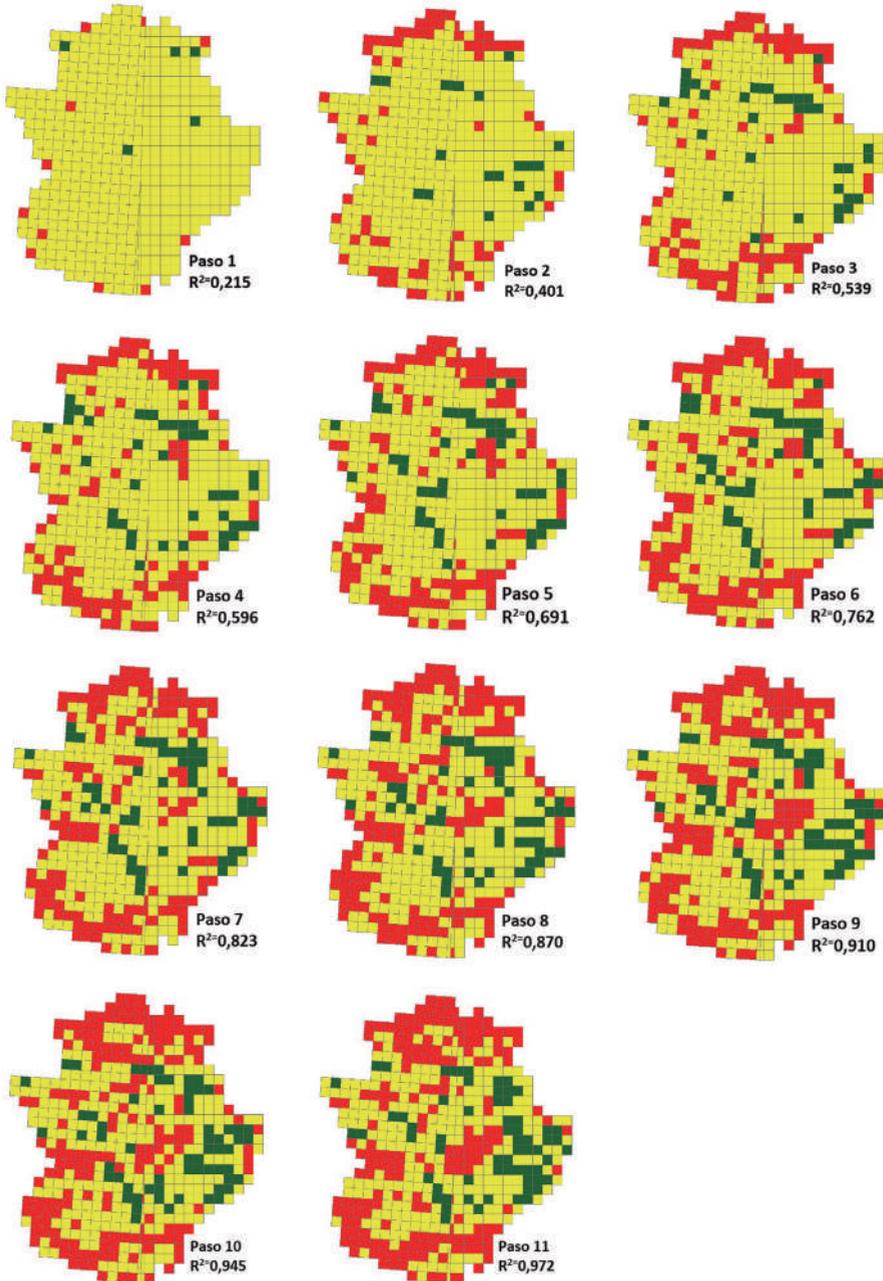


Figura 16. Resultados de las correlaciones de Pearson de la favorabilidad de cada paso de la regresión con el resultado final de favorabilidad del águila perdicera (*Aquila fasciata*).

Del total de las variables seleccionadas por el modelo (12 variables), seis han sido relacionadas con factores ambientales bióticos, cuatro con abióticos y solo dos con factores antrópicos (Figura 17 superior). Se puede observar que el número de variables implicadas ha estado en consonancia con el peso que estos factores tienen sobre el modelo final, absorbiendo el 66 % de la variación los factores bióticos, respecto del 33 % de los abióticos y el 13 % de los factores antrópicos. Todas las interacciones entre estos tres factores han tenido un efecto negativo en el modelo, restando peso a cada uno de ellos (Figura 17 inferior).

FACTORES AMBIENTALES ABIÓTICOS	FACTORES ANTRÓPICOS	FACTORES AMBIENTALES BIÓTICOS	
Tsum(+) Sur(-) Isot(-) Lo2(-)	DenOvi(+) LongCarr(-)	Lsi(+) Mat(+) Conejo(+)	Quesur(+) Jabali(+) Shdi(+)

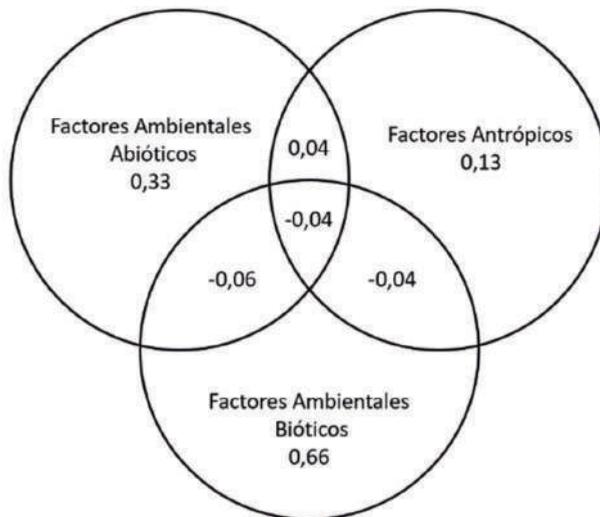


Figura 17. Clasificación de variables por factores (superior) y resultados de la partición de la variación (inferior) de los resultados de favorabilidad del águila perdicera (*Aquila fasciata*) en estos factores en tantos por uno.

La correlación entre la abundancia de parejas reproductoras y los valores de favorabilidad por cuadrícula UTM de 10 km, ha sido significativa ($R^2 = 0,186$, $p < 0,01$), indicando que los resultados 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.

Las zonas fuente que han sido identificadas en Extremadura son abundantes ($n = 43$) y se han encontrado ampliamente dispersas por todo el territorio, a diferencia de las zonas sumidero que han contado con un número bajo de cuadrículas ($n = 6$) y han presentado dos pautas claramente diferenciadas en su distribución: por un lado, concentradas en el área interior de la provincia de Cáceres; y por otro, situadas en zonas periféricas del suroeste y sureste en la provincia de Badajoz (Figura 18).

La favorabilidad del águila perdicera en Extremadura ha presentado diversa heterogeneidad a lo largo de todo el territorio. La gran mayoría de zonas con alta favorabilidad han sido coincidentes con los núcleos en los que se agrupa la especie. Por el contrario, las zonas de baja favorabilidad se han encontrado principalmente en el norte y sur de la comunidad, así como en la comarca de las Vegas Altas del Guadiana y en el noroeste de la provincia de Badajoz. Existen núcleos en los que gran parte de la superficie se ha clasificado como de alta favorabilidad (Sierras Centrales, La Siberia, Orellana-Zújar, La Serena, Villuercas-Ibores); mientras que en otros estas zonas altamente favorables se han encontrado en menor medida (Sierra de San Pedro, Tajo Internacional, Riberos del Tajo y Almonte, Sierra de Hornachos y Valle del Matachel). Cabe destacar que en algunos núcleos, aunque de forma minoritaria, se han incluido zonas de baja favorabilidad, como ocurre en Riberos de Tajo y Almonte, Sierra de San Pedro, Villuercas-Ibores y Sierra de Hornachos y Valle del Matachel.

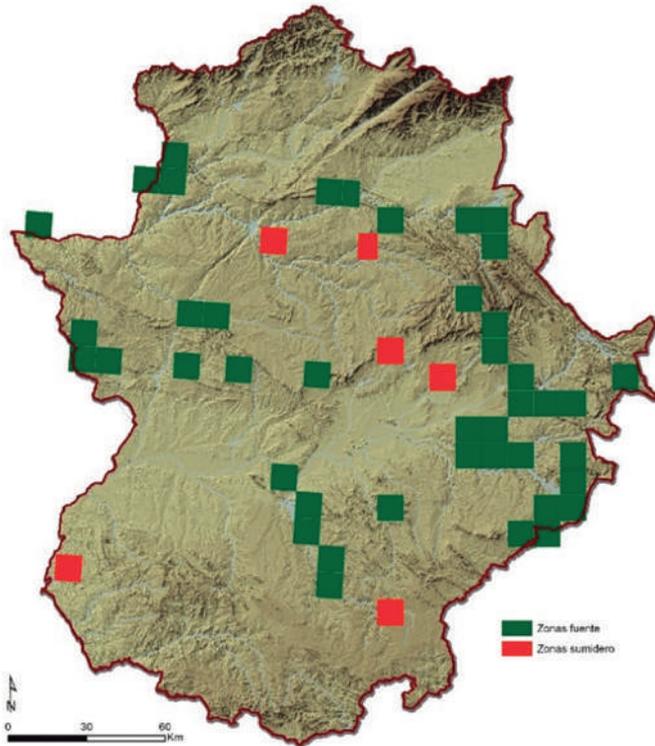


Figura 16. Zonas fuente (verde) y sumidero (rojo) del águila perdicera (*Aquila fasciata*) en Extremadura.

El águila perdicera se caracteriza por ser una especie cuya distribución está completamente marcada por las temperaturas, siendo considerada termófila debido a que habita principalmente lugares cálidos y áridos (Cramp y Simmons, 1980). Así, la temperatura media de verano ha sido la variable que mayor peso en el modelo tiene, y por lo tanto, que la especie selecciona positivamente en la región, al igual que lo hace a mayor escala (Muñoz *et al.*, 2005). Las altas temperaturas de la época estival pueden ser negativas para los competidores del águila perdicera, sin embargo, en la propia especie no tendrían un gran efecto sobre su éxito reproductivo, ya que presenta una época de reproducción considerada de las más tempranas entre las rapaces ibéricas (Cramps y Simmons, 1980). A pesar de esto, el águila

perdicera evita zonas donde la variabilidad de las temperaturas es elevada, hecho reflejado por la selección negativa del índice de variabilidad de la temperatura en el modelo; factor que a su misma vez se corresponde con la selección de lugares donde no existen extremos térmicos, causa que condiciona la elección de los hábitats de nidificación en rapaces (Collias y Collias, 1984).

Otra variable que ha determinado la distribución del águila perdicera ha sido la orientación hacia el sur, mostrando una selección negativa, y que indicaría que en Extremadura el águila perdicera evita las zonas orográficas orientadas en esta dirección. En Andalucía se ha observado que la especie selecciona preferiblemente las orientaciones hacia el sur (Ontiveros, 1999; Ontiveros y Pleguezuelos, 2003a; Gil-Sánchez *et al.*, 2004; Balbontín, 2005); sin embargo, hay que tener en cuenta que el presente modelo de favorabilidad se trata de un estudio a nivel del paisaje, mientras que los mencionados anteriormente, caracterizan los lugares de nidificación. Aun así, el clima en estos lugares presenta una mayor amplitud de temperaturas, provocando que la especie tenga que seguir estrategias para enfrentarse a dichos extremos térmicos, a través de la selección de lugares adecuados para la nidificación. La prevalencia del clima mediterráneo en nuestras latitudes, de carácter más templado, unido a que la incidencia solar es mucho más intensa en las laderas orientadas hacia el sur, podría explicar que esta ave evite dichas orientaciones. Otras especies de aves evitan la incidencia directa del sol a través de la selección de lugares de nidificación orientados hacia el norte, con el objetivo de reducir el estrés térmico, que puede tener consecuencias negativas en su éxito reproductivo (Mosher y White, 1976; Selås, 1997; Martínez *et al.*, 2006).

En Extremadura, la distribución del águila perdicera está fuertemente caracterizada por factores ambientales bióticos. Los hábitats heterogéneos —definidos por la inclusión en el modelo de parches con mayor longitud de borde y zonas con un alto índice de Shannon—, han sido seleccionados por la especie, fenómeno observado en otros estudios (Carrascal y Seoane, 2009a; Di Vittorio *et al.*, 2012; Ontiveros, 2016; Martínez-Miranzo *et al.*, 2016). Dentro de estos hábitats, la composición y la estructura de la vegetación constituyen factores de gran importancia: el matorral mediterráneo y el alcornoque (*Quercus suber*), componentes principales del bosque mediterráneo, han sido también seleccionados por el modelo. El matorral ha sido descrito previamente como un elemento importante en el hábitat del águila perdicera (Rico-Alcázar *et al.*, 2001; Di Vittorio *et al.*, 2012; Martínez-Miranzo *et al.*, 2016). En cuanto al alcornoque, este tipo de vegetación adquiere una gran importancia en la distribución de la rapaz en la región, puesto que es una de las variables que mayor peso ha tenido en el modelo. Los alcornocales luso-extremeños típicos y continentales, se encuentran en altitudes de entre 400 y 775 m s. n. m., en áreas en las que se alcanzan temperaturas máximas de 34,3 °C y mínimas de 1,2 °C, con veranos áridos (Díaz *et al.*, 2009). La inclusión de este elemento en el modelo, con el que el águila perdicera parece tener poca relación, puede radicar en que ambas especies son fuertemente termófilas, y por lo tanto, que sus modelos de distribución estén determinados por variables climatológicas similares. No solo las temperaturas cálidas son vitales; la presencia de bajas precipitaciones es de igual forma importante para la especie, puesto que la lluvia puede tener un efecto negativo en su productividad (Balbontín y Ferrer, 2005; Resano-Mayor *et al.*, 2014). Otros estudios también han constatado la selección negativa que presenta la rapaz por las zonas con abundantes precipitaciones (Muñoz *et al.*, 2005). Por otro lado, este tipo de hábitat también es compartido por otras especies, como el conejo —presa predilecta del

águila perdicera y la segunda variable con mayor importancia en el modelo— y el jabalí. En el caso de este último, su inclusión en el modelo puede deberse a un solapamiento en gran parte de los hábitats ocupados por el jabalí (zonas de bosque mediterráneo), con el hábitat del ave (Fernández-Llario, 2017).

Cabe destacar la presencia en el modelo de las densidades de conejo, que han mostrado una selección preferente por parte del águila perdicera. El conejo no es solo importante por el tipo y estructura de hábitat que utiliza, que como se ha comentado con anterioridad, es de vital importancia para el águila perdicera; también lo es porque constituye una parte sustancial de la dieta de la especie en nuestro país (Jordano, 1981; Real, 1987; Martínez *et al.*, 1994; Gil-Sánchez *et al.*, 2000). A pesar de que la especie también tiene entre sus presas mayoritarias la perdiz y la paloma (Ontiveros, 2016), en particular en Extremadura podrían tener menor importancia para su alimentación. Se ha observado que el conejo es la presa principal en zonas donde la densidad arbustiva es baja; mientras que en zonas con mayor cubierta vegetal, al disminuir su detectabilidad, aumenta el consumo de perdices y palomas (Ontiveros *et al.*, 2005). Algunos de los pocos datos existentes sobre ecología trófica de la especie en Extremadura muestran que, en ciertas zonas como la sierra de Hornachos, el conejo constituye hasta el 47,6 % de la biomasa que ingiere el águila perdicera (Cabeza y De la Cruz, 2011). La elección preferente de esta presa sobre el resto puede tener una influencia importante en el éxito reproductor, ya que pollos con dietas ricas en conejo parecen tener una mejor condición corporal (Resano-Mayor *et al.*, 2016).

La presencia de la densidad de ovino como variable en el modelo podría deberse a que parte de los hábitats en los que se encuentra el ganado —como los bosques mediterráneos con presencia de matorral y los terrenos adhesionados—, son utilizados por la especie, al igual que ocurría con el jabalí. Sin embargo, a esto hay que sumarle un factor de gran importancia: el manejo tradicional de ganado ovino modeliza el bosque mediterráneo, siendo necesario en ciertos casos para mantener niveles de biodiversidad que no existirían en ausencia del mismo (Verdú *et al.*, 2000). El sector ovino es el de mayor importancia en la ganadería extremeña (MAPA, 2019). Aunque en la actualidad, los sistemas ganaderos tienden a la sobrecarga; el manejo extensivo tradicional de la oveja en las dehesas (Universidad de Extremadura, 1998), ha permitido el mantenimiento del estrato arbóreo, evitando la invasión del matorral. De esta forma, se han creado zonas abiertas, en las que el matorral sigue presente, donde hay mayor disponibilidad de conejo, y donde la especie puede maximizar su capacidad de forrajeo (Bohall y Colloy, 1984; Janes, 1985; Preston, 1990). Las áreas abiertas en las que hay presencia de matorral, se han señalado con anterioridad como zonas de gran importancia para el águila perdicera (Mañosa *et al.*, 1998; Ontiveros *et al.*, 2005).

Por otra parte, en el modelo se ha incluido la longitud de las carreteras como variable con influencia negativa en la favorabilidad de la distribución de la especie. A pesar de que el águila perdicera tiene cierto carácter tolerante a las perturbaciones antrópicas, puesto que gran parte de su distribución se solapa con zonas de presencia humana (Muñoz *et al.*, 2005; López-López *et al.*, 2006; Carrascal y Seoane, 2009a); la especie intenta minimizar la interacción con el ser humano, alejándose de áreas en las que existen focos de presión humana, como caminos y carreteras (Ontiveros, 1999; López-López *et al.*, 2006). Las actividades antrópicas pueden tener un gran impacto en la especie, produciendo fracasos en la reproducción y la muerte de los individuos (Real *et al.*, 2001; Gil-Sánchez *et al.*, 2004; López-López *et al.*, 2007a; Carrascal y Seoane, 2009b). Incluso se ha llegado a observar que las actividades recreativas

humanas pueden influir en el área de campeo del águila perdicera, provocando un aumento en la superficie de dicha área durante los fines de semana y vacaciones, momentos en los que la presencia del ser humano en espacios naturales es más notoria (Perona *et al.*, 2019).

Todas estas variables en su conjunto son de ayuda en la localización de áreas altamente favorables, en las que hay presencia de parejas y que constituyen zonas fuente; al igual que áreas donde la favorabilidad es baja, pero hay territorios presentes y que conforman zonas sumidero. La existencia de una correlación positiva significativa entre el número de parejas y las zonas de alta favorabilidad, estaría señalando una serie de lugares que son susceptibles a la colonización, puesto que no hay presencia de la especie en ellos, que podrían albergar varios territorios y que conforman hasta el 55,55 % del total de cuadrículas favorables (Tabla 6). Hay que tener en cuenta que en estas zonas deben darse una serie de requerimientos, que debido a la gran escala con la que se trabaja en estos modelos, no se pueden constatar si ocurren o no. Este es el caso de los hábitats de nidificación, puesto que el modelo no ha seleccionado variables que caracterizan este tipo de hábitats (ej. índice de rugosidad, pendiente, etc.; Ontiveros, 1999; Rico-Alcázar *et al.*, 2001; Muñoz *et al.*, 2005; López-López *et al.*, 2006).

Por el contrario, del total de cuadrículas no favorables en Extremadura, el 5,22 % tienen presencia de la especie (Tabla 6). Este hecho estaría indicando que, a pesar de la gran cantidad de zonas favorables existentes, no existe gran disponibilidad de territorios en las mismas, de tal forma que los nuevos individuos que se incorporan a la población reproductora tienen que asentarse en zonas con menor favorabilidad. A medida que se van ocupando los territorios de alta calidad primero, y los de calidad inferior después, se espera que disminuya la fecundidad media de la población a la misma vez que aumenta el tamaño poblacional (Rosenzweig, 1991; Sutherland, 1996; Rodenhouse *et al.*, 1997; Gill *et al.*, 2001; Sutherland y Norris, 2002). Los individuos que ocupan zonas poco favorables suelen ser inmaduros o subadultos, cuya productividad es baja (Balbontín *et al.*, 2003), razón por la cual la fecundidad media de la población disminuye.

2. RELACIÓN DE LA ESPECIE CON LOS ESPACIOS PROTEGIDOS DE EXTREMADURA.

2.1. INTRODUCCIÓN

Un área protegida es un "espacio geográfico claramente definido, reconocido, dedicado y administrado a través de medios legales y otros medios efectivos, para lograr la conservación a largo plazo de la naturaleza con sus servicios ecosistémicos y valores culturales asociados" (UICN, 2008). Estas áreas son herramientas esenciales para la preservación de especies y conservación de la biodiversidad a nivel mundial (Watson *et al.*, 2014).

En España, existen distintas figuras legislativas que han ido modelando la conservación de los espacios naturales en el territorio nacional. En 1989, se creó la Ley 4/1989, de 27 de marzo, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestre, que traspuso al ordenamiento jurídico interno parte de la Directiva 79/409/CEE, del Consejo,

de 2 de abril, relativa a la conservación de las aves silvestre. Más adelante, a través del Real Decreto 1997/1995, de 7 de diciembre, por el que se establecen medidas para contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales de la fauna y la flora silvestres, se traspuso la Directiva Europea 92/43/CEE, del 21 de mayo, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. Este hecho, supuso la puesta en marcha de la red ecológica "Natura 2000", que creó una serie de obligaciones en materia de espacios naturales protegidos por las administraciones competentes, entre las que se encuentran las comunidades autónomas.

En Extremadura, en 1998 a través de la Ley 8/1998, de 26 de junio, de Conservación de la Naturaleza y Espacios Naturales de Extremadura, se establecieron las zonas del territorio extremeño que fueron declaradas Espacios Naturales Protegidos, creando de esta forma la Red de Espacios Naturales Protegidos de Extremadura (RENPEX). La implantación del corredor ecológico Natura 2000 se hace patente en la comunidad extremeña con la creación de la Ley 9/2006, de 23 de diciembre, que modificó a la Ley 8/1998 y clasificó las Áreas Protegidas de Extremadura en Espacios Naturales Protegidos y en Zonas de la Red Natura 2000. La Red Natura 2000 está compuesta por Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA) y Zonas Especiales de Conservación (ZEC). Las primeras, se encuentran designadas por la Directiva de aves 79/409/CEE, mientras que las segundas, se derivan de la propia Directiva Hábitats 92/43/CEE. Tanto las figuras pertenecientes a RENPEX como a la Natura 2000 están integradas en lo que se conoce como la Red de Áreas Protegidas de Extremadura (RAPEX), donde además se pueden encontrar otras figuras de importancia internacional como el Parque Nacional de Monfragüe, las Reservas de la Biosfera y las zonas Ramsar.

Debido a la importancia para la conservación que tienen los espacios protegidos, la determinación de su efectividad en la representación y el mantenimiento de la biodiversidad es un tema importante en la planificación sistemática de la conservación (Margules y Pressey, 2000; Scott *et al.*, 2001; Gaston *et al.*, 2002). En el caso de las aves, este tipo de planificación requiere conocer qué tipo de prioridades en materia de conservación requiere cada especie, y posteriormente, identificar cuáles son los lugares idóneos para protegerlas. De igual forma, es importante la evaluación de la efectividad de dichas zonas, para proponer modificaciones en caso de que no estén cumpliendo las funciones para las cuáles fueron diseñadas o no proporcionen una cobertura de protección correcta (López-López *et al.*, 2007b; Rosso *et al.*, 2018; Marchowski *et al.*, 2020).

2.2. METODOLOGÍA

2.2.1. Estudio de la relación de la especie con los espacios protegidos de Extremadura

Se ha realizado un análisis de todas aquellas plataformas y nidos activos de la especie que quedan incluidos en RENPEX, ZEC y ZEPA. Para ello se ha establecido como criterio de inclusión el que al menos una de las plataformas de las diferentes parejas coincidiera espacialmente con alguno de estos espacios mencionados. También se han tenido en cuenta los espacios limítrofes de Extremadura, tanto con Portugal como con el resto de Comunidades Autónomas.

Para RENPEX, se ha utilizado la cartografía disponible en el Sistema de Información Territorial de Extremadura (SITEX)(SITEX, 2021), y en el Banco de Datos de la Naturaleza (BDN)(Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico)(MITECO, 2021). Este último caso para aquellas parejas que tenían alguna plataforma localizada en otras CCAA. Para aquellas plataformas localizadas en Portugal, se han establecido como pertenecientes a esta categoría las que coincidían con los espacios de la Red Nacional de Áreas Protegidas (RNAP) establecidos por el *Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas* (ICNF, 2021), que corresponden a la sierra de San Mamede, Tajo Internacional y sierra Malcata. En el caso de las figuras de la Red Natura 2000 (ZEC y ZEPA) el proceso ha sido similar, utilizando como cartografía de referencia la disponible en la *European Environment Agency* (EEA, 2021).

2.3. RESULTADOS

2.3.1. Relación de la especie con los espacios protegidos de Extremadura

Del total de 153 parejas de águilas perdiceras que se han registrado desde 2005 hasta 2019, 115 parejas se han encontrado dentro del conjunto formado por las tres figuras de protección (RENPEX, ZEPA y ZEC) (Figura 19.A), y que constituye la totalidad de los espacios protegidos de Extremadura. Esto muestra la gran cobertura que tienen estas áreas para la protección de la especie, puesto que el 75 % de parejas se han encontrado incluidas en ellas.

Por separado, RENPEX ha albergado un total de 41 parejas, lo que supone el 26,80 % del total (Figura 19.B). En el caso de las figuras de la Red Natura 2000, mientras que las ZEC han acumulado unas 86 parejas, conformando el 56,21 % de la población (Figura 19.C); las ZEPA han amparado hasta 109 parejas, constituyendo el 71,24 % del total de individuos (Figura 19.D).

El 30,71 % de la superficie de Extremadura está cubierta por distintas figuras de protección, ya sean RENPEX o Red Natura 2000 (Tabla 7). Estas figuras de protección sufren un alto grado de solapamiento entre sí. El 87,71 % de la superficie de las ZEC se encuentra incluida en las ZEPA; mientras que el 95 % del área de RENPEX se encuentra dentro de la propia Red Natura 2000. RENPEX se creó con el objetivo de proteger zonas que fueran particulares por la representatividad, singularidad, rareza, fragilidad o interés de sus elementos o sistemas naturales. Por otra parte, las ZEC se encaminan a la protección de hábitats naturales y/o de las poblaciones de especies, no necesariamente solo de aves, para las cuales se haya designado el lugar de ZEC. Las ZEPAs tienen la exclusividad de la protección de la avifauna, puesto que tienen como función la conservación de determinadas áreas con el fin de asegurar la supervivencia y la reproducción de las especies de aves. Las tres figuras han albergado cantidades variables de parejas de águila perdicera. Sin embargo, teniendo en cuenta que difieren en extensión, el alto grado de solapamiento entre ellas permite una estrecha coordinación en la protección de los lugares en los que se encuentran las parejas, de tal modo que una parte muy importante de la población está bajo el amparo de las distintas medidas que vienen de la mano de dichas figuras de protección.

FIGURA	SUPERFICIE (HA)	% SUPERFICIE
Espacios protegidos	1.280.081,05	30,71
RENPEX	317.232,32	7,61
Red Natura 2000	1.264.267,33	30,33
ZEPA	1.102.724,84	26,46
ZEC	934.102,49	22,41
Extremadura	4.167.919,05	

Tabla 7. Superficie (ha) ocupada por las distintas figuras de protección de la naturaleza en Extremadura y porcentaje de superficie que suponen en todo el territorio extremeño.

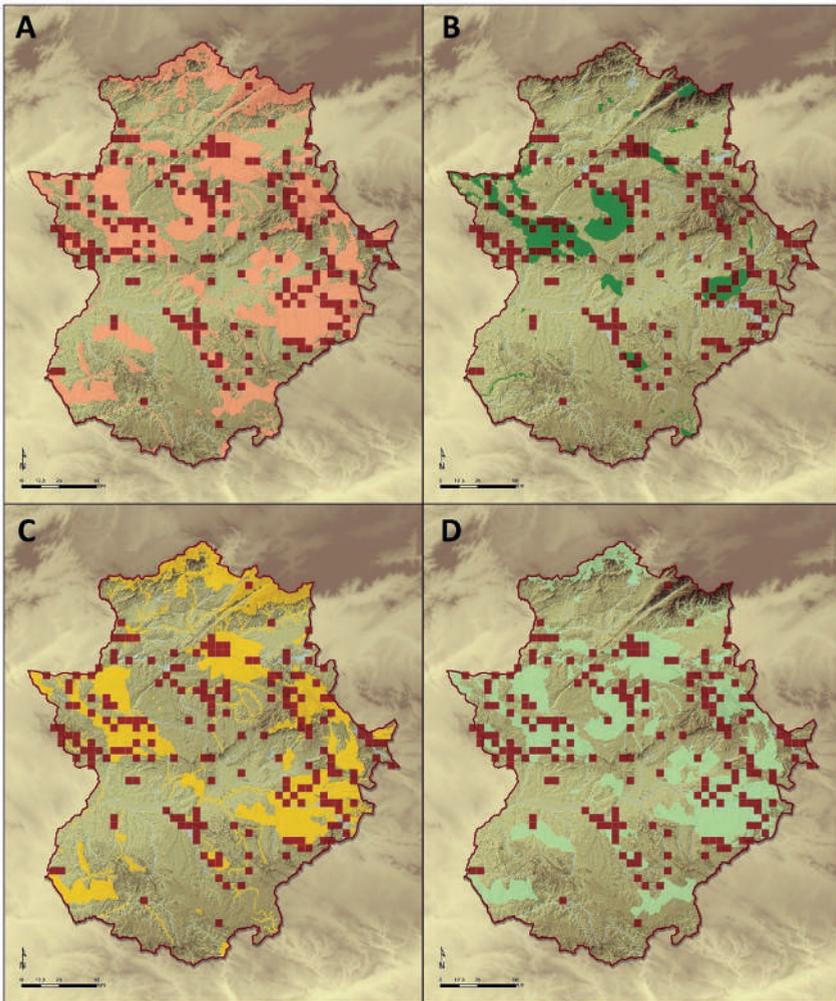


Figura 19. Mapas de la extensión de los distintos espacios protegidos de Extremadura, junto a la distribución de los territorios de águila perdicera (*Aquila fasciata*). A) Totalidad de los Espacios Protegidos; B) RENPEX; C) ZEC; D) ZEPA.

3. TAMAÑO DE LA POBLACIÓN

3.1. INTRODUCCIÓN

Aunque el término “población” puede definirse de varias formas, por lo general, consiste en un conjunto de individuos de la misma especie que habitan en un lugar concreto (Smith y Smith, 2006). Para la Lista Roja de la UICN, una población es el número total de individuos existentes en todas las áreas en las que se distribuye la especie, y el tamaño poblacional se estima teniendo en cuenta únicamente a los individuos reproductores de la población (UICN, 2019).

El estudio de los valores poblacionales de una especie y su tendencia a lo largo de series temporales extensas es fundamental, dado que constituyen la base para valorar el estado de conservación de la misma. Las poblaciones más pequeñas sufren tasas de extinción más acusadas que aquellas poblaciones que ostentan tamaños mayores (Jones y Diamond, 1976; Diamond *et al.*, 1987; Pimm *et al.*, 1988; Soulé *et al.*, 1988; Berger, 1990; Pimm *et al.*, 1993; Rosenzweig, 1995). Es por ello que es de vital importancia monitorizar el número de individuos que conforman una población, para detectar posibles reducciones que puedan afectar a su estatus de conservación, y por lo tanto, al grado de amenaza al que se enfrentan (UICN, 2012a).

3.2. METODOLOGÍA

Ver 1.2.1. *Censo de la especie en la metodología del apartado 1. Distribución.*

3.3. RESULTADOS

3.3.1. Tamaño de la población general

El promedio de territorios regentados de toda la serie temporal ha sido de $92,27 \pm 4,37$ territorios. El promedio de los últimos cinco años, que ofrece una visión del tamaño de la población actual, ha sido de $94,00 \pm 2,45$. El total de territorios regentados ha sufrido ligeras variaciones a lo largo de la serie temporal, hasta alcanzar el máximo de 97 territorios en el año 2015, y el mínimo de 84 en los años 2009 y 2012 (Figura 20). Los datos de 2019 (los más actuales), han mostrado un total 96 territorios, que se corresponderían con uno de los valores más altos de todo el periodo de estudio.

En cuanto al número de territorios abandonados definitivos —habiéndose considerado territorios de este tipo aquellos en los cuales se ha constatado el abandono por parte de la pareja durante al menos, los últimos 4 años consecutivos de su propia serie temporal—, el promedio para toda Extremadura ha sido de $2,40 \pm 2,16$ territorios abandonados. A excepción del año 2005, en el que se han registrado 8 territorios abandonados, los años en los que mayor número de territorios se han observado han sido 2008, 2009 y 2016, con 4 territorios abandonados. En los últimos tres años del periodo de estudio no se han registrado territorios abandonados, puesto que no se puede cumplir la premisa de que las parejas hayan abandonado el territorio los 4 últimos años.

Al igual que se produce el abandono de territorios, también se produce la colonización de nuevos territorios. En el caso del águila perdicera, no se han observado diferencias significativas entre el número de territorios abandonados y nuevos territorios (Test de U-Mann Whitney, $U = 108,5$, $p > 0,05$), lo que indica un equilibrio entre el abandono y la ocupación de nuevos territorios por parte de la especie (Figura 21).

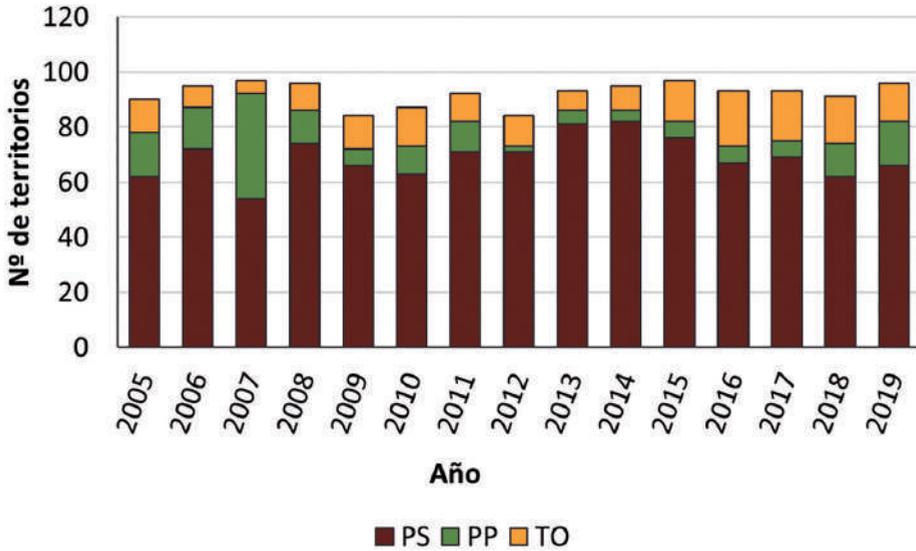


Figura 20. Número de territorios regentados (parejas seguras (PS) + parejas probables (PP) + territorios ocupados (TO)) por el águila perdicera (*Aquila fasciata*) entre 2005 y 2019.

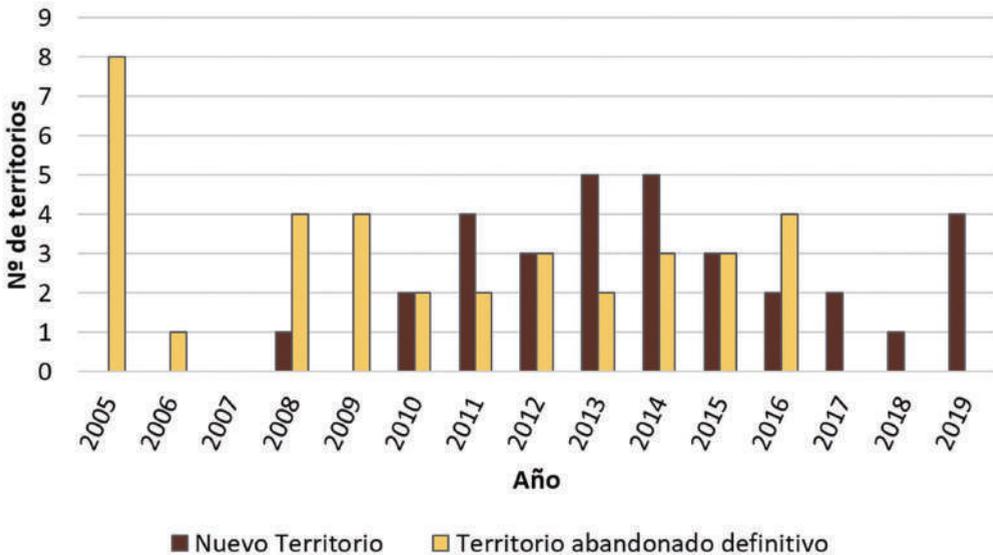


Figura 21. Número de nuevos territorios y territorios abandonados por el águila perdicera (*Aquila fasciata*) entre 2005 y 2019.

Analizando el número total de parejas a las que se ha controlado el estatus del territorio a lo largo de la serie temporal tras el último evento de abandono del mismo registrado, se ha observado que el 84,38 % de las parejas volvían a ser parejas seguras (PS), mientras que el 9,38 % solo regentaban el territorio (TO), y el 6,25 % fueron consideradas parejas probables (PP). Esto indica que la gran mayoría de territorios abandonados eran zonas de gran atractivo para el águila perdicera, que tras un evento de abandono (con diversas causas posibles), han vuelto a ser ocupados. Respecto al estatus previo al abandono, se ha podido observar que el 55,38 % de las parejas eran parejas seguras (PS), mientras que el 33,85 % se consideraban territorios abandonados (TA), y el 10,77 % eran parejas probables (PP).

En Extremadura existen datos poblaciones de águila perdicera desde 1990, sin embargo, se considera que solo a partir del año 1997, presentan cierta rigurosidad (Del Moral, 2006). Los censos realizados entre 1997 y 2001 se desarrollaron dentro del proyecto LIFE NATURALEZA, junto a otras actuaciones (Dirección General de Medio Ambiente Junta de Extremadura, 2006). Los datos del año 1990 indican que, en la región, había censadas entre 76 y 82 parejas (Arroyo *et al.*, 1995). En 1993, se registraron hasta un total de 100-105 parejas, siendo el máximo histórico obtenido en Extremadura (Del Moral y Molina, 2018). Aunque los datos aportados por la presente monografía para la serie temporal 2005-2019 muestran una ligera disminución del número de parejas en la comunidad extremeña con respecto a los que se obtuvieron a finales del siglo anterior, en la actualidad el águila perdicera cuenta con un importante contingente poblacional en Extremadura. Utilizando como referencia el total de territorios ocupados obtenidos en el censo de 2018 a nivel nacional (745 territorios; Del Moral y Molina, 2018), y comparándolos con los datos de 2018 que aparecen en el presente estudio (91 territorios regentados), la población extremeña del águila perdicera conformaría el 12,21 % del total de la población española.

3.3.2. Tamaño de la población en cada uno de los núcleos de estudio

En el caso de los núcleos en los que se agrupa la especie, el mayor promedio de territorios regentados se ha observado en Sierra de San Pedro, con valores de $15,13 \pm 1,75$ territorios para toda la serie temporal, seguido por Riberos del Tajo y Almonte ($10,67 \pm 2,09$ territorios regentados), Orellana-Zújar ($9,87 \pm 0,64$) y Villuercas-Ibores ($9,87 \pm 1,96$) (Tabla 8). En cambio, los núcleos con los datos más bajos han sido Sierras Centrales ($6,27 \pm 0,70$) y Sierra de Hornachos y Valle del Matachel ($6,87 \pm 2,50$). Sierra de San Pedro también ha resultado ser el núcleo en el que un número mayor de territorios regentados se llegan a alcanzar en un único año, con 18 territorios durante 2016 y 2017; seguido por Riberos del Tajo y Almonte, con 16 territorios en 2015.

En cuanto a los territorios abandonados se refiere, Riberos del Tajo y Almonte es el núcleo que ha registrado a lo largo de todo el periodo de estudio un mayor promedio, con $0,67 \pm 0,90$ territorios abandonados (Tabla 9), seguido por el núcleo de Villuercas-Ibores ($0,40 \pm 0,91$ territorios abandonados) y Sierras Centrales ($0,33 \pm 0,49$). Por el contrario, los núcleos que menor promedio de este tipo de territorios han albergado han sido Sierra de Hornachos y Valle del Matachel, que no ha tenido ningún territorio abandonado, seguido por Orellana-Zújar, que ha contado tan solo con un territorio abandonado en toda la serie temporal ($0,07 \pm 0,26$). Tanto Riberos del Tajo y Almonte como Villuercas-Ibores han sido núcleos en los que ha encontrado el máximo de territorios abandonados en único año durante todo el periodo de estudio, con 3 territorios en 2008 en el caso del primer núcleo, y otros 3 en 2005 en el caso del segundo.

	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	PROM.	DESV. ESTÁND.
La Serena	9	9	9	9	7	7	7	8	8	7	8	8	9	9	11	8,33	1,11
La Siberia	8	8	8	8	7	7	10	11	12	11	13	10	11	8	8	9,33	1,91
Orellana-Zújar	9	10	10	10	9	9	9	10	11	11	10	10	10	10	10	9,87	0,64
Riberos Tajo y Almonte	16	12	14	12	9	10	11	9	9	9	9	10	9	10	11	10,67	2,09
S. Hornachos y V. Matachel	4	4	4	5	4	6	6	6	6	9	9	10	10	10	10	6,87	2,50
Sierra de San Pedro	16	16	16	15	14	14	15	11	14	15	16	18	18	14	15	15,13	1,73
Sierras Centrales	6	7	7	7	7	7	6	6	6	5	6	6	5	6	7	6,27	0,70
Tajo internacional	7	9	8	9	8	8	10	10	9	10	10	7	8	9	9	8,73	1,03
Villuercas - Ibores	8	12	12	12	12	12	11	7	11	10	8	7	8	9	9	9,87	1,96
Independiente	7	9	9	9	7	7	6	6	7	8	8	7	5	6	6	7,13	1,25

Tabla 8. Número de territorios regentados (PS+PP+TD) por año en cada uno de los núcleos de águila perdicera (*Aquila fasciata*). (Prom: promedio; Desv. Estánd: Desviación Estándar).

	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	PROM.	DESV. ESTÁND.
La Serena	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,20	0,56
La Siberia	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0,123	0,35
Orellana-Zújar	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0,07	0,26
Riberos Tajo y Almonte	2	1	0	3	1	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0,67	0,90
S. Hornachos y V. Matachel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00	0,00
Sierra de San Pedro	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0,20	0,41
Sierras Centrales	1	0	0	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0,33	0,49
Tajo internacional	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0,13	0,35
Villuercas - Ibores	3	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0,40	0,91
Independiente	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0,27	0,46

Tabla 9. Número de territorios abandonados (TA) definitivos por año en cada uno de los núcleos de águila perdicera (*Aquila fasciata*). (Prom: promedio; Desv. Estánd: Desviación Estándar).

Respecto al estatus de las parejas de forma previa y posterior al último evento de abandono del territorio registrado para cada una de estas parejas, se puede observar un análisis detallado en la Tabla 10.

	ESTATUS PREVIO AL ABANDONO			ESTATUS POSTERIOR AL ABANDONO		
	TO	PS	PP	TO	PS	PP
La Serena	25,00	50,00	25,00	0,00	0,00	100,00
La Siberia	50,00	40,00	10,00	0,00	100,00	0,00
Orellana-Zújar	0,00	50,00	50,00	0,00	50,00	50,00
Riberos Tajo y Almonte	15,38	76,92	7,69	20,00	80,00	0,00
S. Hornachos y V. Matachel	0,00	100,00	0,00	0,00	100,00	0,00
S. San Pedro	33,33	55,56	11,11	0,00	100,00	0,00
Sierras Centrales	40,00	60,00	0,00	0,00	100,00	0,00
Tajo internacional	71,43	28,57	0,00	25,00	75,00	0,00
Villuercas - Ibores	71,43	28,57	0,00	20,00	80,00	0,00
Independiente	37,50	62,50	0,00	0,00	100,00	0,00

Tabla 10. Porcentaje de parejas en función del estatus (TO, PS y PP) que tenían tanto de forma previa al último evento de abandono del territorio registrado, como de forma posterior.

Por otra parte, se han relacionado los tamaños poblacionales de los núcleos en los que se observaron cambios significativos en la superficie con el promedio de dicha superficie tanto para principios de la serie temporal, como para finales. (Ver apartado 1.3.3. *Evolución de los núcleos de águila perdicera*). Se puede observar que, en el caso de Sierra de Hornachos y Valle del Matachel, el aumento en superficie está relacionado con el aumento poblacional que se ha registrado en dicho núcleo (Figura 22). En el Tajo Internacional se aprecia el mismo patrón, aunque el aumento en el número de individuos no ha sido tan acusado como en el núcleo anterior (Figura 22). En el caso de Orellana – Zújar, a pesar del incremento de superficie registrado, el tamaño poblacional apenas ha variado (Figura 22).

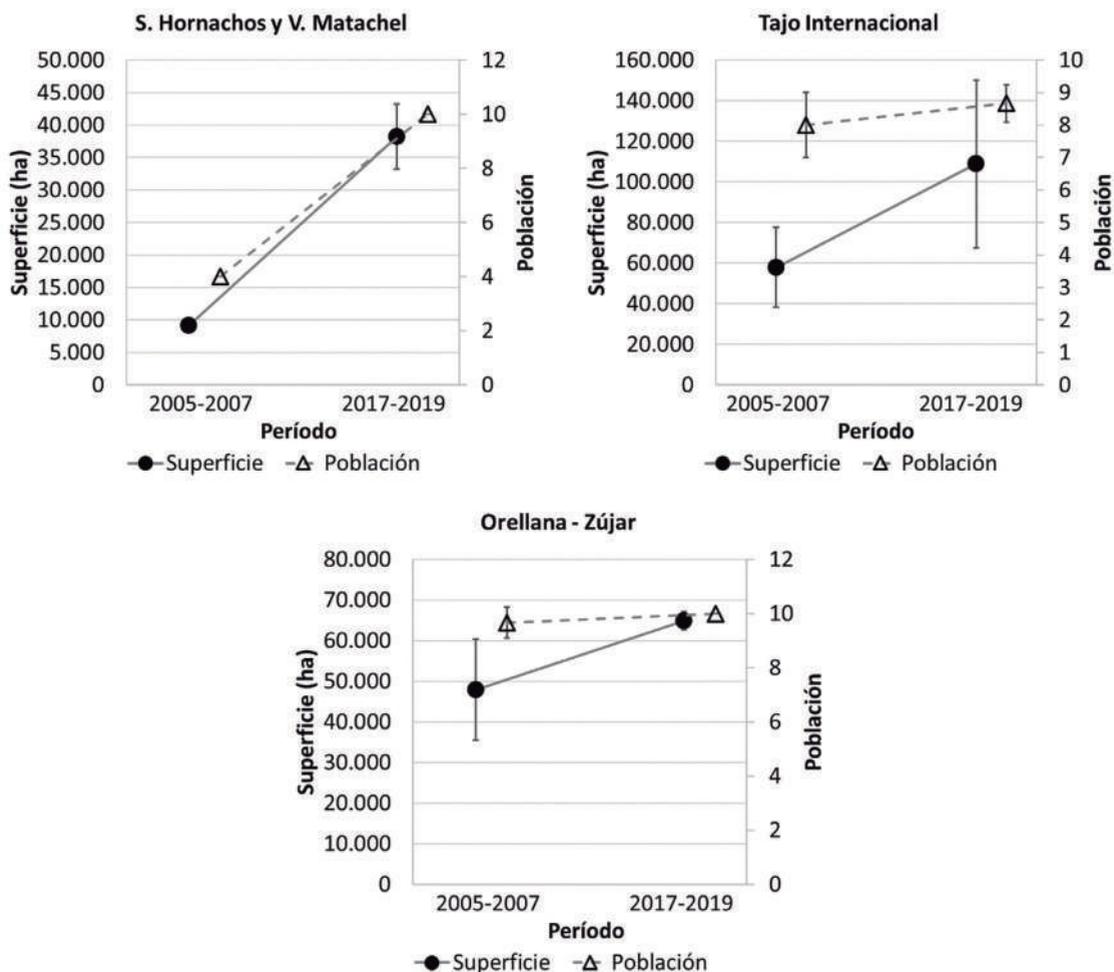


Figura 22. Relación del promedio de superficie y población para los núcleos S. Hornachos y V. Matachel, Tajo Internacional y Orellana- Zújar desde inicios de la serie temporal (2005-2006-2007) hasta finales de la misma (2017-2018-2019).

4. TENDENCIA DE LA POBLACIÓN

4.1. INTRODUCCIÓN

El estudio de los tamaños poblaciones de una especie a lo largo de una serie temporal puede poner de manifiesto la existencia de fluctuaciones en dichos valores. No obstante, las fluctuaciones pueden ser inherentes a la población, de manera que ocurren de forma natural sin alterar el estado de conservación de la especie (Elton, 1924); o pueden tener un origen externo, que acabe desembocando en una disminución continuada del número de individuos a lo largo del tiempo, y por lo tanto, en una extinción de la especie. Por ello, para comprobar realmente el estado de conservación de una especie, junto a

la distribución, tamaño y estructura de la población, se analiza también la tendencia de la misma (UICN, 2012a). De esta forma, se pueden detectar tendencias positivas, que indican que la población se encuentra en aumento; o negativas, que muestran que se está produciendo una reducción del número de efectivos. Con base en estos datos, se pueden tomar decisiones relativas a si las medidas de conservación aplicadas están siendo eficientes, o si por el contrario, se deben aumentar los esfuerzos para preservar la población.

4.2. METODOLOGÍA

Ver 1.2.1. Censo de la especie en la metodología del apartado 1. Distribución.

4.3. RESULTADOS

4.3.1. Tendencia de la población general

A pesar de las fluctuaciones en el número de individuos a lo largo del periodo de tiempo estudiado (2005-2019), los datos de la población de águila perdicera en Extremadura muestran que la población se ha mantenido relativamente estable (Figura 23) a lo largo de estos años. Los resultados coinciden con la tendencia a corto plazo a nivel nacional proyectada por la UICN y BirdLife International, donde la catalogan a la población española como estable durante el periodo comprendido entre 2007 y 2018 (BirdLife International, 2021b).

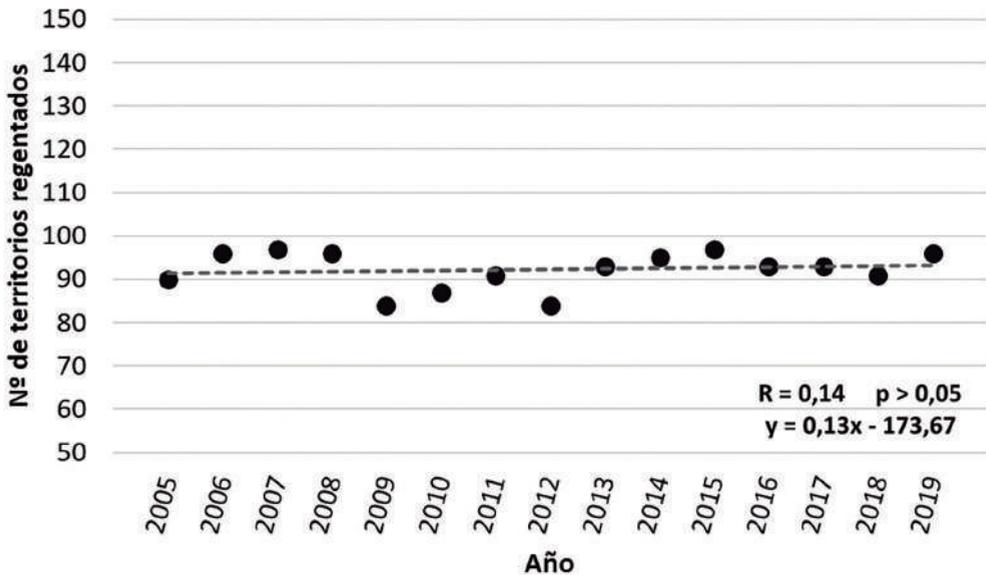


Figura 23. Tendencia de los territorios totales regentados (Parejas Seguras + Parejas Probables + Territorios Ocupados) por el águila perdicera (*Aquila fasciata*) entre los años 2005 y 2019.

En la región extremeña, a pesar del ligero retroceso que sufrió la especie a finales de los años 90 (Dirección General de Medio Ambiente Junta de Extremadura, 2006), la población se ha mantenido estable en los últimos años. Esta estabilidad poblacional puede estar explicada por la ocupación (casi en su totalidad), de los territorios óptimos para la especie en nuestra región, como han señalado ciertos autores con anterioridad (De la Cruz, 2014).

4.3.2. Tendencia de las poblaciones en cada uno de los núcleos de estudio

En la gran mayoría de núcleos, al igual que ocurre a nivel general, no ha sido posible observar una tendencia clara de las poblaciones. Esto ha ocurrido concretamente en La Serena, La Siberia, Orellana – Zújar, Sierra de San Pedro, Sierras Centrales y en el Tajo Internacional (Figura 24).

En el único núcleo en el que se ha producido un aumento de la población es en la Sierra de Hornachos y Valle de Matachel, que ha mostrado una clara tendencia positiva, aumentando el número de territorios a medida que transcurren los años (Figura 24). El incremento de la población en este núcleo es el factor que ha provocado un aumento de la superficie que abarca actualmente en la zona, como se ha visto en apartados anteriores (Ver apartados 1.3.3. *Evolución de los núcleos de águila perdicera* y 3.3.2. *Tamaño de la población en cada uno de los núcleos de estudio*).

En Riberos del Tajo y Almonte y en Villuercas-Ibores, la tendencia de las poblaciones ha sido negativa, habiéndose producido durante el periodo de estudio una disminución de los territorios con una magnitud similar en ambos núcleos (Figura 24). Aunque no es estadísticamente significativa, ambos núcleos han mostrado una disminución de su extensión, siendo la del Villuercas-Ibores la más acusada de todos los núcleos estudiados (Ver apartado 1.3.3. *Evolución de los núcleos de águila perdicera*). Igualmente, en el conjunto formado por todos aquellos territorios independientes, también se ha observado una clara tendencia negativa (Figura 24). La disminución de las poblaciones de estos núcleos situados en Cáceres, se corresponde con las tendencias que se observaron en dicha provincia durante la realización de los censos de la SEO en 2005 y 2017 (Del Moral, 2006; Del Moral y Molina, 2018). En esta provincia, se viene registrando una disminución de las poblaciones desde el año 1993, hasta que en 2005 consiguió estabilizarse para volver a disminuir desde entonces hasta la actualidad (Del Moral y Molina, 2018).

Por el contrario, en los mismos censos realizados por la SEO, las cifras en la provincia de Badajoz mostraron que la evolución de la población ha sido ascendente desde el año 1993, considerándose estable, y presentando un ligero ascenso (Del Moral, 2006; Del Moral y Molina, 2018). Estos resultados estarían en línea con lo que se ha observado en los núcleos pertenecientes a la provincia de Badajoz, los cuáles, en su gran mayoría presentan poblaciones estables (La Serena, La Siberia, Orellana – Zújar, parte del núcleo de Sierra de San Pedro, Sierras Centrales y en el Tajo Internacional), e incluso, un aumento de territorios ocupados (Hornachos y Valle del Matachel).

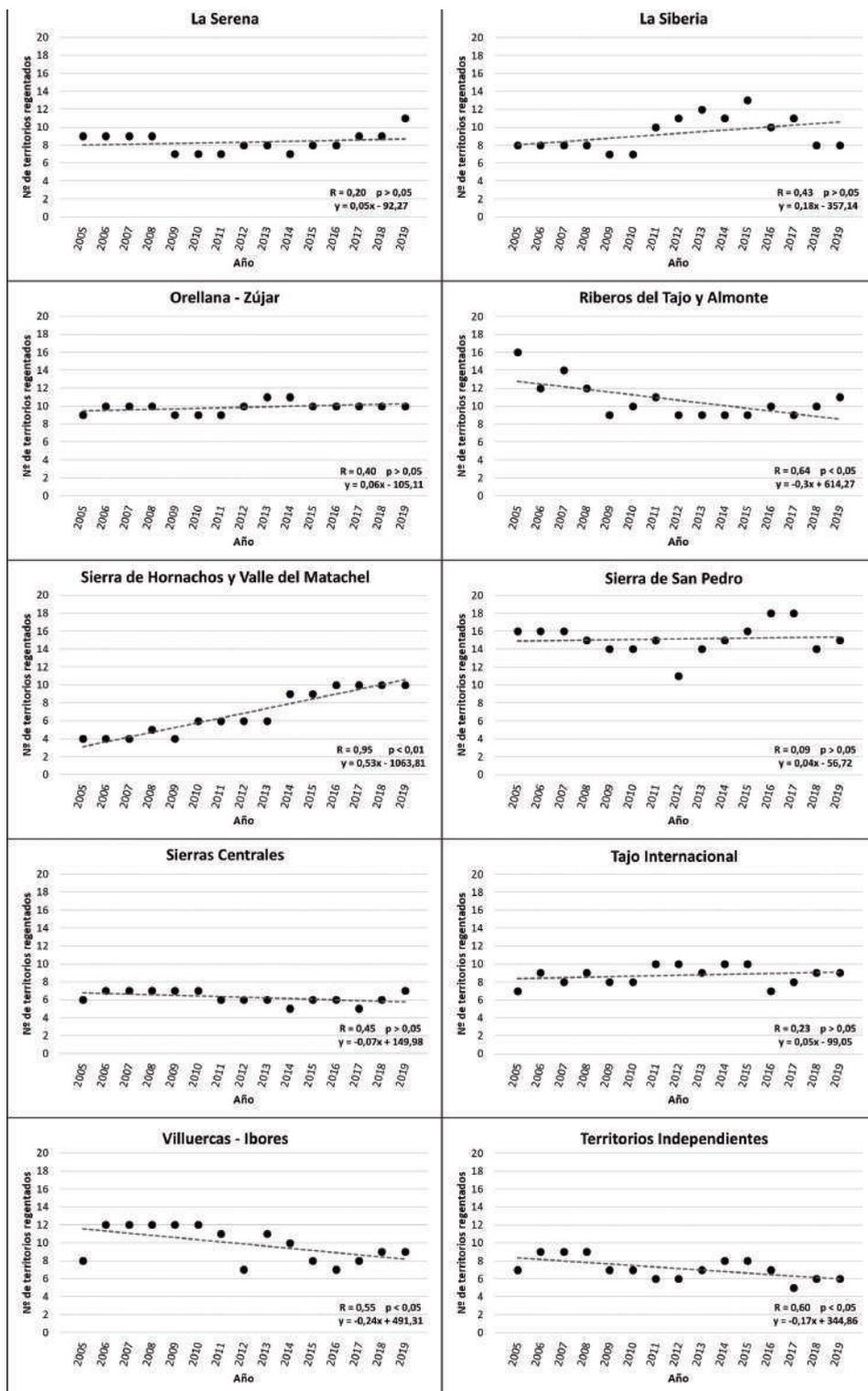


Figura 24. Tendencia de los territorios totales regentados (PS+PP+TO) por el águila perdicera (*Aquila fasciata*) en los distintos núcleos de estudio entre 2005 y 2019.

5. SELECCIÓN DE HÁBITAT DE LA ESPECIE EN EXTREMADURA

5.1. 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); la selección del hábitat se refiere al proceso jerárquico de respuestas conductuales que pueden resultar en el uso de los hábitats y que tienen efecto sobre la supervivencia y la eficacia biológica de los individuos (Hutto, 1985; Block y Brennan, 1993). Para poder establecer planes de gestión y conservación adecuados, es fundamental el estudio de esta relación entre las especies y sus hábitats (Morrison *et al.* 1998; Jones, 2001).

El hábitat de una especie está definido por una serie de variables que deben ser cuantificadas con el objeto de ser utilizadas 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). En el caso de las aves rapaces, que muestran una gran selectividad respecto al hábitat (Janes, 1985); las variables del macro-hábitat (topografía, tipo de vegetación, disponibilidad de presas, presión humana, etc.) son factores importantes en la selección del hábitat de reproducción (Janes, 1985; Mosher *et al.*, 1987; Bosakowski y Speiser, 1994; Stern, 1998; McGrady *et al.*, 2002; Sergio *et al.*, 2004).

5.2. METODOLOGÍA

5.2.1. Selección de hábitat de la especie en Extremadura

Para determinar los lugares de nidificación exactos, se han utilizado los datos de distribución de plataformas de nidificación. Para estudiar el hábitat de la especie en la comunidad se han creado "buffers" para cada una de las ubicaciones seleccionadas, de un radio de 2,5 km. El radio se ha estimado con base en datos de estudios previos de seguimiento de ejemplares marcados con transmisores GPS (Martínez-Miranzo *et al.*, 2016; Perona *et al.*, 2019); tomando como dato base la superficie que englobaría el área de uso activo, donde los individuos pasan la mayoría del tiempo, realizando actividades de alimentación o de descanso (Densidad de Kernel del 75 %; Bosch *et al.*, 2010; Martínez-Miranzo *et al.*, 2016; Perona *et al.*, 2019). El buffer de 2.500 m se ha aplicado a todas aquellas ubicaciones de plataforma/nido que fueron utilizadas (PS, PP) u ocupadas (TO) por parejas en el periodo 2017-2019. Para aquellas parejas que ocuparon más de una plataforma durante este periodo, pero que se entiende que hacen uso año tras año de los mismos recursos de su territorio (Bosch *et al.*, 2010), se ha obtenido el valor promedio de las coordenadas UTM de las plataformas utilizadas (Figura 25.A). En el caso de los territorios ocupados (TO) se ha utilizado el valor promedio de las coordenadas de todas las plataformas existentes en su territorio, con el fin de no aumentar el peso en el modelo de las parejas con más de una plataforma (Tabla 11).

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) repartidas por toda el área de estudio, en proporción 1:2 (Morán-López *et al.*, 2006). Para establecer las localizaciones de ausencia de la especie, se han creado 212 puntos aleatorios y su respectiva área buffer de 2.500 m (Figura 25.B), separados una distancia mínima de 5.000 m entre ellos, evitando la localización de su centroide en los grandes embales de Extremadura y no pudiendo ser sus áreas coincidentes con ningún área de nidificación existente.

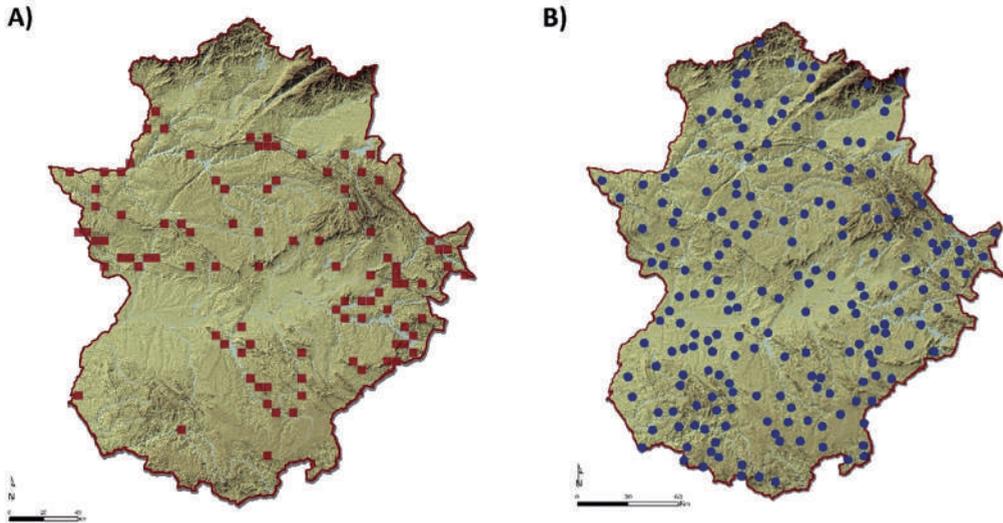


Figura 25. Distribución de las localizaciones de parejas activas (n= 106) de águila perdicera (*Aquila fasciata*) durante el periodo 2017-2019 (A) y áreas aleatorias (n= 212) (B). Nota: en el estudio se han utilizado buffers de 2.500 m de radio, pero por sensibilidad de los datos, en A) no se han representado como tal).

Nº DE PLATAFORMAS	Nº DE PAREJAS	%
1	86	81,1
2	19	17,9
3	1	0,9
Total	106	100,00

Tabla 11. Número y porcentajes de parejas con una, dos y tres plataformas utilizadas en el periodo 2017-2019.

La selección del hábitat de la especie puede estar influenciada por distintos factores, definidos por una serie de variables explicativas (Anexo 1). Se han calculado para una selección de dichas variables explicativas los datos medios por hábitat circular de 2.500 m de radio, mediante las herramientas de estadística zonal de *ArcGis 10.1*. Los cálculos y tratamientos estadísticos de estos datos se han realizado mediante el software SPSS versión 27 y hojas de cálculo Excel del paquete Microsoft Office 365.

El resto del proceso para obtener el modelo final de la selección del hábitat de la especie en la comunidad, junto a su favorabilidad, se ha realizado conforme a la metodología explicada en el apartado para el estudio del modelo de distribución (Ver apartado 1.2.4. *Modelo de distribución espacial del águila perdicera en Extremadura*).

5.2.2. Relación del águila perdicera con el águila real

El águila perdicera comparte hábitat con otra gran águila: el águila real (*Aquila chrysaetos*). Ambas especies son dependientes de los hábitats rupícolas, en los que sitúan sus nidos en roquedos por la protección que les ofrecen, puesto que son áreas de difícil acceso para los depredadores (Arroyo, 2003; Ontiveros, 2016). En España, se ha visto que la abundancia relativa del águila real está correlacionada positivamente con la distribución y abundancia del águila perdicera, debido a las similitudes entre ambas en sus preferencias de hábitat (Carrascal y Seoane, 2009b). La presencia del águila real, por tanto, puede condicionar la distribución en el espacio y el uso del hábitat por parte del águila perdicera.

En primer lugar, se han extraído todas las localizaciones, tanto de águila perdicera como de águila real, sin los registros asignados a Territorio Abandonado (TA). En esta selección se ha obtenido una tabla depurada con los registros que sí son representativos de la presencia de la especie (PS, PP y TO). Se han seleccionado los datos del año 2019, filtrándolos primero por plataformas con parejas seguras (PS), y después por otro estatus reproductor (PP o TO), con el objetivo de obtener una única plataforma por IDAVE (identificador único para cada pareja). En el caso de varias plataformas para un mismo IDAVE con estos estatus, se ha seleccionado la primera de ellas, cosa que ha ocurrido en 41 parejas (22 % del total). Estas plataformas estaban en la mayoría de los casos, a pocas decenas o centenas de metros, no afectando a priori en el análisis para la alternancia de territorios, que están en el orden de kilómetros. El resultado final para ambas especies en el año 2019, han sido 189 localizaciones, 101 correspondientes a águila real y 88 correspondientes a águila perdicera.

Para estudiar la posible correlación de la localización de los nidos entre ambas especies, se ha utilizado el índice I de Morán, calculado con la herramienta "*Spatial Autocorrelation (Moran's I)*" de *Arcmap 10.1*. Este valor varía entre -1 y 1, estableciendo correlaciones espaciales positivas y negativas. Cuando el índice de correlación espacial es igual a cero, no hay relación espacial entre los elementos geográficos. Establece también un valor para la significancia de los resultados (p-valor) y otro (Z-score) para conocer si estos están de forma regular-alterna (-1), aleatoria (0) o agrupada (1). Con el objetivo de evitar que el software calculara relaciones entre puntos que están a gran distancia, no existiendo ninguna relación entre las parejas de estos nidos, se ha establecido inicialmente un límite de cálculo de 14 km, similar al utilizado para el cálculo de las densidades kernel como distancia de campeo. Teniendo este límite de cálculo como referencia, se ha realizado un análisis de sensibilidad, variando el valor umbral de kilómetro en kilómetro mediante el algoritmo de distancia inversa, llegando hasta los 25 km. En cada uno de los cálculos realizados, se han ido eliminando aquellas plataformas que estaban separadas del resto a más distancia que el umbral que se había establecido.

Con las localizaciones de cada especie, se ha procedido al cálculo de las distancias mínimas a las que se encontraban tanto el territorio de águila real más próximo, así como el de águila perdicera, respecto a cada una de las parejas de águilas perdiceras localizadas. Para comprobar la existencia de una correlación entre las distancias de ambas especies, tanto a nivel general como a nivel de cada uno de los núcleos de estudio, se han utilizado las correlaciones de Pearson y de Spearman, respectivamente.

Con anterioridad, se ha observado que los adultos de águila perdicera se desplazan entre 15 y 20 km con respecto a sus nidos (Pérez-García *et al.*, 2013), mientras que las águilas reales adultas pueden llegar a dispersarse hasta los 14 km de distancia (Tikkanen *et al.*, 2018). Con base en estos estudios, y en el hecho de que la gran mayoría de vecinos de las distintas parejas de águila perdicera se agrupan entre los 0 y 15 km, se ha procedido a estudiar los vecinos reales (pareja vecina más próxima, ya sea águila perdicera o águila real) de un total de 80 parejas de águila perdicera. Estas parejas han cumplido con la condición de tener vecinos hasta una distancia máxima de 15 km. Para ver si existían diferencias significativas entre las distancias con sus congéneres y con las águilas reales, se han utilizado como análisis estadístico el test t de Student con los datos a nivel de toda Extremadura, y el test Wilcoxon con los datos en función de cada uno de los núcleos.

De igual forma, se ha realizado un análisis por rango de distancia dentro de la distancia máxima de 15 km, seleccionado para cada una de las parejas de águila perdicera su vecino real. En este caso, para comprobar la existencia de diferencias significativas en cada uno de estos rangos, se ha utilizado el test de Kruskal-Wallis.

Para poder estudiar las distancias, esta vez a nivel de cada uno de los núcleos definidos (PMC) en los que se agrupó la población, se han calculado los datos de nuevo, pero seleccionando solo los puntos del PMC correspondiente. Tanto las distancias calculadas a nivel general, como aquellas que lo han sido en función de los PMC se han relacionado con los datos de favorabilidad obtenidos en el modelo de favorabilidad de hábitat del águila perdicera en Extremadura (Ver apartado 5.3.1. Selección de hábitat del águila perdicera en Extremadura).

5.3. RESULTADOS

5.3.1. Selección de hábitat del águila perdicera en Extremadura

En el caso del estudio del hábitat del águila perdicera en Extremadura, la técnica FDR ha mostrado un resultado de 43 variables significativas de un total de 89 disponibles, que se han incluido en el modelo final de regresión logística, y que a su vez, ha configurado finalmente en ocho pasos un modelo de ocho variables explicativas que han sido estadísticamente significativas ($< 0,05$) en todos los casos (Tabla 12). Los valores de bondad de ajuste del modelo han indicado que no han existido diferencias significativas ($HyL > 0,05$) entre lo observado y lo esperado en la prueba de Hosmer y Lemeshow ($HyL = 0,662$).

	VARIABLES	β	E.T.	WALD	SIG.	EXP(B)
1	Slope (+)	0,310	0,062	25,105	0,000	1,363
2	Tsum (+)	0,141	0,031	21,404	0,000	1,152
3	Conejo (+)	0,033	0,009	12,412	0,000	1,033
4	Quesur (+)	0,158	0,041	14,809	0,000	1,171
5	Shdi (+)	2,323	0,494	22,068	0,000	10,202
6	AltVeg (-)	-0,630	0,181	12,152	0,000	0,533
7	SupArti (-)	-0,421	0,165	6,534	0,011	0,656
8	CulSec (-)	-0,035	0,018	3,834	0,050	0,965
	Constante	-38,658	7,880	24,066	0,000	0,000

Tabla 12. Variables en el último paso de la regresión logística (Paso 8), ordenadas por su inclusión en el modelo. β : 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*.

La mayoría de las variables han obtenido un componente positivo en el modelo, salvo la altura de la vegetación (AltVeg), la presencia de superficies artificiales (SupArti) y los cultivos de secano (CulSec), que lo han tenido negativo. Entre las variables que han sido seleccionadas destaca la pendiente (Slope) como la variable con mayor peso en el modelo, seguida por el índice de diversidad de Shannon (Shdi) y la temperatura de verano (Tsum). Por el contrario, los cultivos de secano han entrado en el último paso de la regresión con el menor peso del modelo.

Los resultados de favorabilidad del hábitat de las localizaciones de las parejas activas (Figura 26), han mostrado que alrededor de la mitad de estas localizaciones (45,3 %), han estado en el rango más alto de favorabilidad, encontrando solo una pareja en la categoría de hábitat más desfavorable.

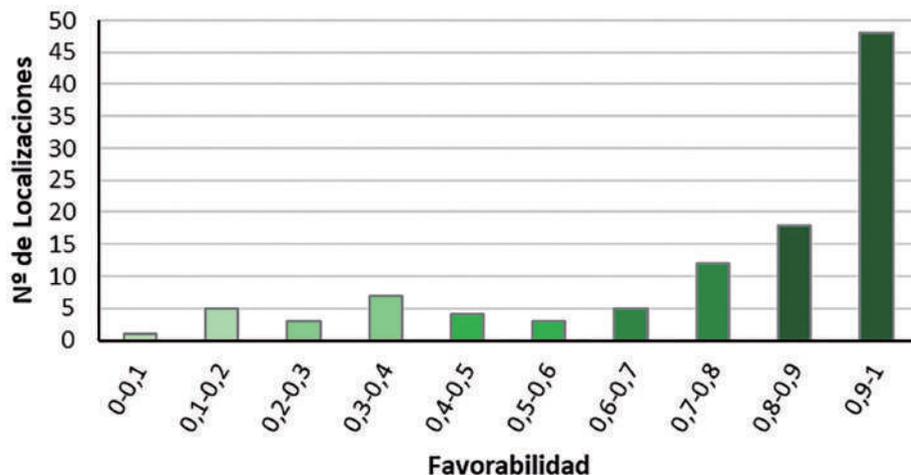


Figura 26. Frecuencias del número de localizaciones de territorios regentados (PS+PP+TO) (n = 106) del águila perdicera (*Aquila fasciata*) en 10 clases con pasos regulares de 0,1.

Teniendo en cuenta las zonas con alta y baja favorabilidad (> 0,8 y < 0,2 respectivamente), se ha podido observar que el 62,26 % de las localizaciones de la especie se han encontrado en zonas de alta favorabilidad, y solamente 11 parejas (10,4 %) en zonas de favorabilidad baja. El 27,36 % restante (29 parejas), se han dado en lugares con favorabilidad de hábitat intermedia.

Finalmente, se ha observado una correlación positiva significativa entre la favorabilidad del hábitat de la especie y la favorabilidad obtenida para la distribución que presenta en Extremadura ($r_s = 0,518$, $p < 0,01$; Figura 27) (Ver apartado 1.3.4. *Modelo de distribución espacial del águila perdicera en Extremadura*).

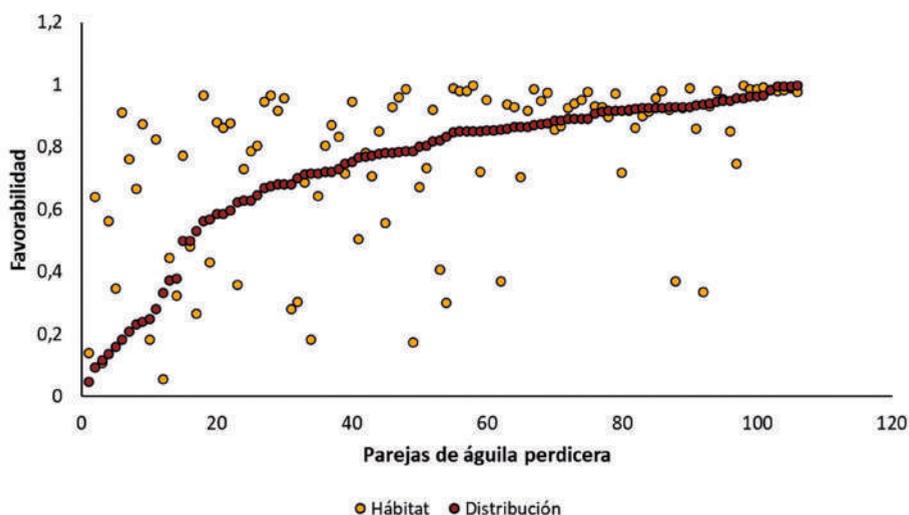


Figura 27. Relación de la favorabilidad obtenida para cada una de las parejas en el estudio de la selección de hábitat con su favorabilidad del modelo de distribución (Ver apartado 1.3.4. *Modelo de distribución espacial del águila perdicera en Extremadura*).

En la selección del hábitat, las características a mayor escala se seleccionan antes que las de menor escala, mostrando, por lo tanto, que se trata de un proceso jerárquico (Johnson, 1980; Jones y Robertson, 2001). Este hecho se refleja en la propia selección de hábitat que ha realizado el águila perdicera en Extremadura de las determinadas variables que caracterizan tanto su distribución (a una gran escala), como su hábitat (a una escala menor). Las variables que han conformado parte del modelo de distribución de la especie en la comunidad autónoma (conejo, temperatura media de verano, alcornoque e índice de diversidad de Shannon) han sido seleccionadas también en el modelo de selección del hábitat, remarcando la importancia de dichas variables para la rapaz (Ver apartado 1.3.4. *Modelo de distribución espacial del águila perdicera en Extremadura*). Por el contrario, el resto de variables que han marcado la distribución (longitud de bordes de parche, matorral, jabalí, orientaciones hacia el sur, densidad de ovino y longitud de carreteras), parecen no ser decisivas para la especie a la hora de seleccionar su hábitat. En este nivel de selección menor, las variables que han influido en el modelo son: altura de la vegetación, superficies artificiales, cultivos de secano, y la pendiente (que se ha presentado con un mayor peso en el modelo, además de haber tenido un efecto positivo).

El carácter rupícola del águila perdicera la hace dependiente de zonas abruptas, que presentan una mayor pendiente media del terreno, y que tienen una disponibilidad mayor de roquedos para la nidificación (Ontiveros, 2016). Este hecho es importante, puesto que la distribución de la especie se ve limitada por dicha disponibilidad (Ontiveros, 1999); llegando a diferir las zonas ocupadas de las no ocupadas en una mayor irregularidad y altura (Rico-Alcázar *et al.*, 2001). De igual manera, la selección de estos sitios, aumenta la posibilidad de utilización de corrientes térmicas, que son usadas frecuentemente por el águila perdicera (Parellada *et al.*, 1984). La baja relación entre la longitud y la anchura de las alas (Parellada *et al.*, 1984), hace que el águila perdicera tienda a buscar zonas en las que predominen este tipo de corrientes, que le ayuden a alzar el vuelo con un menor coste energético. Mientras que otros estudios han obtenido la pendiente como una de las variables que definen la distribución de la especie a mayor escala (Muñoz *et al.*, 2005; López-López *et al.*, 2006); en Extremadura, esta variable no se ha incluido en el modelo hasta que no se ha reducido la escala del muestreo. La orografía del territorio extremeño se caracteriza por la localización de sierras y lugares con una gran pendiente en zonas muy concretas, y que a la vez, se intercalan con grandes extensiones de suaves pendientes, como son las grandes penillanuras. De esta forma, estos lugares de pendientes elevadas han sufrido un efecto de "dilución", perdiendo importancia cuando se modela a grandes escalas, como la utilizada para el modelo de distribución de la especie en la comunidad extremeña (Ver apartado 1.2.4. *Modelo de distribución espacial del águila perdicera en Extremadura*).

Al igual que en el modelo de distribución de la especie (Ver apartado 1.3.4. *Modelo de distribución espacial del águila perdicera en Extremadura*), las temperaturas medias de verano han sido seleccionadas positivamente por el águila perdicera, con uno de los mayores pesos en el modelo. Este hecho está relacionado con el carácter termófilo del ave (Cramp y Simmons, 1980), que como se ha mencionado anteriormente, no le afecta dado el periodo de reproducción temprano que presenta (Cramps y Simmons, 1980).

La heterogeneidad del hábitat ha constituido de igual forma un factor importante para la especie, habiendo seleccionado de forma positiva estas áreas de mayor diversidad, hecho observado por otros autores (Carrascal y Seoane, 2009a; Di Vittorio *et al.*, 2012;

Martínez-Miranzo *et al.*, 2016). En estas zonas, el alcornoque sigue teniendo un papel trascendental, habiendo recalcado su inclusión en el modelo la importancia del citado componente del bosque mediterráneo para la biología de la especie. Adicionalmente, el modelo ha mostrado que la rapaz evita los lugares con una mayor proporción de vegetación alta, debido a que esta disposición estructural le impide realizar vuelos de caza. El águila perdicera requiere de zonas abiertas, en las que la estructura de la vegetación le posibilite detectar y cazar de forma exitosa (Carrete *et al.*, 2002) (Ver apartado 1.3.4. *Modelo de distribución espacial del águila perdicera en Extremadura*). Finalmente, los resultados del modelo han indicado que la especie parece evitar las superficies de cultivo de secano, que a pesar de ser espacios abiertos (que le permitirían los vuelos de caza), no presentan hábitat con matorral, vegetación necesaria para la prevalencia de sus presas (conejo y perdiz) (Martínez *et al.*, 1999). Los resultados obtenidos son concordantes con los reportados para otras zonas (Gil-Sánchez *et al.*, 1996; Di Vittorio *et al.*, 2012; Martínez-Miranzo *et al.*, 2016), donde la especie también evita los sistemas agrícolas. Por ejemplo, en la región de Murcia se ha observado que los territorios ocupados por parejas, presentan mayor superficie de matorral, menos zonas forestales y menor cantidad de tierras de agricultura extensiva en comparación con aquellos territorios que habían sido abandonados (Carrete *et al.*, 2002).

Las densidades de conejo, tal y como ha ocurrido en la distribución del águila perdicera en la comunidad, han sido de gran importancia en la selección de su hábitat. El conejo presenta un papel dual en la modelización del hábitat del ave en Extremadura: (1) representa las zonas de dehesa con coberturas no muy elevadas (Silvestre *et al.*, 2004) que son de gran importancia para la ecología de la especie (Carrete *et al.*, 2002; Ontiveros *et al.*, 2005); y (2) es una de las presas óptimas para su alimentación, como se comenta en otros apartados (Ver apartados 1.3.4. *Modelo de distribución espacial del águila perdicera en Extremadura* y 6.3.1. *Ecología trófica de la especie en Extremadura*).

Por último, el modelo indica que la rapaz evita zonas donde abundan superficies artificiales, a pesar de ser una especie que tolera cierto grado de actividad humana (Gil-Sánchez *et al.*, 1996; Carrete *et al.*, 2002). Las alteraciones en el hábitat, ocasionadas por la construcción de presas, carreteras u otras infraestructuras, han sido citadas como amenazas para la población española del águila perdicera durante la década comprendida entre los años 1980 y 1990 (Real y Bros, 1984; Arroyo *et al.*, 1995; Ontiveros, 1997). Actualmente, la pérdida de hábitat sigue siendo una de las amenazas más importantes a las que se enfrenta la especie, debida al incremento de infraestructuras (Real, 2004). La construcción o reparación de carreteras puede incluso producir el abandono de los nidos, como se ha documentado en ciertos casos (Ontiveros, 1997; Dobado-Berrios *et al.*, 1998).

5.3.2. Relación espacial entre los territorios de águila perdicera y águila real

- **Correlación espacial entre los territorios de ambas especies**

El estudio de correlación entre la localización de los nidos de ambas especies en Extremadura, a través de la I de Morán, ha mostrado que a menor distancia entre el águila perdicera y el águila real, los valores del estadístico han sido mayores, indicando un espaciamiento

regular de los territorios (Figura 28). Los valores Z se han ido reduciendo a medida que ha aumentado la distancia, mostrando todavía dispersión de los territorios, debido al carácter negativo del estadístico, pero acercándose más a lo que sería una distribución aleatoria ($Z = 0$) (Figura 28).

El valor umbral de 14 km —valor que ha sido establecido como distancia de campeo en la zona de estudio (habiendo utilizado estudios previos como base; Pérez-García *et al.*, 2013)—, ha puesto de manifiesto la existencia de una correlación negativa, es decir, una alternancia entre los territorios de águila perdicera y águila real ($Z = -0,16$, $p < 0,05$; Figura 28).

Otros trabajos han estudiado con anterioridad el patrón de distribución que muestran las poblaciones de águilas perdiceras y águilas reales en España, aunque con enfoques metodológicos distintos (Jordano, 1981; Carrete *et al.*, 2001; López-López *et al.*, 2004). Jordano (1981) utilizó el estadístico R, que indica si la distribución es de carácter aleatorio o agregado (Clark y Evans, 1954). Carrete *et al.* (2001) y López-López *et al.* (2004) utilizaron la prueba G, que pone en evidencia la existencia de patrones de distribución aleatorios o regulares (Brown, 1975; Watson, 1997); complementándolo con el método gráfico de Campbell, para determinar si realmente existía un patrón de agregación (Campbell, 1992; Campbell, 1995). En Sierra Morena Central, Jordano (1981) observó que los territorios de ambas especies presentaban una distribución agregada. Carrete *et al.* (2001) vieron en la región de Murcia un patrón similar al azar en la distribución de los territorios de ambas especies. En la provincia de Castellón, López-López *et al.* (2004) también obtuvieron un resultado similar cuando se analizó la distribución con la prueba G, viendo que las especies se distribuyen de forma aleatoria por todo el territorio; sin embargo, al complementar esta prueba con el método gráfico de Campbell, determinaron que, en realidad, las especies presentaban un patrón agregado.

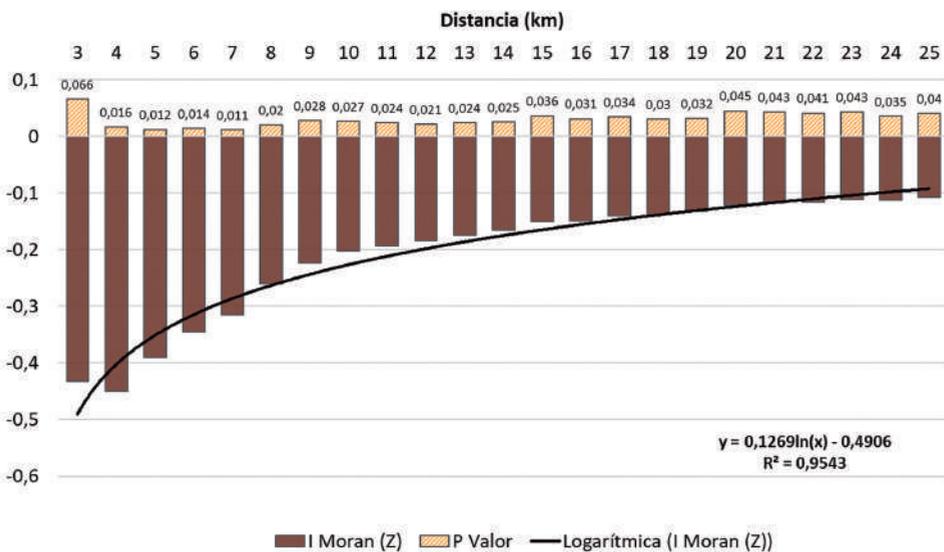


Figura 28. Valor de I de Moran (Z) y p valor para distintas distancias umbrales, para el estudio de la relación espacial entre los territorios de águila perdicera (*Aquila fasciata*) y águila real (*Aquila chrysaetos*).

El patrón de distribución de águila perdicera y águila real observado en Extremadura no coincide, por lo tanto, con el que se ha visto en otras zonas de España. Los patrones de distribución regular son normalmente asociados a competencias interespecíficas e intraespecíficas (Newton, 1979). Para minimizar los efectos negativos que la interacción entre las especies puede acarrear sobre los individuos —sobre todo en conflictos ocasionados durante la búsqueda de alimento y la reproducción—, las parejas tienden a maximizar las distancias entre territorios vecinos (Newton, 1979; Carrete *et al.*, 2001).

En las rapaces territoriales, la persecución humana puede tener una influencia importante sobre el patrón espacial de los territorios, llegando a modificar la distribución regular que se daría en condiciones en las que el hábitat fuera el adecuado (Newton, 1979). En el caso de la provincia de Castellón, López-López *et al.* (2004) señalaban que una de las posibles causas por las cuales el águila real y el águila perdicera mostraban ese patrón agregado, podría ser debido a la persecución y presión humana, ya sea de forma directa (caza ilegal) o indirecta (electrocuciones y choques con tendidos). Por lo tanto, otro factor que podría explicar la distribución regular de los territorios de águila perdicera y águila real en Extremadura es que, actualmente, debido a las medidas de protección y conservación de la naturaleza que hay implantadas en la región, ambas especies no se encuentran sometidas a una gran presión por parte del ser humano.

- **Distancias entre los territorios de ambas especies**

Las distancias mínimas a las que se han encontrado los vecinos más próximos de las distintas parejas de águila perdicera, ya sean águilas reales u otras águilas perdiceras, están relacionadas (Correlación de Pearson, $r = 0,354$, $p < 0,05$); habiéndose concentrado la gran mayoría de vecinos entre los 0 y los 15.000 m de distancia, aproximadamente.

Al comparar los valores promedios de todas las distancias de águila perdicera respecto al vecino más próximo de águila perdicera y al vecino más próximo de águila real, se ha observado que las águilas perdiceras se han encontrado más cercanas a los territorios de águilas reales ($5.776,31 \pm 3.268,81$ m) que a los territorios de su misma especie ($8.614,49 \pm 5.704,33$ m) (Test-t, $t = 4,59$, $p < 0,001$).

Tras realizar un análisis del número de vecinos reales (vecino más próximo, ya sea águila perdicera o águila real) por rango dentro de la distancia máxima de 15 km, se ha comprobado que el número de parejas de águila perdicera que tienen como vecino más cercano a una pareja de águila real ha sido mayor en todos los rangos de distancia, a excepción del rango de 12 a 15 km (Figura 29). Entre cada uno de los distintos rangos de distancia definidos, se han observado diferencias significativas tanto en el número de parejas que tienen como vecino más próximo a otra pareja de águila perdicera (Test de Kruskal-Wallis, $X^2 = 18,55$; $p < 0,001$); como entre aquellas que tienen a un águila real ($X^2 = 48,77$; $p < 0,001$).

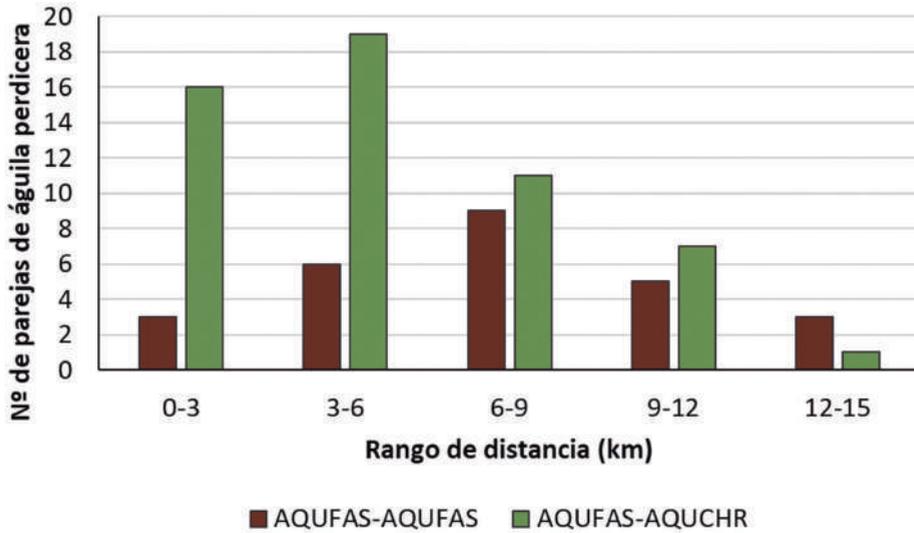


Figura 29. Número de parejas de águila perdicera (*Aquila fasciata*) que tienen como vecino más próximo a otra pareja de perdicera (AQUFAS-AQUFAS) o a una pareja de águila real (*Aquila chrysaetos*) (AQUFAS-AQUCHR) en función de cada uno de los rangos de distancia definidos.

En el caso de cada uno de los distintos núcleos en los que se agrupa la especie, solo se ha producido una correlación positiva entre los territorios de ambas especies en el núcleo de Hornachos y Valle del Matachel (Correlación de Spearman, $r_s = 0,742$, $p < 0,05$) (Tabla 13). En el resto de núcleos no se han producido correlaciones significativas (Tabla 13).

	R_s	P
Tajo Internacional	0,594	0,12
Riberos Tajo y Almonte	0,595	0,07
Villuercas-Ibores	-0,643	0,086
Sierra San Pedro	0,362	0,224
Orellana-Zújar	0,22	0,541
La Siberia	-0,441	0,381
La Serena	-0,416	0,232
Sierras Centrales	0,609	0,2
S. Hornachos y V. Matachel	0,742	0,014*

Tabla 13. Correlación de Spearman entre las distancias mínimas a las que se encuentra los vecinos más próximos de águila perdicera (*Aquila fasciata*), ya sean águilas reales (*Aquila chrysaetos*) u otras perdiceras.

Respecto a los valores promedios de las distancias a las que se encuentran los distintos vecinos, únicamente se han observado diferencias significativas en los núcleos del Tajo Internacional y Riberos del Tajo y Almonte, donde las águilas perdiceras han mantenido una menor distancia con las águilas reales ($5.141,29 \pm 4.126,71$ m y $5.699,11 \pm 3.243,19$ m, respectivamente) que con las de su misma especie ($8.835,86 \pm 5.000,50$ m y $8.584,44 \pm 4.170,12$ m, respectivamente) (Tabla 14). En el resto de núcleos también se ha observado que el promedio de las distancias a las que se encuentran las águilas reales de las distintas águilas perdiceras, ha sido mayor, aunque no de forma estadísticamente significativa (Tabla 14).

	AQUFAS - AQUFAS		AQUFAS - AQUCHR		TEST WILCOXON	
	PROMEDIO	DES. ÉST.	PROMEDIO	DES. ÉST.	Z	P
Tajo Internacional	8.835,86	5.000,50	5.141,29	4.126,71	-2,197	0,028*
Riberos Tajo y Almonte	8.584,44	4.170,12	5.699,11	3.243,19	-2,192	0,028*
Villuercas-Ibores	12.767,25	3.929,89	6.847,75	3.889,52	-1,82	0,069
Sierra San Pedro	8.501,00	5.245,71	6.758,58	4.333,91	-0,941	0,347
Orellana-Zújar	7.770,22	2.996,91	6.580,56	3.556,19	-0,533	0,594
La Siberia	8.618,00	3.979,27	6.067,67	1.968,62	-1,153	0,249
La Serena	5.370,70	4.128,65	4.708,70	2.181,21	-0,561	0,575
Sierras Centrales	10.540,00	9.548,04	6.141,50	3.155,03	-1,572	0,116
S. Hornachos y V. Machel	4.375,30	2.860,80	3.871,90	2.225,63	-0,968	0,333

Tabla 14. Promedio y desviación estándar de las distancias a las que se encuentran las parejas de águilas perdiceras (*Aquila fasciata*) (AQUFAS-AQUFAS) y reales (*Aquila chrysaetos*) (AQUFAS-AQUCHR) de las parejas de águila perdicera en cada uno de los núcleos, así como el valor del estadístico y su significancia.

A la hora de considerar la favorabilidad obtenida para cada pareja de águila perdicera en el modelo de selección de hábitat (Ver apartado 5.3.1. Selección de hábitat del águila perdicera en Extremadura), se ha comprobado que las distancias con otras parejas de águila perdicera han disminuido a medida que han aumentado los valores de favorabilidad (Tabla 15). Sin embargo, la distancia con respecto a otras parejas de águila real se ha mantenido estable independientemente de la favorabilidad, con distancias menores, comparado con la distancia a otras parejas de águilas perdiceras (Tabla 15).

Al relacionar los promedios de las distancias con el porcentaje de parejas de águila perdicera en zonas de alta favorabilidad de hábitat (> 0,8) en cada uno de los núcleos, se ha podido observar que, por lo general, a medida que ha aumentado el porcentaje de parejas en zonas de alta favorabilidad, las diferencias entre las distancias con otras parejas de águilas perdicera y real, se han acentuado cada vez más, hasta llegar al núcleo de Villuercas-Ibores, donde se ha alcanzado la mayor diferencia entre dichas distancias (Figura 30). Como se puede observar en la Figura 30, a partir del núcleo de Orellana-Zújar, en el cual el 78 % de las parejas de águila perdicera se han encontrado en zonas de alta favorabilidad, las diferencias entre las distancias con águilas reales y otras perdiceras, se han reducido drásticamente (a excepción del Tajo Internacional).

RANGO FAVORABILIDAD	AQUFAS - AQUFAS		AQUFAS - AQUCHR	
	PROM.	DES. ÉST.	PROM	DES. ÉST.
<0,2	12.629	4.065	5.786	3.466
0,2-0,8	10.546	7.650	6.707	3.734
>0,8	7.174	4.625	5.452	3.061

Tabla 15. Promedio y desviación estándar de las distancias (m) a las que se encuentran las parejas de águilas perdiceras (*Aquila fasciata*)(AQUFAS-AQUFAS) y reales (*Aquila chrysaetos*)(AQUFAS-AQUCHR) de las distintas parejas de águila perdicera en función de cada una de las categorías de favorabilidad de hábitat

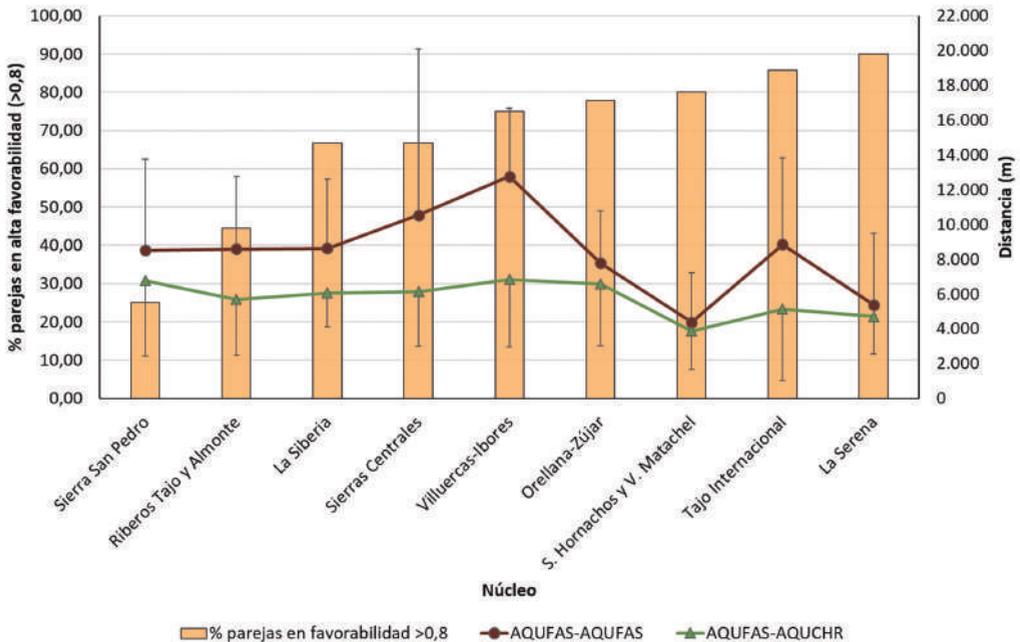


Figura 30. Promedio de las distancias a las que se encuentran las parejas de águilas perdiceras (*Aquila fasciata*)(AQUFAS-AQUFAS) y reales (*Aquila chrysaetos*)(AQUFAS-AQUCHR) de las distintas parejas de águila perdicera y porcentaje de parejas en zonas de alta favorabilidad de hábitat (> 0,8) en cada uno de los núcleos de estudio.

Tanto a nivel regional como en cada núcleo, las águilas perdiceras se han encontrado más cerca de las águilas reales que de su misma especie, mostrando menor tolerancia hacia sus conespecíficos. En algunos lugares se han observado comportamientos similares, como en Sierra Morena, Murcia y Cataluña (Jordano, 1981; Carrete *et al.*, 2002; Bosch *et al.*, 2010) (Figura 31). Mientras que, en otras zonas, (Alicante, Murcia, Almería, Castellón), se ha registrado un patrón contrario (Martínez *et al.*, 2008; Martínez *et al.*, 2010; López - López *et al.*, 2004) (Figura 31).

En el caso de Extremadura, este comportamiento parece variar con la favorabilidad del hábitat en el que se han encontrado las águilas perdiceras. A medida que la favorabilidad ha aumentado, es decir, que el hábitat ha presentado mejores características para la especie; las águilas perdiceras han sido más tolerantes entre ellas (la distancia entre conespecíficos ha disminuido), aunque las distancias han sido menores comparadas con las que han mantenido con las águilas reales e independientemente de la favorabilidad. Cabe destacar que en estas zonas donde el porcentaje de parejas de águila perdicera en alta favorabilidad ha sido mayor (Orellana-Zújar, Sierra de Hornachos y Valle del Matachel y La Serena), las distancias inter e intraespecíficas han sido menores que las que se pueden observar en otros lugares con menores porcentajes de parejas de águila perdicera en zonas de alta favorabilidad.

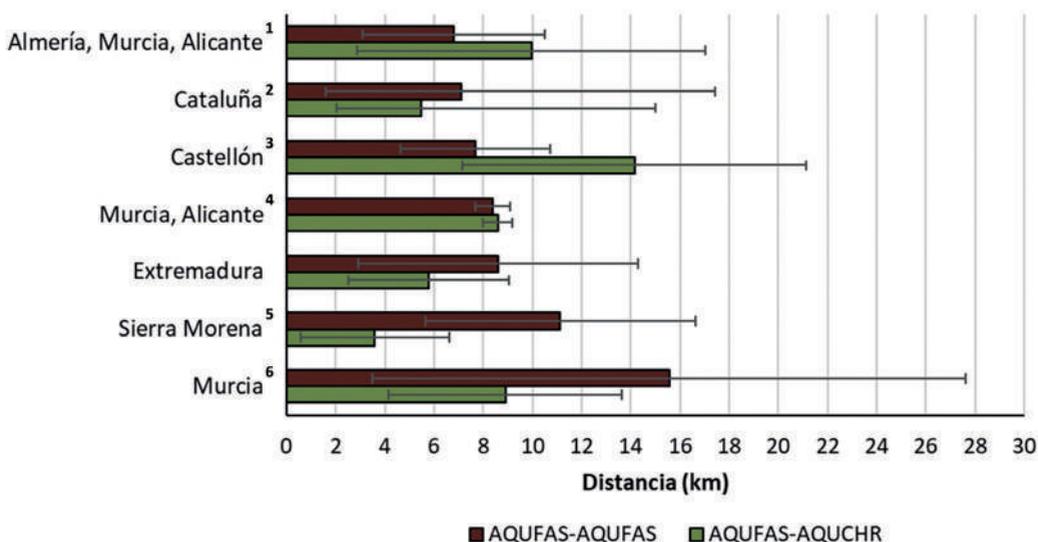


Figura 31. Promedio de la distancia registrada entre águilas perdiceras (*Aquila fasciata*) y otras perdiceras (AQUFAS-AQUFAS) y águilas reales (*Aquila chrysaetos*) (AQUFAS-AQUCHR) en distintas zonas de España. Fuente: Martínez *et al.* (2010)¹; Bosch *et al.* (2010)²; López-López *et al.* (2004)³; Martínez *et al.* (2008)⁴; Jordano (1981)⁵; Carrete *et al.* (2002)⁶.

La existencia de fuentes abundantes de alimento, así como de lugares de nidificación, permiten una mayor densidad de individuos en ciertas zonas (Village, 1983; Bogliani *et al.*, 1994; Katzner *et al.*, 2005; Barbar *et al.*, 2018). En el águila perdicera, las densidades poblacionales se han descrito como un índice de calidad ambiental, ya que están correlacionados positivamente con el éxito reproductivo y las tendencias poblacionales (Carrascal y Seoane, 2009b), sin embargo, la presencia del águila real puede influenciar

dichas densidades. Se ha visto que la relación del águila perdicera con el águila real está influenciada por la densidad poblacional humana, la temperatura y la abundancia de presas (Moreno-Rueda *et al.*, 2009). Mientras que la densidad humana podría imponer una coexistencia entre ambas especies, puesto que ambas son sensibles a la presencia del ser humano (Ontiveros, 1999; Arroyo, 2003); la temperatura segrega a las dos especies, asociándose al águila perdicera a zonas de mayor temperatura debido a su carácter termófilo (Cramps y Simmons, 1980; Moreno-Rueda *et al.*, 2009). La abundancia elevada de presas podría permitir la presencia de ambas rapaces, que se tolerarían ya que presentan dietas similares, con el conejo como base; y que no llegan a ser completamente iguales, siendo el águila real más dependiente del lagomorfo que el águila perdicera, que muestra una mayor ornitofagia (Jordano, 1981; Moreno-Rueda *et al.*, 2009; Ver apartado 6.3.1. *Ecología Trófica de la Especie en Extremadura*).

6. ECOLOGÍA TRÓFICA DE LA ESPECIE EN EXTREMADURA

6.1. INTRODUCCIÓN

En los ecosistemas, las especies se distribuyen a lo largo de distintos niveles tróficos, de tal modo que el estudio de dichos niveles nos permite evaluar la importancia de cada una de estas especies. La ecología trófica estudia las relaciones alimentarias y es uno de los principios organizativos básicos que subyace a la biodiversidad existente en los ecosistemas naturales (Yodzis, 2001).

El estudio de la alimentación de una especie es de vital importancia para su conservación, puesto que es la base que define el estado de sus poblaciones (Danckwerts *et al.*, 2016; De Dios Arcos *et al.*, 2019). El análisis de los componentes principales de la dieta, en el caso de especies depredadoras, puede permitir medidas de gestión en las poblaciones de presas, con el objetivo de beneficiar a la especie objeto de interés (Shrestha *et al.*, 2018; Careddu *et al.*, 2019).

6.2. METODOLOGÍA

Debido a que son muy escasos los trabajos sobre alimentación del águila perdicera en Extremadura (Cabeza y De la Cruz, 2011), se han recopilado datos procedentes de estudios de otras regiones de España. Para homogeneizar dichos datos, se han agrupado todas las presas en siete categorías, y se han reescalado los datos a porcentajes: conejo, otros mamíferos, perdiz, paloma, córvidos, otras aves y reptiles. En el caso de lugares que tuvieran datos de dos o más estudios, se ha procedido a calcular el promedio de dichos datos (ver Tabla 17 del presente apartado).

Con el objetivo de evaluar la similitud en la alimentación del águila perdicera en las distintas zonas de España, se ha realizado un análisis de grupos con la matriz de datos obtenida en la búsqueda bibliográfica. Se ha utilizado la regla de agrupamiento simple y la distancia euclídea como índice de similitud. En la interpretación de los resultados,

se ha representado la distancia de unión entre las distintas zonas en un diagrama de árbol. Los análisis estadísticos se han llevado a cabo través del software *Statistica* en su versión 10 (StatSoft, 2010).

6.3. RESULTADOS

6.3.1. Ecología trófica de la especie en Extremadura

El águila perdicera es una rapaz que presenta un amplio espectro trófico, alimentándose de mamíferos de tamaño medio, aves y de forma ocasional, de reptiles (Cramps y Simmons, 1980). En la península ibérica, dentro de los mamíferos consume principalmente conejo (*Oryctolagus cuniculus*) y en menor medida, otras especies como la liebre (*Lepus sp.*); en el caso de las aves, perdiz (*Alectoris rufa*) y palomas (*Columba sp.*) y de forma minoritaria, córvidos como la grajilla occidental (*Corvus monedula*), passeriformes (Ej. *Turdus merula*) o aves de corral; y en cuanto a reptiles se refiere, su principal presa es el lagarto ocelado (*Timon lepidus*) (Cramps y Simmons, 1980; Jordano, 1981; Rico et al., 1990; Ontiveros y Pleguezuelos, 2000; Palma et al., 2006; Del Amo et al., 2008). Un adulto de águila perdicera requiere una ingesta diaria de aproximadamente 300 g (Real y Mañosa, 1993), por lo que cada una de estas presas contribuye de forma distinta a la biomasa consumida por el águila perdicera, siendo el conejo el que mayor aporte puede llegar a realizar (Tabla 16).

PRESA	PESO APROXIMADO	FUENTE
Conejo (<i>Oryctolagus cuniculus</i>)	250 - 1.100 g	Cabeza y De la Cruz, 2011
Paloma torcaz (<i>Columba palumbus</i>)	520 g	Glutz von Blotzheim y Bauer, 1994
Paloma bravía (<i>Columba livia</i>)	350 g	Cabeza y De la Cruz, 2011
Perdiz (<i>Alectoris rufa</i>)	450 g	Martínez y Calvo, 2005
Grajilla (<i>Corvus monedula</i>)	230 g	Soler, 1984
Lagarto ocelado (<i>Timon lepidus</i>)	150 g - 345 g	Martínez y Calvo, 2005; Mateo, 2017

Tabla 16. Peso aproximado de algunas de las presas más comunes en la dieta del águila perdicera (*Aquila fasciata*) en la península ibérica.

LUGAR	FUENTE	% CONEJO	% OTROS MAM.	% PERDIZ	% PALOMAS	% CÓRVIDOS	% OTRAS AVES	% REPTILES
Sierra Morena Central (Córdoba)	Jordano, 1981	41,43	7,14	10,00	11,43	10,00	12,86	7,14
Granada	Gil-Sánchez et al., 2000; Ontiveros y Pleguezuelos, 2000; Moleón et al., 2007	42,53	5,05	24,93	15,54	2,11	7,71	3,77
Sierra de San Pedro (Extremadura)	Cabeza y De la Cruz, 2011	11,73	0,62	11,11	52,47	0,00	20,37	3,70
Sierra de Hornachos (Extremadura)	Cabeza y De la Cruz, 2011	28,00	0,00	33,14	10,86	0,00	18,86	9,14
Murcia	Martínez et al., 1994	39,80	3,80	19,90	20,90	0,00	7,30	8,30
Albacete	Martínez et al., 1988	30,00	1,82	15,45	37,27	0,00	6,36	9,09
Alicante	Rico et al., 1990	42,60	1,00	3,80	38,70	2,70	4,70	6,20
Burgos	Moleón et al., 2009b	8,20	4,90	10,80	20,70	22,20	28,50	4,70
Aragón	Alcántara et al., 2003	22,20	0,00	11,10	26,7	6,70	33,30	0,00
Navarra	Insausti, 1986	18,60	2,30	4,60	9,30	23,20	30,40	11,60
Cataluña	Real, 1987; Moleón et al., 2007	20,30	8,30	4,75	36,55	3,90	23,50	2,65

Tabla 17. Porcentaje de presas consumidas por el águila perdicera (*Aquila fasciata*) en distintas poblaciones de España. Los datos porcentuales en el caso de Granada y Cataluña son el resultado del promedio de los datos de los estudios referenciados para esas zonas.

La proporción de presas consumidas varía a lo largo de las distintas poblaciones de la especie en España, observándose un patrón de mayor depredación de conejo y perdiz en las poblaciones del sur y sureste de la península ibérica (Jordano, 1981; Martínez et al., 1988; Rico et al., 1990; Martínez et al., 1994; Gil-Sánchez et al., 2000; Ontiveros y Pleguezuelos,

2000; Moleón *et al.*, 2007) (Tabla 17), así como también un consumo mayor de otras aves (palomas, córvidos, otras aves) en el caso de poblaciones del norte y noreste del país (Insausti, 1986; Real, 1987; Alcántara *et al.*, 2003; Moleón *et al.*, 2007; Moleón *et al.*, 2009b) (Tabla 17). En Extremadura, los pocos datos sobre la alimentación del águila perdicera que se tienen, provienen de un estudio en periodo reproductor realizado entre los años 1998 y 2000 (Cabeza y De la Cruz, 2011). En Sierra de San Pedro, la especie mostró mayor ornitofagia, dado que la paloma y otras especies de aves conformaron gran parte de su dieta (52,42 % y 20,37 %, respectivamente) (Tabla 17). Este patrón se vio invertido en Sierra de Hornachos, donde la perdiz y el conejo fueron las presas predilectas (33,14 % y 28,00 %, respectivamente) (Tabla 17). En el análisis clúster de alimentación de la especie en los distintos lugares de estudio del territorio nacional, se ha observado cierta similitud en las dietas de estas dos zonas de Extremadura con el resto de áreas de España (Figura 32). En el caso particular de Sierra de Hornachos, la dieta sería semejante a la de las poblaciones que se encuentran a lo largo del sur-sureste de España; mientras que la dieta de los individuos de Sierra de San Pedro presentaría más homologías con aquellas de la zona norte-noreste del país. Esta diferencia en la composición de la dieta de la especie entre las zonas del norte y del sur peninsular, ya ha sido señalada con anterioridad (Moleón *et al.*, 2007).

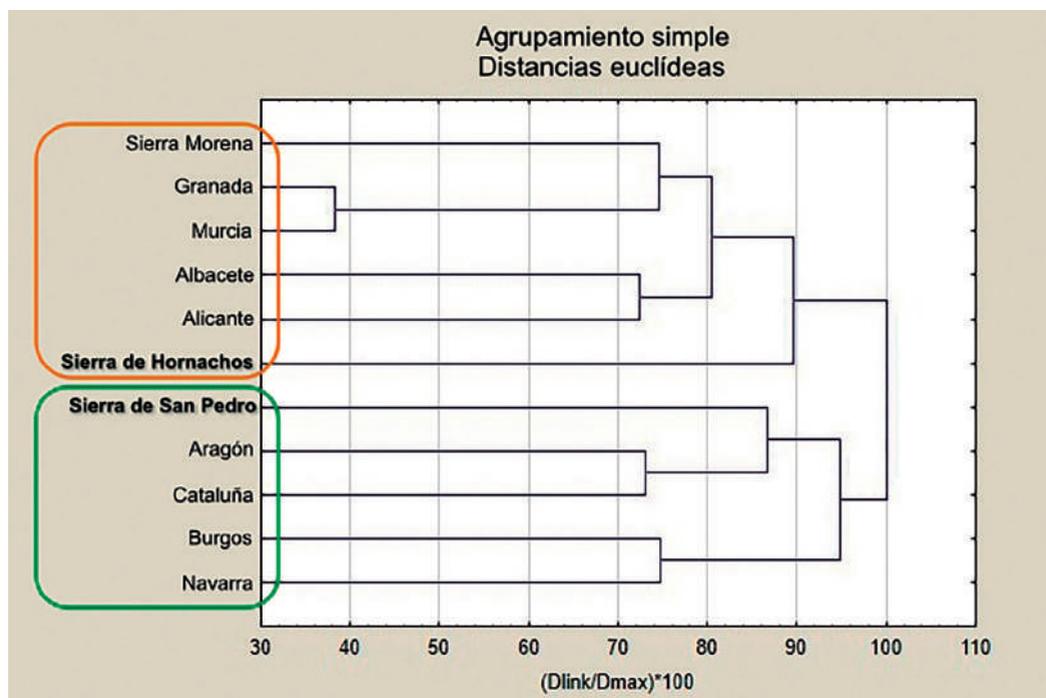


Figura 32. Análisis clúster de la alimentación del águila perdicera (*Aquila fasciata*) en España. Los datos utilizados son los referidos en la Tabla 17 del presente apartado.

En Extremadura, la mayor parte del territorio está cubierta por cotos de caza de distinta índole; así, mientras que en la Sierra de San Pedro predominan los cotos de caza mayor, en la Sierra de Hornachos los de caza menor son más abundantes (Junta de Extremadura, 2016b). Los cotos de caza menor de especies cinegéticas como el conejo y la perdiz deben presentar una estructura de vegetación con espacios abiertos y cobertura

no muy elevada de matorral, para que abunden dichas especies (Delibes-Mateos *et al.*, 2007; Tapia y Domínguez, 2007). Por el contrario, los cotos de caza mayor normalmente cuentan con una vegetación más densa. Al igual que ocurre en zonas del norte de España, donde la densidad de conejo es baja (Balco y Villafuerte, 1993), y por lo tanto, el águila perdicera tiene que seleccionar palomas y otras aves principalmente para su alimentación (Tabla 17, Figura 33); en Sierra de San Pedro este patrón trófico puede deberse a la existencia de cotos de caza mayor, donde la estructura de la vegetación no favorece la abundancia y la detectabilidad del conejo y la perdiz, y por lo tanto, el grueso de la alimentación de la rapaz lo constituyen las palomas y otras aves. Por otra parte, el entorno de Sierra de Hornachos se encuentra en una comarca con gran cantidad de cotos de caza menor, lo que explica que la perdiz y el conejo sean elementos clave en la dieta de esta rapaz. Además, en esta área, la reintroducción y asentamiento del lince ibérico (*Lynx pardinus*) también ha tenido un impacto positivo sobre estas especies cinegéticas. Se ha comprobado que a raíz de la reintroducción del felino en el Valle del Matachel, se ha producido un desplazamiento de mesodepredadores como el zorro (*Vulpes vulpes*) y el meloncillo (*Herpestes ichneumon*), provocando un aumento del conejo y la perdiz (Jiménez *et al.*, 2019).



Figura 33. águila perdicera (*Aquila fasciata*) alimentándose de paloma bravía (*Columba livia*). Autor: Ángel Sánchez García.

A pesar de la preferencia que puede mostrar el águila perdicera por una u otra presa en cada lugar (Tabla 17), se considera como una especie generalista, ya que en otros estudios no ha mostrado un patrón claro en la selección de sus presas (Gil-Sánchez, 1998). Este hecho está respaldado por los altos índices de diversidad trófica (H) obtenidos en varias zonas de España (Ontiveros, 2016): Murcia ($H = 2,55$; Martínez *et al.*, 1994), Cataluña ($H = 2,13$; Real, 1987) y Granada ($H = 1,83$; Ontiveros y Pleguezuelos, 2000). La plasticidad trófica que presenta —al contrario de lo que ha ocurrido en otras especies mucho más dependientes del conejo en su alimentación—, le permite adaptarse a disminuciones en la abundancia del lagomorfo (ocasionadas por la fiebre hemorrágica), induciendo un cambio hacia una dieta más diversa (Moleón *et al.*, 2012). La morfología del águila perdicera, con una relación menor entre el ancho y largo de las alas (Parellada *et al.*, 1984), le permite ejecutar persecuciones áreas más eficaces, principalmente sobre otras especies de aves. De este modo, la especie se puede adaptar perfectamente a la captura de aves, que constituyen el grueso de su dieta en zonas con menor disponibilidad de conejo (Real, 1987; Alcántara *et al.*, 2003), pudiendo tener esta diversificación trófica efectos negativos a corto plazo en la condición corporal de los pollos (Resano Mayor *et al.*, 2016).

La detectabilidad de las presas es igualmente importante que su abundancia. Se ha observado que el porcentaje de conejos en la dieta del águila perdicera está menos correlacionado con su abundancia en los territorios que con la superficie de áreas abiertas en los mismos (Ontiveros *et al.*, 2005). El conejo se encuentra ligado a zonas de dehesa en donde la cobertura del matorral no es muy extensa (Silvestre *et al.*, 2004), lugares en los que son más fácilmente detectables por el águila perdicera. Igual de importante es la abundancia y detectabilidad de la perdiz roja para la dieta de la especie, que a pesar de ser un ave relacionada con zonas agrícolas, también requiere de espacios abiertos o con cobertura media arbustiva (Lucio, 1991; Blanco-Aguiar *et al.*, 2004). El águila perdicera complementa su dieta con otras especies de aves cuando hay escasez de zonas abiertas, y por lo tanto disminuye la detectabilidad del conejo (Ontiveros *et al.*, 2005).

El conejo, en el caso de la zona de Sierra de Hornachos, supone por sí mismo casi un 50 % de la biomasa total consumida por el águila perdicera, frente a otro 50 % constituido por el total de aves (Tabla 18). El conejo resulta ser una presa de fácil captura (Delibes *et al.*, 1975), por lo que es muy rentable en términos energéticos. La perdiz es también otra presa de fácil captura, al ser un ave principalmente terrestre, que realiza vuelos cortos de escape (Calderón, 1981). Por el contrario, otras especies de aves como las palomas, requieren de un esfuerzo mayor para su captura, por lo que, sumado a una menor biomasa media, no resultan rentables energéticamente. Además de la cantidad de biomasa que ofrece el conejo como presa, se ha observado que los pollos cuyas dietas están basadas principalmente en esta presa, presentan una mejor condición corporal comparada con los que tienen una diversidad dietética mayor (Resano-Mayor *et al.*, 2016). Esta podría ser la explicación a los valores elevados en los parámetros reproductores que se han encontrado en el núcleo de Sierra de Hornachos y Valle del Matachel en el presente estudio (ver apartado 7.3.2. *Biología de la Reproducción*).

	CONEJO	OTROS MAMÍFEROS	PERDIZ	PALOMA	OTRAS AVES	REPTILES	TOTAL
Sierra de San Pedro	19 (21,7%)	1 (2,8%)	18 (9,9%)	85 (46,6%)	33 (18%)	6 (1%)	163
Sierra de Hornachos	49 (47,6%)	0 (0%)	58 (27%)	19 (8,9%)	33 (14,3%)	16 (2,2%)	176

Tabla 18. Número de presas y porcentaje de biomasa contenida en la dieta del águila perdicera (*Aquila fasciata*) durante el período reproductor durante el trienio 1998-2000 en dos zonas de Extremadura. Fuente: Cabeza-Arroyo y De la Cruz (2011).

Por otra parte, el tamaño del área de campeo que mantienen las rapaces puede ser reflejo de la dieta que tienen los individuos. Se ha observado que el tamaño de los territorios de las águilas perdiceras está correlacionado negativamente con la proporción de matorral en los mismos, de tal forma que a medida que aumenta el matorral, disminuye el área de campeo (Real et al., 2016). Como se ha comentado con anterioridad, la presencia de una superficie aceptable de matorral es de vital importancia para la especie, puesto que en estas zonas abundan algunas de sus principales presas, como son la perdiz y el conejo (Lucio, 1991; Blanco-Aguilar et al., 2004; Silvestre et al., 2004). En el estudio de Cabeza y De la Cruz (2011) se analizaron las áreas de campeo de tres individuos marcados, y aunque el tamaño muestral fue muy reducido, se puede apreciar una tendencia de menor tamaño en los territorios que se encuentran en zonas que ofrecen mejores recursos tróficos. El único macho marcado en Sierra de Hornachos (que posee un menor territorio de campeo entre los individuos monitorizados), sacó adelante hasta un total de seis volantones entre 1998 y 2000, a pesar de que la hembra tuvo que realizar una puesta de reposición en 1999 (Cabeza y De la Cruz, 2001). Por el contrario, los otros dos machos marcados en la Sierra de San Pedro (con territorios de campeo mayores), tuvieron una productividad menor en el mismo tiempo, sacando adelante en todo el periodo de estudio 3 y 2 pollos, respectivamente. No solo la composición de la dieta pudo haber afectado a esta baja productividad, sino que la gran extensión de los territorios también pudo haber desembocado en un menor tiempo de atención por parte de los progenitores hacia su descendencia, aumentando la probabilidad de muerte de los pollos debido a la depredación (Marzluff et al., 1997), o la exposición a la climatología adversa (Gil-Sánchez et al., 1996; 2004).

7. BIOLOGÍA DE LA REPRODUCCIÓN

7.1. INTRODUCCIÓN

El estudio de la biología de la reproducción de especies amenazadas es de vital importancia, tanto para estimar la evolución de sus poblaciones como para desarrollar programas de cría en cautividad en el caso de aquellas especies que necesiten refuerzos poblacionales (Rodríguez-Domínguez y Molina-Borja, 1998; Sung et al., 2014; Songsasen et al., 2019). El éxito reproductor y la tasa de supervivencia son componentes fundamentales para la viabilidad de las poblaciones animales silvestres (Manlik, 2019).

La biología de la reproducción se ve afectada por la limitación de recursos, que tiene consecuencias importantes sobre el tamaño de una población y la estructura de la comunidad, así como sobre el propio individuo (Newton, 1994). En las aves, uno de los recursos que mayor peso tienen y que actúan como factores limitantes para ciertas poblaciones reproductoras, teniendo gran influencia sobre los tamaños poblacionales de las mismas, son los lugares de nidificación (Newton, 1994; Cornelius *et al.*, 2008; Aitken *et al.*, 2012). Las aves rapaces son uno de los grupos que más condicionados se encuentran por este factor, y cuyo éxito reproductivo y tamaño poblacional está restringido por la disponibilidad de zonas de nidificación (Newton, 1979). Los hábitats rupícolas son zonas muy demandadas por las distintas especies rapaces que utilizan los roquedos como lugares donde situar sus nidos. Tal es la importancia de estos emplazamientos para las aves rapaces, que muchas veces se desencadenan eventos de competencia entre ellas (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).

Las características de los lugares de nidificación afectan al éxito reproductor a través de la influencia que ejercen sobre el microclima al que los adultos y pollos se encuentran expuestos durante un periodo crítico de su ciclo biológico (Fast *et al.*, 2007; Anctil *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). Sin embargo, la selección de lugares subóptimos requiere de 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, proteger y transferir calor a los pollos (Weathers, 1985; Williams, 1993; Margalida y Bertran, 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).

Por todo ello, es importante estudiar no solo los parámetros reproductivos que nos indican el estado de la población; sino también los recursos que limitan a la especie y que caracterizan las zonas que seleccionan para reproducirse.

7.2. METODOLOGÍA

7.2.1. Parámetros reproductores

Para estudiar la biología reproductora del águila perdicera en Extremadura, se ha procedido a analizar las tasas de reproducción anuales. Para ello, se ha calculado el número de años que se ha reproducido/intentos (PS, PP, TO) cada una de las parejas de águila perdicera a lo largo de los 15 años de seguimiento.

Posteriormente para el total de parejas se han obtenido las siguientes variables:

- **Población:** sumatorio de parejas seguras, parejas probables y territorios ocupados.
- **Parejas controladas:** sumatorio de parejas seguras y parejas probables, que son las que se consideran potencialmente reproductoras.

- **Parejas reproductoras:** total de parejas que han incubado.
- **% Parejas que se reproducen:** proporción de parejas que han incubado entre el total de parejas controladas.
- **Total de pollos:** sumatorio del total de pollos producidos por las distintas parejas reproductoras. Debido a que no existe un seguimiento posterior de los pollos que han producido las distintas parejas, se ha considerado para este estudio que todos los pollos existentes en la segunda visita han volado.
- **Nidadas de 1 pollo:** sumatorio del número de nidadas de 1 pollo
- **Nidadas de 2 pollos:** sumatorio del número de nidadas de 2 pollos
- **Nidadas de 3 pollos:** sumatorio del número de nidadas de 3 pollos
- **Parejas éxito reproductor:** proporción de parejas que han tenido pollos entre el total de parejas que han incubado.
- **Parejas fracaso reproductor:** Proporción de parejas que no han tenido pollos entre el total de parejas que han incubado.
- **Parejas productivas (controladas):** proporción de parejas que han tenido pollos entre el total de parejas controladas.
- **Tasa de vuelo:** total de pollos volados entre el total de parejas que han tenido pollos.
- **Éxito reproductor:** total de pollos volados entre el total de parejas que han incubado.
- **Productividad (controladas):** total de pollos volados entre el total de parejas controladas.

7.2.2. Selección del lugar de nidificación

La selección del lugar de nidificación del águila perdicera se ha determinado utilizando buffers de 500 m de radio alrededor de las localizaciones geográficas de las plataformas de cada una de las parejas. Dicha medida se basa en la utilización de cuadrículas 1 x 1 km UTM en estudios previos de selección del lugar de nidificación en rapaces (López-López *et al.*, 2006; López-López *et al.*, 2007c). El buffer de 500 m se ha aplicado a la ubicación de aquellas plataformas utilizadas (PS, PP) en el periodo 2017-2019 (Figura 34.A), que suman un total de 110 plataformas.

Los estudios de selección de hábitat requieren la comparación de las áreas de presencia de la especie con una selección de áreas aleatorias (ausencias) repartidas por toda el área de estudio, en proporción 1:2 (Morán-López *et al.*, 2006). Para establecer las localizaciones de ausencia de la especie se han creado 220 puntos aleatorios y su respectiva área buffer de 500 m (Figura 34.B), separados una distancia mínima de 5.000 m entre ellos, evitando la localización de su centroide en los grandes embalses de Extremadura y no pudiendo ser sus áreas coincidentes con ningún área de nidificación existente (Figura 34.B).

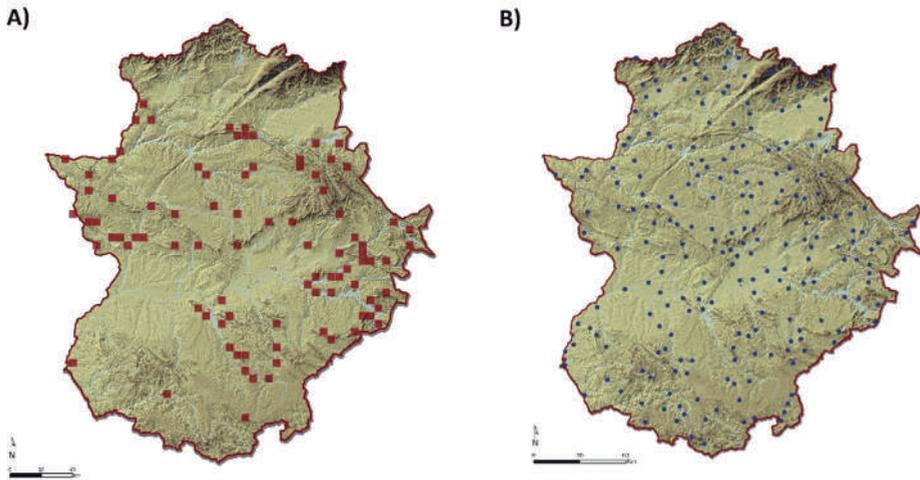


Figura 34. Distribución de las localizaciones de nidos activos ($n=110$) del águila perdicera (*Aquila fasciata*) durante el periodo 2017-2019 (A) y localizaciones aleatorias ($n=220$) (B). Nota: en el estudio se han utilizado buffers de 500 m de radio, pero por sensibilidad de los datos, en A) no se han representado como tal.

La selección del lugar de nidificación de la especie puede estar influenciada por distintos factores, definidos por una serie de variables explicativas (Anexo 1). Se han calculado para todas las variables los datos medios por hábitat circular de 500 m de lado, mediante las herramientas de estadística zonal del ArcGIS 10.1. 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.

El resto del proceso para obtener el modelo final de la selección del hábitat de la especie en la comunidad, junto a su favorabilidad, se ha realizado conforme a la metodología explicada en el apartado para el estudio del modelo de distribución (Ver apartado 1.2.4. *Modelo de distribución espacial del águila perdicera en Extremadura*).

7.2.3. Nidotópica

Para definir la nidotópica del águila perdicera se han utilizado los valores de las variables referentes a la orientación, altitud y pendiente (obtenidas del MDT25; Anexo I); así como de la litología (SITEX, 2021) y sustrato de nidificación (observaciones durante el censo de la especie) procedentes de cada una de las localizaciones de la especie (Figura 34.A).

Para analizar la preferencia en la orientación de los nidos, se han utilizado medidas de estadística circular, obtenidas a través del paquete *VecStatGraphs2D* del software R (Rodríguez *et al.*, 2014) y calculando el Test de Rayleigh para establecer la significación en los resultados (Pérez-Bote, 2020).

Para constatar la selección activa de lugares de nidificación de determinada pendiente y altitud, se han comparado los valores obtenidos en las localizaciones de la especie (Figura 34.A) con los valores de las localizaciones aleatorias (Figura 34. B), utilizando como método estadístico la t de Student.

7.2.4. Usurpaciones

Los parámetros reproductores del águila perdicera pueden verse afectados por la presencia de competidores (Carrete *et al.*, 2006), por lo que es de interés saber cuál es el grado de presión que ejercen otras especies sobre ella, para así poder tomar medidas en caso de que sean necesarias. Por ello, se han estudiado todas las usurpaciones de plataformas de nidificación en las que ha intervenido la especie, tanto aquellas en las que el águila perdicera ha sido víctima, como aquellas en las que ha sido autora de tales eventos. En este caso, primero se ha estudiado el número de parejas de águila perdicera que han sufrido dicho fenómeno y las especies que lo han causado. Posteriormente, se ha calculado el número de eventos de usurpación que han sufrido las distintas parejas a lo largo de toda la serie temporal, ya que una pareja ha podido sufrir usurpaciones en varias de sus plataformas en un mismo periodo reproductor o a lo largo de varios años. También se ha detallado el estatus reproductor de las parejas usurpadoras en las plataformas e igualmente el de la pareja que regentaba la plataforma antes de la usurpación. Todos estos datos también se han indicado para aquellas usurpaciones que han sido causadas por el águila perdicera sobre plataformas de otras especies.

7.3. RESULTADOS

7.3.1. Tasa de Reproducción anual de la población

A lo largo de los 15 años de estudio de la población extremeña, las parejas han sido parejas seguras un promedio de $6,67 \pm 4,87$ años, parejas probables $1,08 \pm 1,45$ años, han ocupado territorios sin tener comportamiento reproductor $1,19 \pm 1,60$ años, y han abandonado territorios un promedio de $2,80 \pm 3,94$ años (Tabla 19).

	PS		PP		TO		TA	
	PROM.	DESV.	PROM.	DESV.	PROM.	DESV.	PROM.	DESV.
La Serena	5,80	4,93	1,40	1,64	1,13	1,73	2,13	3,89
La Siberia	6,60	3,58	1,07	1,33	1,67	1,80	3,40	3,14
Orellana-Zújar	9,91	3,88	2,09	1,14	1,45	1,81	0,82	2,09
Riberos Tajo y Almonte	5,25	4,79	0,79	1,41	0,63	1,24	4,29	4,80
S. Hornachos y V. Matachel	9,00	4,62	0,30	0,67	1,00	1,25	0,20	0,42
S. San Pedro	7,09	5,03	1,09	1,81	1,70	2,05	1,91	2,95
Sierras Centrales	6,00	6,10	0,62	0,87	0,62	1,04	4,54	5,84
Tajo internacional	8,25	4,47	1,08	1,16	1,58	1,44	2,17	3,01
Villuercas - Ibores	5,44	4,97	1,56	1,92	1,28	1,84	3,33	4,16
Territ. Independientes	7,33	5,02	0,75	0,75	0,83	0,72	3,58	4,17
GENERAL	6,77	4,87	1,08	1,45	1,19	1,60	2,80	3,94

Tabla 19. Promedio y desviación típica de número de veces que las parejas de águila perdicera (*Aquila fasciata*) han sido PS (Pareja Segura), PP (Pareja Probable), TO (Territorio Ocupado) o TA (Territorio abandonado) en cada uno de los núcleos de estudio.

Evaluando la situación en cada uno de los núcleos, se observa que el núcleo de Orellana – Zújar ha presentado los mayores valores para el estatus de parejas seguras ($9,91 \pm 3,88$ años; Tabla 19). Le han seguido Hornachos y Valle del Matachel, con $9,00 \pm 4,62$ años, y el Tajo Internacional, con $8,25 \pm 4,47$ años (Tabla 19). Con estatus de pareja probable, los núcleos donde se han observado mayores valores promedios han sido Villuercas – Ibores ($1,56 \pm 1,92$ años), La Serena ($1,40 \pm 1,64$ años) y Sierra de San Pedro ($1,09 \pm 1,81$ años; Tabla 19). Por otra parte, con el estatus de territorio abandonado los valores mayores se han observado en los núcleos de Sierras Centrales ($4,54 \pm 5,84$ años), Riberos del Tajo y Almonte ($4,29 \pm 4,80$ años) y en el conjunto formado por los distintos territorios independientes ($3,58 \pm 4,17$ años; Tabla 19). Por último, respecto a los territorios no ocupados, los núcleos con mayores promedios han sido Sierra de San Pedro ($1,70 \pm 2,05$ años), La Siberia ($1,67 \pm 1,80$ años) y en el Tajo Internacional ($1,58 \pm 1,44$ años; Tabla 19).

Respecto al número de años en los que las parejas de un territorio se han mantenido como parejas seguras, los mayores valores se han observado en aquellas que han tenido este estatus entre 1 y 3 años, y en aquellas que lo han sido entre 11 y 13 años (Figura 35).

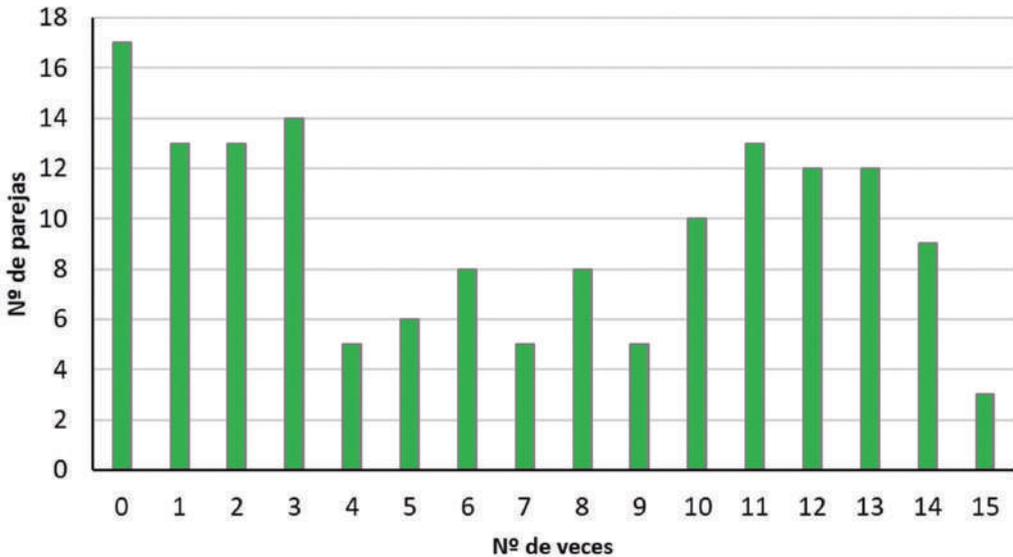


Figura 35. Número de parejas en función del número de veces que han sido parejas seguras (PS) en todo el periodo de estudio.

7.3.2. Parámetros reproductores de la población

A lo largo del periodo de estudio el 71,44 % de la población extremeña de águila perdicera se ha reproducido, siendo 2012, 2014 y 2017 los años en los que se llegaron a registrar cerca de un 90 % de parejas reproductoras (Tabla 20). En los 15 años de estudio, han nacido un total de 914 pollos, habiéndose obtenido durante el año 2014 la cifra máxima de 92 pollos (Tabla 20). Las nidadas de un pollo han sido las más comunes (375 nidadas), seguidas por las de dos pollos (265 nidadas), y siendo excepcionales las nidadas de tres pollos (3 nidadas).

	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2005-2019
Población (número de parejas)	90	96	97	96	84	87	91	84	93	95	97	93	93	91	96	1383
Parejas controladas	78	87	92	86	72	73	82	73	86	86	82	73	75	74	82	1201
Parejas reproductoras	54	59	43	70	61	27	67	66	75	78	0	65	68	59	66	858
% Parejas que se reproducen	69,23	67,82	46,74	81,4	84,72	36,99	81,71	90,41	87,21	90,7	0	89,04	90,67	79,73	80,49	71,44
Total de pollos	59	71	56	79	80	33	63	69	65	92	0	64	72	49	62	914
Nidadas de 1 pollo	21	28	20	26	26	15	37	26	31	34	0	30	28	25	28	375
Nidadas de 2 pollos	19	20	18	25	27	9	13	20	17	29	0	17	22	12	17	265
Nidadas de 3 pollos	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	3
% Parejas éxito reproductor	74,07	83,05	88,37	74,29	86,89	88,89	74,63	71,21	64	80,77	0	72,31	73,53	62,71	68,18	74,94
% Parejas fracaso reproductor	25,93	16,95	11,63	25,71	13,11	11,11	25,37	28,79	36	19,23	0	27,69	26,47	37,29	31,82	25,06
% Parejas productivas (controladas)	51,28	56,32	41,3	60,47	73,61	32,88	60,98	64,38	55,81	73,26	0	64,38	66,67	50	54,88	53,54
Tasa de vuelo	1,48	1,45	1,47	1,52	1,51	1,38	1,26	1,47	1,35	1,46	0	1,36	1,44	1,32	1,38	1,42
Éxito reproductor	1,09	1,2	1,3	1,13	1,31	1,22	0,94	1,05	0,87	1,18	0	0,98	1,06	0,83	0,94	1,07
Productividad (controladas)	0,76	0,82	0,61	0,92	1,11	0,45	0,77	0,95	0,76	1,07	0	0,88	0,96	0,66	0,76	0,76

Tabla 20. Parámetros reproductores del águila perdicera (*Aquila fasciata*) en Extremadura en el periodo comprendido entre 2005 y 2019.

El porcentaje de éxito reproductor, que expresa la cantidad de parejas que han tenido pollos frente al total de parejas que han incubado, ha sido de 74,94 % para toda Extremadura; produciéndose el máximo de 88,89 % durante el año 2010 (Tabla 20). Por otra parte, el porcentaje de parejas productivas, que muestra la cantidad de parejas que han conseguido tener pollos frente al total de parejas controladas, ha sido de 53,54 %; observándose el mayor valor durante el año 2009, con 73,61 %.

La tasa de vuelo para toda la población extremeña ha sido de 1,42 pollos volados por cada pareja que ha tenido descendencia, siendo 2008 y 2009 los años con una mayor productividad (1,52 y 1,51 respectivamente; Tabla 20). El éxito reproductor ha sido de 1,07 pollos volados por cada pareja que ha incubado, observándose los mayores valores en 2007 y 2009 (1,30 y 1,31 respectivamente; Tabla 20). Por último, la productividad de la población de águila perdicera en Extremadura ha sido de 0,76 pollos volados por cada una de las parejas que se han controlado, alcanzándose un valor máximo de 1,11 en el año 2009.

Los parámetros reproductores para cada uno de los núcleos en los que se agrupa la especie, se detallan a continuación:

• **La Serena**

El 67,59 % de las parejas que se han registrado a lo largo de todos los años de estudio en el núcleo de La Serena, han sido reproductoras. Durante cuatro años distintos todas las parejas controladas se han reproducido (Tabla 21).

Las distintas parejas han conseguido producir en toda la serie temporal hasta un total de 75 pollos en 15 años de estudio, dándose en 2009 la cifra máxima de 10 pollos. Las nidadas de un pollo y de dos han sido prácticamente igual de frecuentes (27 y 24 nidadas, respectivamente).

En este núcleo, el porcentaje del éxito reproductor ha sido de 69,86 %, obteniéndose el máximo de 100 % hasta en cuatro años distintos. Por otra parte, el porcentaje de parejas productivas ha sido de 47,22%, registrándose el máximo de este parámetro en 2009, con un 85,71 %.

En La Serena, la tasa de vuelo para toda la población ha sido de 1,47 pollos, produciéndose el mayor valor de 1,75 en 2011. El éxito reproductor ha sido de 1,03 pollos, observándose de igual forma el valor máximo de 1,75 en 2011. Por último, la productividad de la población ha sido de 0,69 pollos volados, obteniéndose el máximo de 1,43 en 2009.

• **La Siberia**

En el núcleo de La Siberia, el 75,65 % de la población de águila perdicera ha estado constituida por parejas reproductoras (Tabla 22). Todas las parejas se han reproducido en más de la mitad de los años en los que se ha monitorizado la población de la zona

LA SERENA	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2005-2019
Población (número de parejas)	9	9	9	9	7	7	7	8	8	7	8	8	9	9	11	125
Parejas controladas	8	9	9	5	7	6	7	6	8	6	7	7	8	7	8	108
Parejas reproductoras	6	2	2	5	6	4	4	6	5	6	0	6	7	6	8	73
% Parejas que se reproducen	75	22,22	22,22	100	85,71	66,67	57,14	100	62,5	100	0	85,71	87,5	85,71	100	67,59
Total de pollos	8	3	1	6	10	6	7	4	2	7	0	5	5	5	6	75
Nidadas de 1 pollo	2	1	1	2	2	2	1	2	2	3	0	5	1	1	2	27
Nidadas de 2 pollos	3	1	0	2	4	2	3	1	0	2	0	0	2	2	2	24
Nidadas de 3 pollos	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
% Parejas éxito reproductor	83,33	100	50	80	100	100	100	50	40	83,33	0	83,33	42,86	50	50	69,86
% Parejas fracaso reproductor	16,67	0	50	20	0	0	0	50	60	16,67	0	16,67	57,14	50	50	30,14
% Parejas productivas (controladas)	62,5	22,22	11,11	80	85,71	66,67	57,14	50	25	83,33	0	71,43	37,5	42,86	50	47,22
Tasa de vuelo	1,6	1,5	1	1,5	1,67	1,5	1,75	1,33	1	1,4	0	1	1,67	1,67	1,5	1,47
Éxito reproductor	1,33	1,5	0,5	1,2	1,67	1,5	1,75	0,67	0,4	1,17	0	0,83	0,71	0,83	0,75	1,03
Productividad (controladas)	1	0,33	0,11	1,2	1,43	1	1	0,67	0,25	1,17	0	0,71	0,63	0,71	0,75	0,69

Tabla 21. Parámetros reproductores del águila perdicera (*Aquila fasciata*) en La Serena en el período comprendido entre 2005 y 2019.

LA SIBERIA	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2005-2019
Población (número de parejas)	8	8	8	8	7	7	10	11	12	11	13	10	11	8	8	140
Parejas controladas	7	8	8	8	5	6	7	10	11	9	10	8	7	5	6	115
Parejas reproductoras	5	6	3	7	5	4	7	10	11	8	0	8	7	5	1	87
% Parejas que se reproducen	71,43	75	37,5	87,5	100	66,67	100	100	100	88,89	0	100	100	100	16,67	75,65
Total de pollos	6	9	2	8	7	4	8	9	13	8	0	12	8	4	2	100
Nidadas de 1 pollo	4	1	2	2	1	2	2	5	7	4	0	2	2	2	0	36
Nidadas de 2 pollos	1	4	0	3	3	1	3	2	3	2	0	5	3	1	1	32
Nidadas de 3 pollos	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
% Parejas éxito reproductor	100	83,33	66,67	71,43	80	75	71,43	70	90,91	75	0	87,5	71,43	60	100	78,16
% Parejas fracaso reproductor	0	16,67	33,33	28,57	20	25	28,57	30	9,09	25	0	12,5	28,57	40	0	21,84
% Parejas productivas (controladas)	71,43	62,5	25	62,5	80	50	71,43	70	90,91	66,67	0	87,5	71,43	60	16,67	59,13
Tasa de vuelo	1,2	1,8	1	1,6	1,75	1,33	1,6	1,29	1,3	1,33	0	1,71	1,6	1,33	2	1,47
Éxito reproductor	1,2	1,5	0,67	1,14	1,4	1	1,14	0,9	1,18	1	0	1,5	1,14	0,8	2	1,15
Productividad (controladas)	0,86	1,13	0,25	1	1,4	0,67	1,14	0,9	1,18	0,89	0	1,5	1,14	0,8	0,33	0,87

Tabla 22. Parámetros reproductores del águila perdicera (*Aquila fasciata*) en La Siberia en el período comprendido entre 2005 y 2019.

En La Siberia se ha registrado el nacimiento de 100 pollos a lo largo de todo el periodo de estudio, dándose el máximo en 2013, con 13 pollos. Al igual que en el núcleo anterior, tanto las nidadas de un pollo como las de dos se han producido prácticamente con la misma frecuencia (36 y 32 nidadas, respectivamente).

El 78,16 % de las parejas que han incubado, han tenido pollos, aumentando este porcentaje hasta el 100 % en los años 2005 y 2019. Sin embargo, del total de parejas controladas, solo el 59,13 % ha tenido pollos. Este último valor, que indica el porcentaje de parejas productivas, ha aumentado hasta el 90,91 % en 2013.

La tasa de vuelo para toda la población de La Siberia ha sido de 1,47 pollos volados, llegándose a producir una tasa de 2 en 2019. El éxito reproductor ha sido de 1,15 pollos volados, produciéndose de igual manera un máximo de 2 en 2019. En cuanto a la productividad de la población se refiere, el valor ha sido de 0,87 pollos volados, dándose el máximo de 1,50 en 2016.

• Orellana - Zújar

Mientras que para toda la serie temporal en el núcleo de Orellana-Zújar, el 75 % de la población ha estado constituida por parejas reproductoras; estudiando la situación por año se ha observado que el total de las parejas se han reproducido en hasta cuatro años distintos (Tabla 23).

Las parejas de águila perdicera del núcleo han conseguido producir un total de 106 pollos a lo largo de los distintos años, alcanzando en 2013 la cifra máxima de 12 pollos. En este núcleo, las nidadas de un pollo han sido mucho más comunes que las de dos (36 y 17 nidadas, respectivamente).

Respecto al porcentaje de éxito reproductor de las parejas, de forma global ha sido de 71,72 %, aumentando hasta el 100 % en 2005 y 2007. Por el contrario, el porcentaje de parejas reproductoras ha sido mucho menor (53,79 %), registrándose el máximo de este parámetro en 2006 (85,71 %).

En Orellana-Zújar, la tasa de vuelo ha sido de 1,49 pollos, produciéndose el mayor valor de dicha tasa en 2012, con 1,80. El éxito reproductor ha sido de 1,07 pollos volados, registrándose el máximo de 1,60 en 2005. La productividad de la población ha sido de 0,80 pollos volados, dándose el valor máximo en 2006, con 1,29.

• Riberos del Tajo y Almonte

En Riberos del Tajo y Almonte, para el promedio de todo el periodo de estudio se ha reproducido el 67,59 % de las parejas controladas, aumentando esta proporción hasta el 90,91 % en 2019 (Tabla 24).

ORELLANA - ZÚJAR	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2005-2019
Población (número de parejas)	9	10	10	10	9	9	9	10	11	11	10	10	10	10	10	148
Parejas controladas	7	7	9	9	7	9	9	9	11	10	10	6	10	9	10	132
Parejas reproductoras	5	7	2	9	6	7	7	9	10	9	0	6	9	5	8	99
% Parejas que se reproducen	71,43	100	22,22	100	85,71	77,78	77,78	100	90,91	90	0	100	90	55,56	80	75,00
Total de pollos	8	9	3	11	7	9	6	9	12	11	0	6	8	0	7	106
Nidadas de 1 pollo	2	3	1	3	3	3	6	1	2	5	0	2	4	0	1	36
Nidadas de 2 pollos	2	1	4	1	0	0	0	1	0	1	0	1	3	2	1	17
Nidadas de 3 pollos	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
% Parejas éxito reproductor	100	85,71	100	77,78	83,33	85,71	85,71	55,56	70	88,89	0	66,67	66,67	0	50	71,72
% Parejas fracaso reproductor	0	14,29	0	22,22	16,67	14,29	14,29	44,44	30	11,11	0	33,33	33,33	100	50	28,28
% Parejas productivas (controladas)	71,43	85,71	22,22	77,78	71,43	66,67	66,67	55,56	63,64	80	0	66,67	60	0	40	53,79
Tasa de vuelo	1,6	1,5	1,5	1,57	1,4	1,5	1	1,8	1,71	1,38	0	1,5	1,33	0	1,75	1,49
Éxito reproductor	1,6	1,29	1,5	1,22	1,17	1,29	0,86	1	1,2	1,22	0	1	0,89	0	0,88	1,07
Productividad (controladas)	1,14	1,29	0,33	1,22	1	1	0,67	1	1,09	1,1	0	1	0,8	0	0,7	0,8

Tabla 23. Parámetros reproductores del águila perdicera (*Aquila fasciata*) en Orellana-Zújar en el periodo comprendido entre 2005 y 2019.

RIBEROS DEL TAJO Y ALMONTE	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2005-2019
Población (número de parejas)	16	12	14	12	9	10	11	9	9	9	9	10	9	10	11	160
Parejas controladas	15	11	14	12	6	10	10	9	8	7	7	8	8	9	11	145
Parejas reproductoras	12	8	7	10	4	0	5	8	7	6	0	7	7	7	10	98
% Parejas que se reproducen	80	72,73	50	83,33	66,67	0	50	88,89	87,5	85,71	0	87,5	87,5	77,78	90,91	67,59
Total de pollos	13	7	10	12	3	0	4	10	3	6	0	4	9	6	9	96
Nidadas de 1 pollo	5	3	0	3	3	0	4	4	3	4	0	2	1	2	7	41
Nidadas de 2 pollos	4	2	5	3	0	0	0	3	0	1	0	1	4	2	1	26
Nidadas de 3 pollos	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
% Parejas éxito reproductor	75	62,5	71,43	70	75	0	80	87,5	42,86	83,33	0	42,86	71,43	57,14	80	69,39
% Parejas fracaso reproductor	25	37,5	28,57	30	25	0	20	12,5	57,14	16,67	0	57,14	28,57	42,86	20	30,61
% Parejas productivas (controladas)	60	45,45	35,71	58,33	50	0	40	77,78	37,5	71,43	0	37,5	62,5	44,44	72,73	46,9
Tasa de vuelo	1,44	1,4	2	1,71	1	0	1	1,43	1	1,2	0	1,33	1,8	1,5	1,13	1,41
Éxito reproductor	1,08	0,88	1,43	1,2	0,75	0	0,8	1,25	0,43	1	0	0,57	1,29	0,86	0,9	0,98
Productividad (controladas)	0,87	0,64	0,71	1	0,5	0	0,4	1,11	0,38	0,86	0	0,5	1,13	0,67	0,82	0,66

Tabla 24. Parámetros reproductores del águila perdicera (*Aquila fasciata*) en Riberos del Tajo y Almonte en el periodo comprendido entre 2005 y 2019.

Este núcleo ha aportado un total de 96 pollos de águila perdicera al total de la población extremeña. En el año 2005 se ha alcanzado el máximo de pollos producidos anualmente, con 13 individuos. Como ocurre en otros, en este núcleo las nidadas de un pollo se han producido mucho más frecuentemente que las de dos (41 y 26 nidadas, respectivamente).

El éxito reproductor ha sido de 69,39 %, dándose en 2012 el máximo de 87,50 %. En cuanto al porcentaje de parejas productivas se refiere, el valor de 46,90 % que se ha observado de forma global en la población, ha aumentado hasta el 77,78 % en 2012.

Respecto a la tasa de vuelo, para toda la población estudiada en el núcleo, ha sido de 1,41 pollos volados, produciéndose en 2007 una tasa de hasta 2 pollos volados. El éxito reproductor ha sido de 0,98 pollos volados, observándose el máximo de 1,43 en 2007. Por último, la productividad de la población ha sido de 0,66 pollos volados, alcanzándose un total de 1,13 en 2017.

· **Sierra de Hornachos y Valle del Matachel**

El núcleo de Sierra de Hornachos y Valle del Matachel es el que ha destacado por encima de todos en cuanto a los distintos parámetros reproductores estudiados se refiere. Es el núcleo que mayor proporción de parejas reproductoras respecto al total de parejas controladas ha tenido, con un 83,87 % para todo el conjunto del periodo de estudio (Tabla 25). Toda la población del núcleo se ha reproducido hasta en un total de 10 años de toda la serie temporal.

Aunque no es el núcleo en el que mayor número de pollos han nacido, las parejas han conseguido producir un total de 109 pollos, obteniendo en 2014 la cifra máxima de 14 pollos. Al contrario de lo que ocurre en otros núcleos, en Hornachos y Valle del Matachel las nidadas de dos pollos han sido más comunes que las de uno (37 y 29 nidadas, respectivamente). De las 3 nidadas de tres pollos que se han registrado para toda Extremadura, en este núcleo se han producido 2.

El porcentaje de éxito reproductor de la población ha sido el mayor de todos los núcleos de estudio, habiéndose alcanzado la cifra de 87,18 %, e incluso obteniéndose un 100 % de éxito reproductivo en un total de ocho años. La proporción de parejas productivas también ha sido la mayor, con un porcentaje del 73,12 %, y observándose un valor máximo del 100 % durante cinco años de la serie temporal.

De igual forma, los parámetros de tasa de vuelo, éxito reproductor y productividad han sido los mayores de entre todos los núcleos. La tasa de vuelo ha sido de 1,60 pollos volados por cada pareja que ha tenido descendencia, dándose el mayor valor de 2 en 2006, 2009 y 2012. El éxito reproductor ha sido de 1,40 pollos volados por cada pareja que se ha visto incubar, observándose el valor máximo de 2 en 2006, 2009 y 2012. Por último, la productividad de la población ha sido de 1,17 pollos volados por cada una de las parejas que se han controlado, obteniéndose el máximo de 2 en 2009 y 2012.

· Sierra de San Pedro

Sierra de San Pedro ha sido el núcleo con el mayor número de parejas reproductoras, sin embargo, estas cifras se han enmascarado cuando se han tratado los datos en términos proporcionales. De esta forma, a lo largo de toda la serie temporal, el 69,15 % de la población del núcleo ha sido reproductora. Solo en 2013, la totalidad de la población se ha reproducido (Tabla 26).

Este núcleo ha sido el que mayor número de pollos ha aportado al total de los individuos nacidos en Extremadura, con una cifra de 128 pollos. En 2009, se ha producido el pico de producción, con 15 pollos nacidos. Es el conjunto de parejas que mayor número de nidadas de un pollo ha recogido con respecto al resto de núcleos (64 nidadas), siendo este tipo de nidadas predominantes frente a las de dos (32 nidadas).

El porcentaje del éxito reproductor en el núcleo ha sido de 73,85 %, produciéndose un éxito del 100 % en 2007. Por el contrario, el porcentaje de parejas productivas ha sido de 51,06 %, observándose el valor máximo de 77,78 % en 2012.

Por último, la tasa de vuelo en Sierra de San Pedro ha sido de 1,33 pollos, registrándose las mayores cifras de 1,83 en 2019. El éxito reproductor ha sido de 0,98 pollos volados, con un valor máximo de 1,36 en 2009. En el caso de la productividad de la población, que ha sido de 0,68 pollos volados, el valor máximo se ha observado en 2009, con 1,15.

· Sierras Centrales

El núcleo de Sierras Centrales ha sido el que menor número de parejas reproductoras ha tenido, sin embargo, ha presentado el mayor porcentaje de parejas reproductoras frente a las controladas, con un 80,23 % de parejas reproductoras (Tabla 27). La totalidad de la población se ha reproducido en hasta 8 años.

Las parejas reproductoras han dado lugar a 75 pollos en todo el periodo de estudio, siendo 2006 el año en el que más individuos se han producido en este núcleo (10 pollos). En esta agrupación, han predominado las nidadas de un pollo frente a las de dos (45 y 15 nidadas, respectivamente).

El éxito reproductor en Sierras Centrales ha contado con un porcentaje del 86,96 %, llegando a alcanzar el 100 % en 8 años distintos. El porcentaje de parejas productivas ha sido de 69,77 %, registrándose el 100 % en 2006, 2008 y 2017.

La tasa de vuelo para toda la población del núcleo ha sido de 1,25 pollos volados, dándose la cifra de 1,50 entre 2012 y 2014. El éxito reproductor ha sido de 1,09 pollos volados, registrándose de igual forma un valor máximo de 1,50, pero esta vez en 2007. Por último, la productividad de la población ha sido de 0,87 pollos volados, aumentando este valor hasta 1,43 en 2006.

S. HORNACHOS Y V. MATACHEL	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2005-2019
Población (número de parejas)	4	4	4	5	4	6	6	6	6	9	9	10	10	10	10	103
Parejas controladas	4	4	4	5	4	6	6	5	6	8	9	7	9	8	8	93
Parejas reproductoras	3	3	4	5	4	5	6	5	6	8	0	7	9	5	8	78
% Parejas que se reproducen	75	75	100	100	100	83,33	100	100	100	100	0	100	100	62,5	100	83,87
Total de pollos	5	6	7	7	8	8	8	10	6	14	0	10	8	6	6	109
Nidadas de 1 pollo	1	1	1	1	0	2	2	1	4	2	0	4	4	2	4	29
Nidadas de 2 pollos	2	1	3	3	4	3	3	3	1	6	0	3	2	2	1	37
Nidadas de 3 pollos	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2
% Parejas éxito reproductor	100	100	100	80	100	100	83,33	100	83,33	100	0	100	66,67	80	62,5	87,18
% Parejas fracaso reproductor	0	0	0	20	0	0	16,67	0	16,67	0	0	0	33,33	20	37,5	12,82
% Parejas productivas (controladas)	75	75	100	80	100	83,33	83,33	100	83,33	100	0	100	66,67	50	62,5	73,12
Tasa de vuelo	1,67	2	1,75	1,75	2	1,6	1,6	2	1,2	1,75	0	1,43	1,33	1,5	1,2	1,6
Éxito reproductor	1,67	2	1,75	1,4	2	1,6	1,33	2	1	1,75	0	1,43	0,89	1,2	0,75	1,4
Productividad (controladas)	1,25	1,5	1,75	1,4	2	1,33	1,33	2	1	1,75	0	1,43	0,89	0,75	0,75	1,17

Tabla 25. Parámetros reproductores del águila perdicera (Aguila fasciata) en Sierra de Hornachos y Valle del Matachel en el periodo comprendido entre 2005 y 2019.

SIERRA DE SAN PEDRO	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2005-2019
Población (número de parejas)	16	16	16	15	14	14	15	11	14	15	16	18	18	14	15	227
Parejas controladas	14	15	13	13	13	7	12	9	11	15	13	16	13	12	12	188
Parejas reproductoras	7	10	6	10	11	2	11	8	11	12	0	11	10	10	11	130
% Parejas que se reproducen	50	66,67	46,15	76,92	84,62	28,57	91,67	88,89	100	80	0	68,75	76,92	83,33	91,67	69,15
Total de pollos	6	9	8	6	15	1	9	10	11	11	0	7	13	11	11	128
Nidadas de 1 pollo	2	7	4	4	5	1	7	4	5	5	0	7	5	7	1	64
Nidadas de 2 pollos	2	1	2	1	5	0	1	3	3	3	0	0	4	2	5	32
Nidadas de 3 pollos	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
% Parejas éxito reproductor	57,14	80	100	50	90,91	50	72,73	87,5	72,73	66,67	0	63,64	90	90	54,55	73,85
% Parejas fracaso reproductor	42,86	20	0	50	9,09	50	27,27	12,5	27,27	33,33	0	36,36	10	10	45,45	26,15
% Parejas productivas (controladas)	28,57	53,33	46,15	38,46	76,92	14,29	66,67	77,78	72,73	53,33	0	43,75	69,23	75	50	51,06
Tasa de vuelo	1,5	1,33	1,33	1,2	1,5	1	1,13	1,43	1,38	1,38	0	1	1,44	1,22	1,83	1,33
Éxito reproductor	0,86	0,9	1,33	0,6	1,36	0,5	0,82	1,25	1	0,92	0	0,64	1,3	1,1	1	0,98
Productividad (controladas)	0,43	0,6	0,62	0,46	1,15	0,14	0,75	1,11	1	0,73	0	0,44	1	0,92	0,92	0,68

Tabla 26. Parámetros reproductores del águila perdicera (Aguila fasciata) en Sierra de San Pedro en el periodo comprendido entre 2005 y 2019.

SIERRAS CENTRALES	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2005-2019
Población (número de parejas)	6	7	7	7	7	7	6	6	6	5	6	6	5	6	7	94
Parejas controladas	6	7	7	6	6	6	5	5	5	5	6	6	4	6	6	86
Parejas reproductoras	4	7	4	6	5	4	5	5	5	5	0	6	4	4	5	69
% Parejas que se reproducen	66,67	100	57,14	100	83,33	66,67	100	100	100	100	0	100	100	66,67	83,33	80,23
Total de pollos	2	10	6	8	5	4	4	6	3	6	0	7	4	5	5	75
Nidadas de 1 pollo	2	4	2	4	5	4	4	2	1	2	0	3	4	3	5	45
Nidadas de 2 pollos	0	3	2	2	0	0	0	2	1	2	0	2	0	1	0	15
Nidadas de 3 pollos	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
% Parejas éxito reproductor	50	100	100	100	100	100	80	80	40	80	0	83,33	100	100	100	86,96
% Parejas fracaso reproductor	50	0	0	0	0	0	20	20	60	20	0	16,67	0	0	0	13,04
% Parejas productivas (controladas)	33,33	100	57,14	100	83,33	66,67	80	80	40	80	0	83,33	100	66,67	83,33	69,77
Tasa de vuelo	1	1,43	1,5	1,33	1	1	1	1,5	1,5	1,5	0	1,4	1	1,25	1	1,25
Éxito reproductor	0,5	1,43	1,5	1,33	1	1	0,8	1,2	0,6	1,2	0	1,17	1	1,25	1	1,09
Productividad (controladas)	0,33	1,43	0,86	1,33	0,83	0,67	0,8	1,2	0,6	1,2	0	1,17	1	0,83	0,83	0,87

Tabla 27. Parámetros reproductores del águila perdicera (*Aquila fasciata*) en Sierras Centrales en el periodo comprendido entre 2005 y 2019.

TAJO INTERNACIONAL	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2005-2019
Población (número de parejas)	7	9	8	9	8	8	10	10	9	10	10	7	8	9	9	131
Parejas controladas	5	8	8	9	8	7	9	7	9	8	7	6	6	8	7	112
Parejas reproductoras	3	4	7	6	6	0	9	6	9	8	0	6	6	7	6	83
% Parejas que se reproducen	60	50	87,5	66,67	75	0	100	85,71	100	100	0	100	100	87,5	85,71	74,11
Total de pollos	2	4	9	6	7	0	6	6	11	7	0	4	6	6	7	81
Nidadas de 1 pollo	0	2	5	2	3	0	4	4	5	5	0	4	4	6	5	49
Nidadas de 2 pollos	1	1	2	2	2	0	1	1	3	1	0	0	1	0	1	16
Nidadas de 3 pollos	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
% Parejas éxito reproductor	33,33	75	100	66,67	83,33	0	55,56	83,33	88,89	75	0	66,67	83,33	85,71	100	78,31
% Parejas fracaso reproductor	66,67	25	0	33,33	16,67	0	44,44	16,67	11,11	25	0	33,33	16,67	14,29	0	21,69
% Parejas productivas (controladas)	20	37,5	87,5	44,44	62,5	0	55,56	71,43	88,89	75	0	66,67	83,33	75	85,71	58,04
Tasa de vuelo	2	1,33	1,29	1,5	1,4	0	1,2	1,2	1,38	1,17	0	1	1,2	1	1,17	1,25
Éxito reproductor	0,67	1	1,29	1	1,17	0	0,67	1	1,22	0,88	0	0,67	1	0,86	1,17	0,98
Productividad (controladas)	0,4	0,5	1,13	0,67	0,88	0	0,67	0,86	1,22	0,88	0	0,67	1	0,75	1	0,72

Tabla 28. Parámetros reproductores del águila perdicera (*Aquila fasciata*) en el Tajo Internacional en el periodo comprendido entre 2005 y 2019.

• Tajo Internacional

En este núcleo, en todo el periodo de estudio se ha observado que el 74,11 % de la población ha sido reproductora (Tabla 28). Toda la población ha sido reproductora en un total de 5 años.

Todas las parejas reproductoras han producido 81 pollos, dándose el máximo de en el año 2013, con 11 pollos. En este núcleo han predominado las nidadas de un pollo frente a las de dos (49 y 16 nidadas, respectivamente).

En el Tajo Internacional, el porcentaje del éxito reproductor ha sido del 78,31 %, obteniéndose un porcentaje del 100 % tanto en 2007 como 2019. Respecto a las parejas reproductivas, el porcentaje ha sido de 58,04 %, produciéndose el valor máximo de 88,89 % en 2013.

La tasa de vuelo, la menor de todos los núcleos estudiados, ha sido de 1,25 pollos volados, dándose el mayor valor de 2 en 2005. El éxito reproductor ha sido de 0,98 pollos volados, llegándose a alcanzar un máximo de 1,29 en 2007. En cuanto a la productividad de la población se refiere, ha sido de 0,72 pollos volados, con un valor máximo de 1,22 en 2013.

• Villuercas – Ibores

Villuercas-Ibores es el núcleo que peores datos ha mostrado en los distintos parámetros reproductores. Tan solo poco más de la mitad de la población ha sido reproductora (56 %; Tabla 29). Aun así, en 2005, 2017 y 2018 esta cifra aumentó hasta el 83,33 %.

La producción de pollos por parte de las parejas reproductoras ha sido la menor de todos los núcleos, con un total de 60 pollos, y una máxima de 11 pollos en 2014. Las nidadas de un pollo han sido más frecuentes que las de dos (26 y 17 nidadas, respectivamente).

El porcentaje del éxito reproductor ha sido el más bajo de todos los núcleos de estudio, con un 61,43 %. A pesar de ello, en 2007, el éxito ha sido del 100 %. El porcentaje de parejas productivas también ha sido muy bajo, con tan solo un 34,40 %, observándose el valor máximo de 60 % en 2014.

Mientras que la tasa de vuelo en Villuercas - Ibores ha sido de 1,40 pollos volados, con un máximo de 2 en 2018; los valores de los parámetros restantes también han sido los más bajos que se han registrado respecto a las diferentes poblaciones extremeñas estudiadas. El éxito reproductor ha sido de 0,86 pollos volados por cada pareja, llegándose a alcanzar la cifra de 1,50 en 2007; mientras que la productividad de la población ha sido de 0,48 pollos volados, con un máximo de 1,10 en 2014.

• Territorios Independientes

El conjunto formado por todas aquellas parejas que se encontraban en territorios independientes del resto de núcleos, ha mostrado un 72,16 % de parejas reproductoras respecto al total de parejas controladas (Tabla 30). En este conjunto, la totalidad de las parejas se ha conseguido reproducir hasta en 6 años distintos.

Las distintas parejas han producido hasta un total de 84 pollos, registrándose la cifra máxima de 11 pollos en 2014. Entre estas parejas reproductoras, han sido más comunes las nidadas de dos pollos que las de uno (31 y 22 nidadas, respectivamente).

En estos territorios, el porcentaje del éxito reproductor ha sido de 75,71 % para todo el conjunto, con un porcentaje máximo del 100 % registrado en un total de 5 años. Por otra parte, el porcentaje de parejas productivas ha sido de 54,64 %, produciéndose el porcentaje máximo del 100 % en 2009, 2016 y 2017.

Por último, la tasa de vuelo para toda la población de este conjunto ha sido de 1,58 pollos volados por cada pareja que ha tenido descendencia, dándose los mayores valores de la tasa tanto en 2005 como 2012 (2 pollos volados). El éxito reproductor ha sido de 1,20 pollos volados por cada pareja que ha incubado, observándose el valor máximo de 1,83 en 2009. La productividad ha sido de 0,87 pollos volados por cada una de las parejas que se han controlado, aumentando dicha cifra hasta 1,83 en 2009.

La metodología utilizada en los estudios de biología de la reproducción de la especie difiere en los diferentes trabajos existentes, ya que los autores definen los parámetros reproductores con criterios dispares (Tabla 31). Teniendo esto en cuenta, y tomando como referencia los datos del último censo de la SEO (Del Moral y Molina, 2018), los datos de éxito reproductivo y tasa de vuelo de todo el periodo de estudio, aunque inferiores, se aproximarían a los de la media de toda la población española (Tabla 31). Los valores de la productividad de las parejas extremeñas, se encuentran por debajo de la media nacional (Tabla 31). En relación con los datos registrados en otras comunidades autónomas, los datos globales del presente estudio colocarían a Extremadura por debajo de Cataluña en el caso de la productividad (productividad de la población catalana: 0,84; Del Moral y Molina, 2018), y por debajo de Aragón en cuanto al éxito reproductor y la tasa de vuelo se refiere (éxito reproductor y tasa de vuelo de la población aragonesa: 1,11 y 1,43, respectivamente; Del Moral y Molina, 2018).

Es necesario tener presente que existe una gran variabilidad de los valores obtenidos en las distintas poblaciones extremeñas. El núcleo de Hornachos y Valle del Matachel supera a la media nacional en todos los parámetros, llegando incluso a alcanzar los mismos valores de éxito reproductor y productividad que las poblaciones de aquellas comunidades con mejores datos (éxito reproductor de la población balear: 1,40, productividad de la población andaluza: 1,17; Del Moral y Molina, 2018).

VILLUERCAS - IBORES	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2005-2019
Población (número de parejas)	8	12	12	12	12	12	11	7	11	10	8	7	8	9	9	148
Parejas controladas	6	10	11	11	10	10	11	7	10	10	5	4	6	6	8	125
Parejas reproductoras	5	6	2	6	8	0	9	4	6	8	0	3	5	5	3	70
% Parejas que se reproducen	83,33	60	18,18	54,55	80	0	81,82	57,14	60	80	0	75	83,33	83,33	37,5	56,00
Total de pollos	3	7	3	7	7	0	5	3	4	11	0	0	5	2	3	60
Nidadas de 1 pollo	3	3	1	3	3	0	5	3	2	1	0	0	1	0	1	26
Nidadas de 2 pollos	0	2	1	2	2	0	0	0	1	5	0	0	2	1	1	17
Nidadas de 3 pollos	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
% Parejas éxito reproductor	60	83,33	100	83,33	62,5	0	55,56	75	50	75	0	0	60	20	66,67	61,43
% Parejas fracaso reproductor	40	16,67	0	16,67	37,5	0	44,44	25	50	25	0	100	40	80	33,33	38,57
% Parejas productivas (controladas)	50	50	18,18	45,45	50	0	45,45	42,86	30	60	0	0	50	16,67	25	34,40
Tasa de vuelo	1	1,4	1,5	1,4	1,4	0	1	1	1,33	1,83	0	0	1,67	2	1,5	1,4
Éxito reproductor	0,6	1,17	1,5	1,17	0,88	0	0,56	0,75	0,67	1,38	0	0	1	0,4	1	0,86
Productividad (controladas)	0,5	0,7	0,27	0,64	0,7	0	0,45	0,43	0,4	1,1	0	0	0,83	0,33	0,38	0,48

Tabla 29. Parámetros reproductores del águila perdicera (*Aquila fasciata*) en Villuercas-Ibores en el periodo comprendido entre 2005 y 2019.

TERRITORIOS INDEPENDIENTES	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2005-2019
Población (número de parejas)	7	9	9	9	7	7	6	6	7	8	8	7	5	6	6	107
Parejas controladas	6	8	9	8	6	6	6	6	7	8	8	5	4	4	6	97
Parejas reproductoras	4	6	6	6	6	1	4	5	5	8	0	5	4	4	6	70
% Parejas que se reproducen	66,67	75	66,67	75	100	16,67	66,67	83,33	71,43	100	0	100	100	100	100	72,16
Total de pollos	6	7	7	8	11	1	6	2	0	11	0	9	6	4	6	84
Nidadas de 1 pollo	0	3	3	2	1	1	2	0	0	3	0	1	2	2	2	22
Nidadas de 2 pollos	3	2	2	3	5	0	2	1	0	4	0	4	2	1	2	31
Nidadas de 3 pollos	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
% Parejas éxito reproductor	75	83,33	83,33	83,33	100	100	100	20	0	87,5	0	100	100	75	66,67	75,71
% Parejas fracaso reproductor	25	16,67	16,67	16,67	0	0	0	80	100	12,5	0	0	0	25	33,33	24,29
% Parejas productivas (controladas)	50	62,5	55,56	62,5	100	16,67	66,67	16,67	0	87,5	0	100	100	75	66,67	54,64
Tasa de vuelo	2	1,4	1,4	1,6	1,83	1	1,5	2	0	1,57	0	1,8	1,5	1,33	1,5	1,58
Éxito reproductor	1,5	1,17	1,17	1,33	1,83	1	1,5	0,4	0	1,38	0	1,8	1,5	1	1	1,2
Productividad (controladas)	1	0,88	0,78	1	1,83	0,17	1	0,33	0	1,38	0	1,8	1,5	1	1	0,87

Tabla 30. Parámetros reproductores del águila perdicera (*Aquila fasciata*) en los distintos territorios independientes en el periodo comprendido entre 2005 y 2019.

Junto a la población de águila perdicera de Hornachos y Valle del Matachel, las poblaciones de La Siberia y Sierras Centrales han sido las que mayores valores de éxito reproductor y productividad han presentado. En el núcleo de Hornachos y Valle del Matachel, tal hecho iría en consonancia con la tendencia positiva que ha mostrado el águila perdicera en el núcleo. Las condiciones para la especie en esta zona parecen ser óptimas, permitiendo que exista una alta proporción de nidadas con dos pollos frente a las de uno. Esto podría ser resultado de una abundancia de alimento en el área, puesto que la abundancia de la presa predilecta de ciertas rapaces se ha visto que puede favorecer la prevalencia de nidadas con un número de pollos mayor (Serventy y Whittell, 1967; Olsen y Marples, 1992). No solo la cantidad de alimento, sino también el tipo: en Hornachos y Valle del Matachel, la abundancia de conejo es lo que podría estar provocando dicho fenómeno (Ver apartado 6.3.1. *Ecología trófica de la especie en Extremadura*). En el águila perdicera se ha observado que aquellas parejas que explotan presas como el conejo o la perdiz, suelen tener dos pollos (Resano-Mayor et al., 2014). Una mayor consumición de conejo, se ha visto que mejora la condición corporal de los pollos, todo ello reflejado en niveles bajos de colesterol en plasma, una actividad enzimática mayor (encargada del catabolismo proteico) y una actividad menor de la glutatión peroxidasa (indicativa de un menor grado de estrés oxidativo) (Resano-Mayor et al., 2016). Por el contrario, una diversidad dietética mayor produce niveles de glutatión oxidada mayores, lo que sugiere que estos pollos tienen una peor condición corporal que aquellos que basan su dieta principalmente en un único tipo de presa (Resano-Mayor et al., 2016). Por el contrario, la baja productividad que se ha registrado en el núcleo de Villuercas-Ibores podría deberse a varios factores. Puesto que no es posible saber si realmente una baja disponibilidad de alimento es la responsable de este fenómeno; una posible causa podría ser la existencia de parejas inexpertas en donde uno de los dos individuos o ambos podrían ser subadultos. Este tipo de parejas, con productividad menor, se suelen encontrar en territorios de menor calidad que aquellas parejas formadas por dos individuos adultos con mayor experiencia (Penteriani et al., 2003). Sin embargo, es difícil demostrar la existencia de parejas mixtas en este núcleo debido a que durante los censos no se han registrado las edades de los integrantes de las parejas. En Villuercas-Ibores, la principal explicación de la baja productividad de las parejas puede ser la presencia del buitre leonado (*Gyps fulvus*), que como se verá más adelante, ha desplazado a distintas parejas de sus plataformas de nidificación (Ver apartado 7.3.5. *Usurpaciones*). Los distintos parámetros reproductores obtenidos en Extremadura presentan una variación latitudinal, disminuyendo en los núcleos más septentrionales de la comunidad (Figura 36), patrón que se ha observado a nivel nacional (López-López et al., 2007a). Dentro de un rango de distribución óptima, una especie puede sobrevivir y mantener valores poblacionales altos; sin embargo, a medida que se acerca a las zonas marginales de su distribución, está sometida a un estrés fisiológico mayor, lo que hace que los números poblacionales sean menores (Cox et al., 2016). Se conoce que la temperatura media anual es la variable climática explicativa del éxito reproductivo del águila perdicera a lo largo de su rango de distribución latitudinal en el Mediterráneo occidental (Ontiveros y Pleguezuelos, 2003b). La temperatura, asociada a la disponibilidad de presas y a la presencia de competidores, podría ser otro de los factores limitantes del éxito reproductivo del águila perdicera en Extremadura: las poblaciones más meridionales, donde la temperatura y la disponibilidad de la presa predilecta son mayores, y la presencia de buitre leonado es menor, tienen un éxito reproductivo y productividad mayores en comparación con los núcleos donde las variables son adversas (zonas septentrionales).

FUENTE	PERIODO DE ESTUDIO	ÁREA DE ESTUDIO	ÉXITO REPRODUCTIVO	PRODUCTIVIDAD	TASA DE VUELO	PAREJAS (N)
Alamany et al. (1984)	1970-83	Cataluña	1,24 pollos/ pareja/año	1,12 pollos/ pareja/año	1,50 pollos/ pareja/año	32
Baguena et al. (1987)	1984	Valencia	-	0,66 pollos/ pareja/año	-	-
Rico et al. (1990)	1988-90	Alicante	-	1,21 pollos/ pareja/año	-	24
Rico et al. (1999)	1996-98	Valencia	-	-	1,64 pollos/ pareja exitosa	36
López-López et al. (2007a)	2002-06	Castellón	0,82 ± 0,08 parejas reproductoras exitosas (n=131)	1,15 ± 0,15 pollos/ pareja/año (n=131)	1,39 ± 0,11 pollos/ pareja exitosa (n=108)	28-33
Martinez et al. (1988)	1984-1987	Albacete	-	1,5 pollos/pareja/año	-	3
Carrete et al. (2002)	1983-97	Murcia	1,35 ± 0,70 pollos/pareja que incubaba (n=171)	1,13 ± 0,81 pollos/ pareja/año (n=218)	-	17-35
Jordano (1981)	1975-1978	Sierra Morena	-	0,8-1,8 pollos/ pareja/año	1,5-2,0 pollos/ pareja que incubaba	10
Del Junco (1984)	1981-82	Cordilleras Béticas	-	1,27 pollos/ pareja/año	-	30
Penteriani et al. (2003)	1980-2000	Cordilleras Béticas	-	1,38 ± 0,71 pollos/ pareja (n=591)	1,59 ± 0,51 pollos/ parejas exitosas (n=518)	-
Gil-Sánchez et al. (1994)	1994	Granada	100% parejas reproductoras exitosas	1,50 pollos/pareja	1,61 pollos/ pareja exitosa	14
Ontiveros y Pleguezuelos (2000)	1994-98	Granada	-	1,42 ± 0,38 (n=19)	-	19

Tabla 31. Parámetros reproductores del águila perdicera (*Aquila fasciata*) en distintos lugares (Modificado de López-López et al., 2007a). Los parámetros se expresan tal y como aparecen en los estudios originales.

FUENTE	PERIODO DE ESTUDIO	ÁREA DE ESTUDIO	ÉXITO REPRODUCTIVO	PRODUCTIVIDAD	TASA DE VUELO	PAREJAS (N)
Ontiveros y Pleguezuelos (2003a)	1994-2001	Granada	77,3% parejas reproductoras exitosas (n=150)	1,34 ± 0,76 (n=150)	-	16-22
Gil-Sánchez et al. (2004)	1994-2002	Granada	86,6 ± 6,4 parejas reproductoras exitosas	1,43 ± 0,11 pollos/ pareja/año	1,66 ± 0,04 pollos/ pareja exitosa/año	18-33
Bergier y Naurois (1985)	-	Cordillera del Atlas (Marruecos)	-	1,50 pollos/ pareja/año	-	25
Cheyland (1981)	1956-80	Provenza (Francia)	75% parejas reproductoras exitosas	1,17 pollos/ pareja/año (n=104)	-	26
Perennou (1989)	1989	Provenza y Languedoc	0,71 pollos/ pareja que incuba	0,89 pollos/ pareja	-	19
Arroyo et al. (1995)	1990	España	54,0% parejas reproductoras exitosas (n=198)	0,82 pollos/ pareja (n=198)	1,56 pollos/ pareja exitosa (n=172)	198
Real y Mañosa (1997)	1980-1994	España y Provenza	-	0,36 -1,24 pollos/ pareja/año	-	-
Del Moral (2006)	2005	España	1,17 pollos/ pareja que incuba	0,92 pollos/ pareja	1,43 pollos/ pareja exitosa	628
Del Moral y Molina (2018)	2018	España	1,14 pollos/ pareja que incuba	0,91 pollos/pareja	1,51 pollos/ pareja exitosa	587
Del Hoyo et al. (1994)	-	Mundial	1,0 - 1,5 pollos/ nidada	-	1,4 - 1,6 pollos/ intento reproductor	-

Tabla 31 (Cont.). Parámetros reproductores del águila perdicera (*Aquila fasciata*) en distintos lugares (Modificado de López-López et al., 2007a). Los parámetros se expresan tal y como aparecen en los estudios originales.

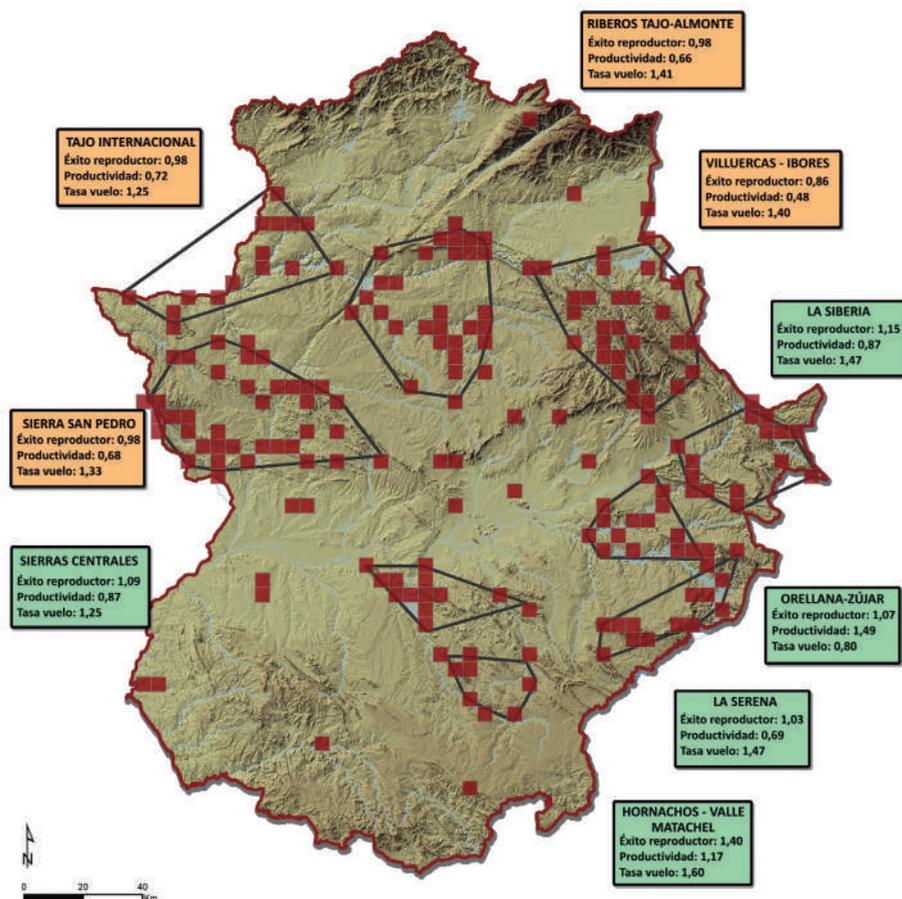


Figura 36. Resumen de los parámetros reproductores en los distintos núcleos del águila perdicera (*Aquila fasciata*) en la comunidad. Se observa que los valores de los parámetros son mayores (verde) en los núcleos de la provincia de Badajoz que en los de Cáceres (naranja).

7.3.3. Selección del lugar de nidificación

En el estudio de la selección del lugar de nidificación del águila perdicera en Extremadura, la técnica FDR ha mostrado un resultado de 12 variables significativas de un total de 29 variables disponibles, las cuales han sido incluidas en el modelo final de regresión logística, y que a su vez ha configurado finalmente en cuatro pasos un modelo de cuatro variables explicativas (Tabla 32). Los valores de bondad del modelo han indicado la existencia de diferencias significativas ($HyL > 0,05$) entre lo observado y lo esperado, de acuerdo a la prueba de Hosmer y Lemeshow ($HyL = 0,719$).

La mitad de las variables incluidas en el modelo final han tenido una componente positiva, mientras que la otra mitad, negativa. Dentro de las variables positivas ha aparecido la pendiente (Slope), con el mayor peso en el modelo, y la presencia de eucaliptos (EUCSPP) con un menor peso. Por el contrario, las variables con componente negativa han sido la altitud máxima (AltMax), que fue la segunda variable de mayor peso en el modelo, y la altura por encima del nido (AlturaSup).

	VARIABLES	β	E.T.	WALD	SIG.	EXP(B)
1	Slope(+)	0,467	0,054	75,983	0,000	1,596
2	AltMax(-)	-0,007	0,001	28,204	0,000	0,993
3	EUCSPP(+)	0,107	0,035	9,482	0,002	1,112
4	AlturaSup(-)	-0,011	0,004	6,299	0,012	0,989
	Constante	-1,692	0,444	14,529	0,000	0,184

Tabla 32. Variables en el último paso de la regresión logística (Paso 4), ordenadas por su inclusión en el modelo. β : 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 área de nidificación de las parejas activas (Figura 37) han mostrado que el 44,5 % de estas localizaciones han estado en el rango más alto de favorabilidad, encontrando solo cuatro plataformas en la categoría más desfavorable.

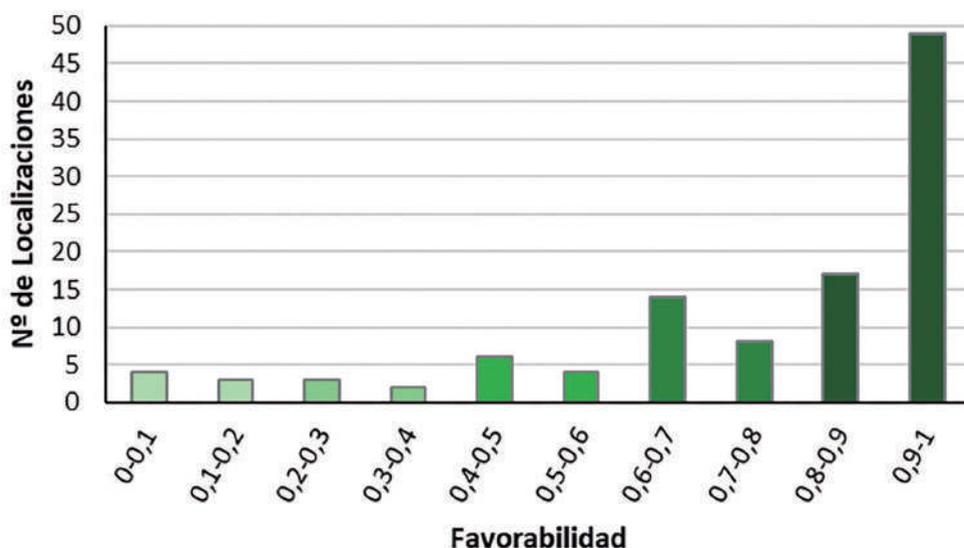


Figura 37. Frecuencias del número de plataformas activas ($n = 110$) del águila perdicera (*Aquila fasciata*) durante el periodo 2019-2017 en 10 clases con pasos regulares de 0,1.

Finalmente, se ha observado una correlación positiva entre la favorabilidad del lugar de nidificación de la especie y la favorabilidad obtenida para la distribución y para el hábitat (Ver apartados 1.3.4. *Modelo de distribución espacial del águila perdicera en Extremadura* y 5. *Selección de hábitat del águila perdicera en Extremadura*). Dicha correlación ha sido mucho más fuerte con la favorabilidad del hábitat ($r_s = 0,474$, $p < 0,01$; Figura 38) que con la del modelo de distribución ($r_s = 0,246$, $p < 0,05$; Figura 38).

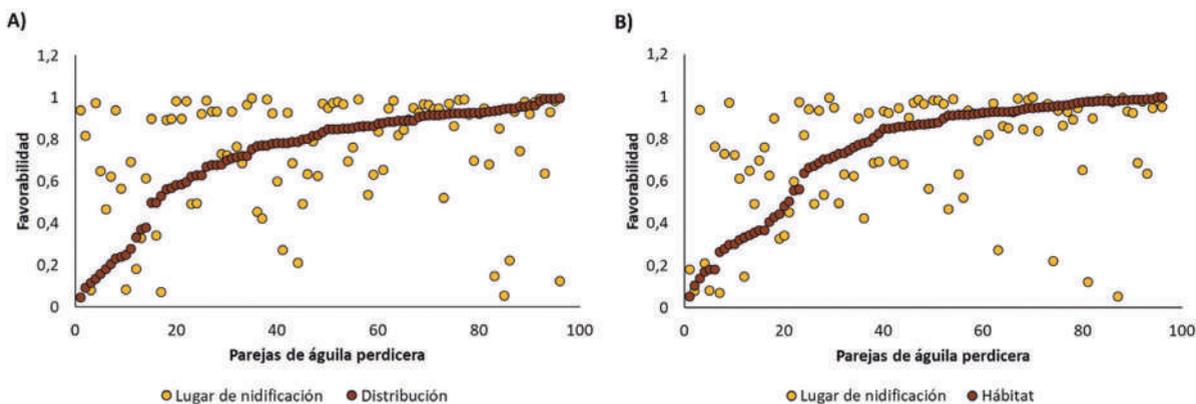


Figura 38. Relación entre la favorabilidad obtenida para cada una de las parejas en el modelo de selección del lugar de nidificación y su favorabilidad del modelo de distribución (A) y selección de hábitat (B) (Ver apartados 1.3.4. Modelo de distribución espacial del águila perdicera en Extremadura y 5.3.1. Selección de hábitat del águila perdicera en Extremadura).

Diversos son los factores que influyen en la selección de los lugares de nidificación del águila perdicera en España, siendo el más importante la disponibilidad de roquedos con características idóneas para anidar (Ontiveros y Pleguezuelos, 2003a). Por ello, varios estudios coinciden en que la pendiente elevada del terreno es una variable importante en la elección de territorios por parte de la especie (Ontiveros, 1999; Muñoz *et al.*, 2005; López-López *et al.*, 2006). En Extremadura, y al igual que ocurría en el modelo de selección de hábitat de la especie, la pendiente ha sido una variable de gran importancia en la elección de lugares de nidificación por parte de la especie (Ver apartado 5.3.1. Selección de hábitat del águila perdicera en Extremadura). Las zonas con una pendiente mayor son seleccionadas debido a que son más inaccesibles, y por lo tanto, confieren mayor protección durante la época reproductora (Ontiveros, 1999).

La altitud ha sido otro factor limitante en la selección del sitio de nidificación para el águila perdicera. El rango altitudinal en el que nidifica la especie es amplio (80 - 1.500 m s. n. m.), sin embargo, la mitad de las parejas de la población española se sitúan entre los 400 y 800 m s. n. m. (altitud media 657 m s. n. m.) (Arroyo *et al.*, 1995). En el caso del modelo de selección de lugar de nidificación del águila perdicera Extremadura, la altitud, con componente negativo, ha sido la variable con mayor peso; confirmando su preferencia por sierras de mediana y baja altitud (Arroyo *et al.*, 1995). Las zonas de mayor altitud no resultan óptimas al ser sitios donde las temperaturas son más bajas, y que no favorecen su reproducción, no favorecen su reproducción (al ser una especie termófila). Además, se sabe que la fecha de puesta está directamente correlacionada con la altitud, de manera que las puestas tardías se producen a altitudes mayores (Ontiveros, 2000; Gil-Sánchez, 2000; López-López *et al.*, 2007a). La selección negativa de la altura por encima del nido, también estaría relacionada con este hecho, de modo que prefieren situar los nidos en zonas bajas, para evitar las temperaturas frías. Sin embargo, situar los nidos a menor altura aumentaría la interacción con el ser humano, fenómeno que la especie también evita al seleccionar los roquedos de mayor altura entre todos aquellos existentes en un mismo territorio. De esta manera, se protegen durante

la reproducción (Ontiveros, 1999). En el momento en el que las perturbaciones antrópicas desaparecen, la especie puede ocupar con la misma probabilidad los roquedos que tengan un menor tamaño (Ontiveros, 1999), de tal forma que evitarían temperaturas más frías para favorecer la reproducción.

Por otra parte, el águila perdicera ha mostrado una selección positiva por aquellas zonas en las que predomina la superficie ocupada por el eucalipto (*Eucalyptus* sp.). En Extremadura, a pesar de que la mayoría de nidos se ubican en cantiles (serranos o fluviales); existen registros de nidos situados sobre árboles, principalmente eucaliptos (Del Moral y Molina, 2018; Ver apartado 7.3.4. *Nidotópica*). En otras regiones, como en Huelva, el eucalipto constituye el sustrato principal sobre el que nidifica la especie (Del Moral y Molina, 2018). Aunque la gran altura que suelen poseer los eucaliptos les resulta favorable, ya que son lugares inaccesibles para los depredadores; se ha observado que el aumento de la cobertura de eucalipto, tiene efectos negativos sobre la disponibilidad de presas como las palomas y perdices, por lo que disminuye su consumo (Palma et al., 1999; Palma et al., 2006).

7.3.4. Nidotópica

• **Orientación de los nidos**

El estudio de la orientación de las plataformas pertenecientes al periodo 2017-2019 ha indicado que las plataformas de nidificación del águila perdicera en Extremadura presentan una orientación preferencial significativa hacia el noreste (Test de Rayleigh: $R = 4,323$; $p < 0,05$; orientación media: $20,61^\circ \pm 1,79^\circ$; Tabla 33, Figura 39).

Estudiando de forma más detallada la situación en cada uno de los núcleos, se ha podido observar que, al contrario de lo que ocurriría a nivel general; los nidos no presentan una orientación definida a excepción del núcleo de La Serena (Test de Rayleigh: $R = 10,77$; $p < 0,001$; orientación media: $346,89^\circ \pm 0,77^\circ$) (Tabla 33, Figura 40).

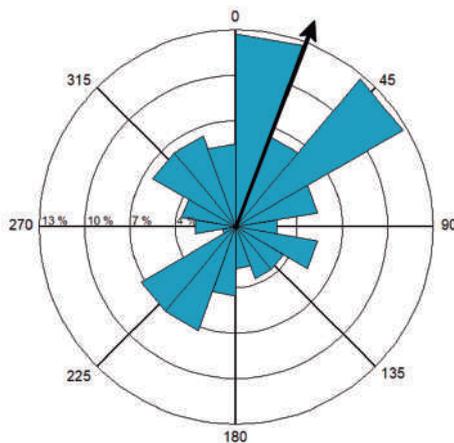


Figura 39. Histograma circular con sectores de 20° , mostrando las frecuencias relativas de las orientaciones de los nidos de águila perdicera (*Aquila fasciata*) en Extremadura. La flecha negra representa el acimut medio.

	N	MAZ	MMD	CSD	CV	VMIS	SKEW	KURT	R	P
Tajo Internacional	8	2,08	0,16	1,90	0,84	0,00	-0,31	0,10	1,31	0,807
Riberos Tajo y Almonte	13	341,49	0,26	1,63	0,74	0,27	0,56	0,57	3,43	0,405
Villuercas-Ibores	10	316,70	0,30	1,55	0,70	0,31	0,52	-1,04	3,01	0,404
Sierra San Pedro	19	30,40	0,12	2,07	0,88	0,24	0,02	0,40	2,24	0,767
Orellana-Zújar	11	51,59	0,44	1,28	0,56	0,79	-0,05	1,05	4,84	0,119
La Siberia	10	56,05	0,50	1,18	0,50	0,97	0,40	1,20	4,98	0,084
La Serena	14	346,89	0,77	0,72	0,23	2,02	1,35	5,36	10,77	< 0,001*
Sierras Centrales	7	95,24	0,38	1,39	0,62	0,48	-0,89	0,05	2,67	0,361
S. Hornachos y V. Matachel	11	109,57	0,20	1,80	0,80	0,00	-0,18	-0,04	2,20	0,645
Independiente	7	187,42	0,46	1,24	0,54	0,77	-0,52	-0,43	3,23	0,224
GLOBAL	110	20,61	0,20	1,79	0,80	0,41	0,03	0,33	22,19	0,011

Tabla 33. Estadísticos circulares. N: tamaño muestral; MAz: Acimut medio; MMd: Modulo Medio, CSD: Desviación Circular Estándar; CV: Varianza circular; VMis: Parámetro de Von Mises; Skew: Coeficiente de Asimetría; Kurt: coeficiente de curtosis; R: Test de Rayleigh; p: p valor del test de Rayleigh.

Esta variabilidad en la región podría ser el resultado de cambios en la latitud y elevación del territorio, de tal forma que los individuos de cada sitio se adaptan a condiciones particulares de temperatura e insolación sin mostrar un patrón homogéneo (Mosher y White, 1976). En Granada y Cádiz la especie, que se encuentra en las Cordilleras Béticas, donde existen grandes amplitudes termales; sitúa sus nidos hacia el sur-sureste (Ontiveros, 1999; Ontiveros y Pleguezuelos, 2003a; Balbontín, 2005). Por el contrario, en Sierra Morena central (Córdoba), la orientación preferente observada es hacia el norte-noreste (Jordano, 1981). En Castellón, donde los territorios se encuentran más cercanos a la costa, a pesar de que la orientación media es hacia el norte-noreste; no se observó una orientación preferencial (López-López *et al.*, 2007a). En el caso de los nidos situados en las Cordilleras Béticas, se ha visto que en las orientaciones preferentes se dan mayores productividades, fenómeno explicado por el hecho de que las orientaciones hacia el norte tienen una menor temperatura y exposición solar, poniendo en peligro la supervivencia de los pollos durante sus primeras semanas (Ontiveros y Pleguezuelos, 2003a; Gil-Sánchez *et al.*, 2004). En Castellón se sugiere que la cercanía a la costa podría estar provocando un suavizamiento de las temperaturas, de tal modo que no existen extremos climáticos como los que se dan en otras zonas, y por lo tanto, no hacen necesario la selección de orientaciones preferentes para salvar en la medida de lo posible dichos extremos (López-López *et al.*, 2007a). La selección de orientaciones hacia el norte en zonas de clima templado se ha relacionado con intentos por evitar el sobre calentamiento y la fuerte insolación; que pueden causar estrés térmico en los pollos y de igual manera, reducir la productividad de las parejas (Mosher y White, 1976; Selås, 1997; Martínez *et al.*, 2006).

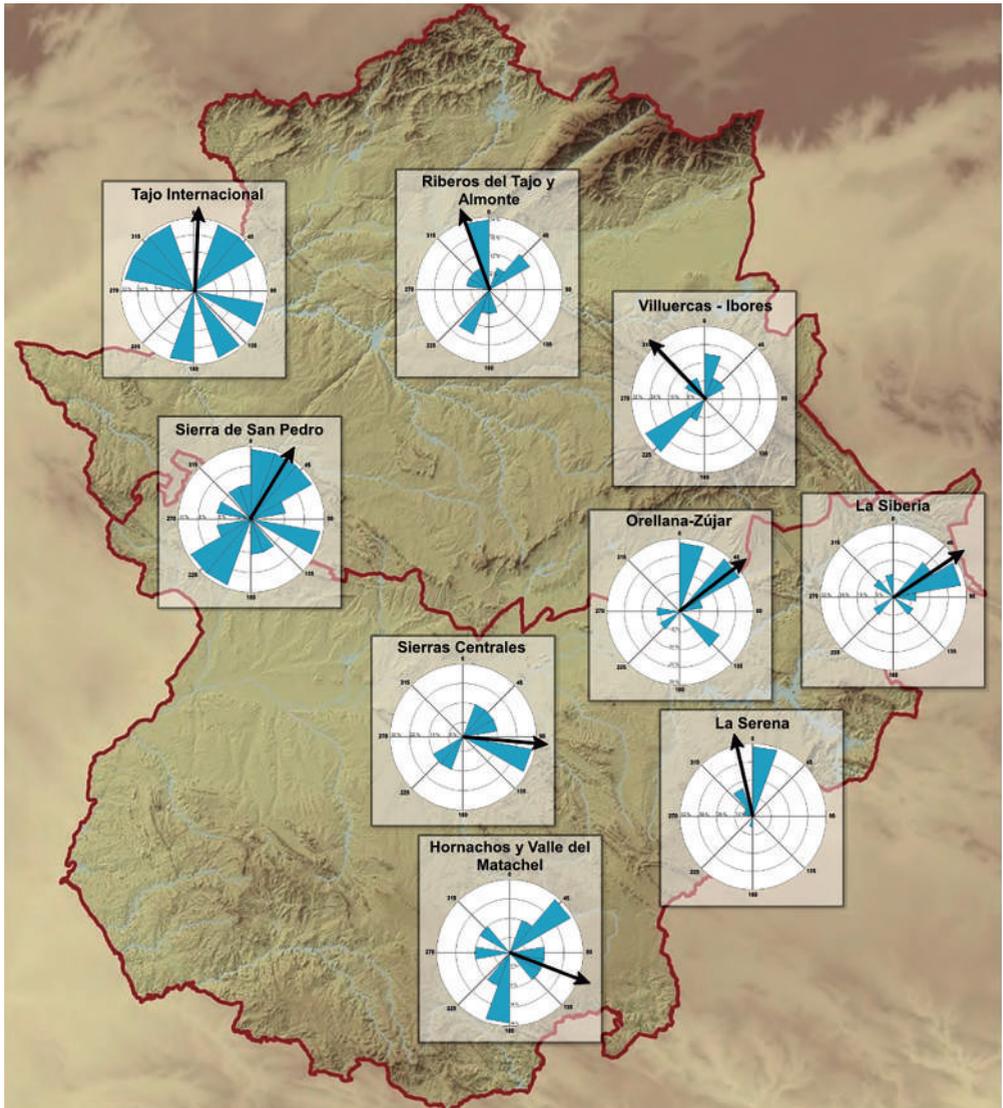


Figura 40. Histogramas circulares con sectores de 20° mostrando las frecuencias relativas de las orientaciones de los nidos de águila perdicera (*Aquila fasciata*) en cada uno de los núcleos de estudio. La flecha negra representa el acimut medio.

• **Sustrato de nidificación**

La gran mayoría de las plataformas de nidificación del águila perdicera en Extremadura se han encontrado sobre cantiles (72,72 %), predominando los serranos sobre los fluviales (57,27 % y 15,45 %, respectivamente)(Tabla 34, Figura 41). Los eucaliptos también han constituido una parte importante de los sustratos de nidificación (18,18 %)(Tabla 34, Figura 41). Estructuras de carácter artificial, como las torres eléctricas, han conformado el 3,64 % de los sustratos; mientras que otras de origen natural, como los pinos (1,82 % *P. pinea* y 2,73 % *P. pinaster*) y el alcornoque (0,91 %), han sido minoritarias (Tabla 34, Figura 41).

	CANTIL FLUVIAL	CANTIL SERRANO	EUCALYPTUS SP.	PINUS PINEA	PINUS PINASTER	QUERCUS SUBER	TORRE ELÉCTRICA
Tajo Internacional	62,50	25,00	12,50	0,00	0,00	0,00	0,00
Riberos Tajo y Almonte	30,77	15,38	38,46	0,00	0,00	7,69	7,69
Villuercas-Ibores	40,00	50,00	10,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Sierra San Pedro	10,53	63,16	10,53	0,00	15,79	0,00	0,00
Orellana-Zújar	0,00	54,55	18,18	9,09	0,00	0,00	18,18
La Siberia	0,00	90,00	10,00	0,00	0,00	0,00	0,00
La Serena	0,00	92,86	0,00	7,14	0,00	0,00	0,00
Sierras Centrales	14,29	28,57	57,14	0,00	0,00	0,00	0,00
S. Hornachos y V. Machel	0,00	72,73	18,18	0,00	0,00	0,00	9,09
Independiente	14,29	57,14	28,57	0,00	0,00	0,00	0,00
GLOBAL	15,45	57,27	18,18	1,82	2,73	0,91	3,64

Tabla 34. Porcentaje de plataformas de águila perdicera (*Aquila fasciata*) en función del sustrato sobre el que se encuentran.

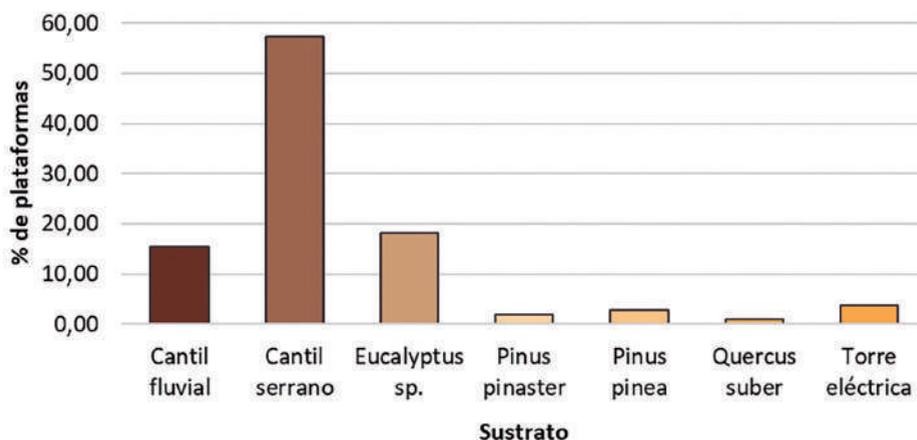


Figura 41. Porcentaje de plataformas de águila perdicera (*Aquila fasciata*) en función del sustrato sobre el que se encuentran a nivel de toda la población de Extremadura.

En la mayoría de los núcleos, el sustrato predominante ha sido el cantil serrano (Tabla 27). En Riberos del Tajo y Almonte, el 38,46 % de los nidos se han encontrado sobre eucaliptos, seguidos por los cantiles fluviales con un 30,77 % . En Sierras Centrales, gran parte de las plataformas de nidificación se han situado sobre eucaliptos (57,14 %). Por último, en el Tajo Internacional, el 62,50 % de los nidos se han encontrado sobre cantiles fluviales (Tabla 27).

Al igual que a nivel nacional, la especie nidifica mayoritariamente en zonas de roquedos (Del Moral y Molina, 2018; Figura 42). La nidificación en árbol es poco común en la península ibérica, destacando el hábito de nidificación arborícola que presenta la población del suroeste de Portugal, donde cerca del 95 % de los nidos se encuentran situados sobre árboles, principalmente eucaliptos (> 50 %)(Dias *et al.*, 2017). En España, únicamente el 7 % de la población tiene dicho hábito, aunque en la comunidad autónoma de Andalucía, cobra gran importancia el sustrato arbóreo (Del Moral y Molina, 2018). En Huelva, todos los nidos se encuentran sobre eucaliptos (Del Moral y Molina, 2018). Por otra parte, la selección de torres eléctricas para la nidificación es un hecho más aislado (Hernández, 1999), con solo tres parejas censadas que utilizan este tipo de sustrato en el último censo nacional (Del Moral y Molina, 2018).



Figura 42. Nido de águila perdicera (*Aquila fasciata*) sobre roquedo. Autor: Ángel Sánchez García.

• **Litología**

Más de la mitad de la superficie de la comunidad extremeña está constituida por formaciones de carácter sedimentario y metamórfico, como son las pizarras, areniscas y cuarcitas. Debido a esto, gran parte de los nidos del águila perdicera que se han situado en cantiles, lo han hecho en zonas donde se encuentran este tipo de rocas (68,75 %; Tabla 35). Las formaciones sedimentarias como las arenas y arcillas, constituyen una cuarta parte de la litología de Extremadura, y sobre ella se han asentado el 18,75 % de los nidos (Tabla 35). Por último, el 12,50 % de los nidos se han encontrado en cantiles formados por rocas ígneas, como son el granito y las rocas básicas (Tabla 35).

A nivel de los núcleos, en la mayoría han predominado los nidos ubicados sobre pizarras, areniscas y cuarcitas. La excepción se ha observado en el núcleo de Sierra de San Pedro, en donde la mitad de las plataformas de nidificación se han situado sobre formaciones sedimentarias constituidas por arenas y arcillas (Tabla 35).

	PIZARRAS, ARENISCAS Y CUARCITAS	GRANITOS Y ROCAS BÁSICAS	ARENAS Y ARCILLAS
Tajo Internacional	57,14	28,57	14,29
Riberos Tajo y Almonte	66,67	0,00	33,33
Villuercas-Ibores	44,44	33,33	22,22
Sierra San Pedro	28,57	21,43	50,00
Orellana-Zújar	100,00	0,00	0,00
La Siberia	100,00	0,00	0,00
La Serena	92,31	0,00	7,69
Sierras Centrales	66,67	0,00	33,33
S. Hornachos y V. Matachel	87,50	0,00	12,50
Independiente	60,00	40,00	0,00
GLOBAL	68,75	12,50	18,75

Tabla 35. Porcentaje de plataformas de águila perdicera (*Aquila fasciata*) situadas sobre cantiles (fluvial o serrano) en función de la litología sobre la que se encuentran.

A nivel nacional, el 70 % de los nidos que se encuentran sobre cortados rocosos, lo hacen sobre los constituidos por materiales calizos (Arroyo *et al.*, 1995). En Extremadura, las zonas calizas son poco comunes, conformando tan solo el 1,15 % de la superficie (SITEX, 2021). Este hecho, sumado a la gran prevalencia de formaciones sedimentarias y metamórficas (ej. pizarras, areniscas y cuarcitas), es lo que ha definido la litología sobre la que nidifica la especie en la comunidad.

• **Altitud**

El rango de altitud en el que se han distribuido las plataformas de nidificación del águila perdicera en Extremadura ha oscilado entre los 121,42 y 919,09 m s. n. m., con una altitud promedio de $500,32 \pm 190,68$ m s. n. m. (Tabla 36). El 77,27 % de las plataformas se ha encontrado entre los 250 y 650 m s. n. m. No han existido diferencias significativas entre los valores de altitud de los diferentes puntos de muestreo con ausencia de la especie, y los sitios en los que existen plataformas de nidificación (Test t de Student, $t = 1,07$, $p > 0,05$; Figura 43).

	ALTITUD MÍNIMA	ALTITUD MÁXIMA	PROMEDIO	DESVIACIÓN ESTÁNDAR
Tajo Internacional	214,49	576,79	381,50	132,24
Riberos Tajo y Almonte	213,80	541,62	332,73	102,02
Villuercas-Ibores	334,36	919,09	621,84	239,37
Sierra San Pedro	244,65	678,70	458,74	114,27
Orellana-Zújar	271,24	699,78	467,78	161,57
La Siberia	463,42	682,36	564,54	88,60
La Serena	522,08	842,60	708,98	114,99
Sierras Centrales	214,49	576,79	381,50	132,24
S. Hornachos y V. Matachel	401,73	823,30	612,35	146,15
Independiente	169,13	798,66	500,89	230,02
GLOBAL	121,42	919,09	500,32	190,68

Tabla 36. Mínimos, máximos, promedio y desviación estándar de las altitudes (m s. n. m.) en las que se distribuye el águila perdicera (*Aquila fasciata*) en Extremadura.

A nivel regional, el núcleo que ha presentado una distribución de las plataformas a mayor altitud promedio es La Serena ($708,98 \pm 114,99$ m s. n. m.; Tabla 36), seguido por Villuercas-Ibores ($621,84 \pm 239,37$ m s. n. m.; Tabla 36) y Sierra de Hornachos y Valle del Matachel ($612,35 \pm 146,15$ m s. n. m.; Tabla 36). El núcleo que ha presentado la mayor diferencia entre las altitudes máximas y mínimas es Villuercas-Ibores, alcanzándose en esta zona las mayores altitudes de distribución de las plataformas de nidificación de toda la comunidad extremeña (Tabla 36).

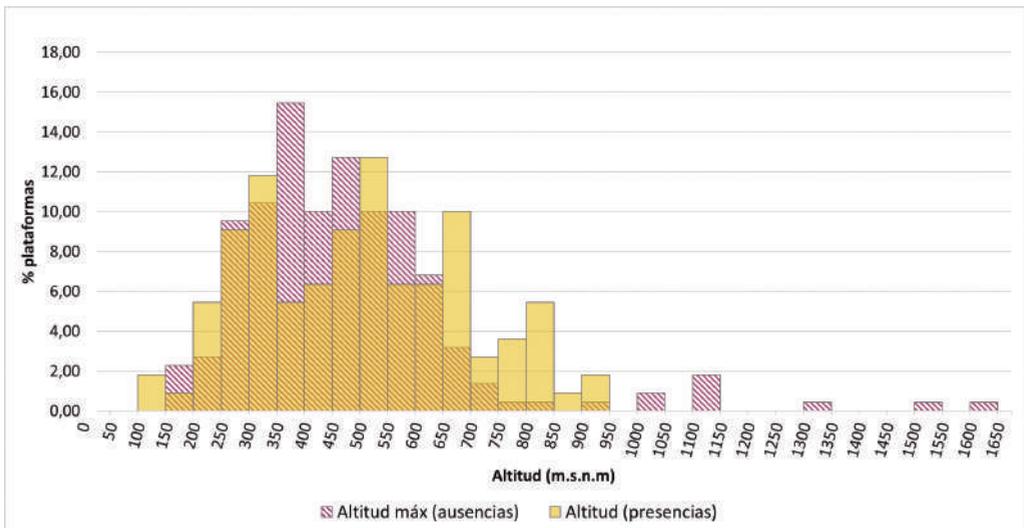


Figura 43. Porcentaje de plataformas de águila perdicera (*Aquila fasciata*) en función de la altitud a la que se encuentran. Se representan también el porcentaje de puntos de muestreo con ausencia de la especie en los que se ha medido la altitud máxima, utilizados en el estudio de selección de lugar de nidificación de la especie.

A pesar de que en la región se encuentran sitios con altitud de hasta 2.339 m s. n. m. (Pico Calvitero, Sistema Central), la especie, como se ha visto anteriormente en la selección del lugar de nidificación (Ver apartado 7.3.3. *Selección del lugar de nidificación*), evita zonas de altitudes elevadas, distribuyéndose en zonas de altitudes intermedias. La distribución altitudinal de la especie se encuentra dentro del rango definido para la población española (80-1.500 m s. n. m.), acercándose el promedio extremeño a la altitud media a la que se encuentran los nidos a nivel nacional (657 m s. n. m.) (Arroyo et al., 1995). El águila perdicera al ser una especie termófila, las altitudes elevadas no le son favorables, ya que las bajas temperaturas tienen efectos negativos sobre su reproducción. La altitud influye en las fechas de puesta, de tal modo que se producen puestas más tardías a medida que aumenta la altitud a la que se encuentran las parejas (Ontiveros, 2000; Gil-Sánchez, 2000; López-López et al., 2007a).

• Pendiente

El promedio de las pendientes en las que se encuentra el águila perdicera a nivel de toda la comunidad ha sido de $15,03 \pm 5,47^\circ$ (Tabla 37). Han existido diferencias significativas entre los valores obtenidos en los diferentes puntos de muestreo con ausencia de la especie, y los de aquellos puntos en los que existen plataformas de nidificación (Test t de Student, $t = 13,53$, $p < 0,01$); de tal modo que se puede constatar la selección activa que realiza la especie por las zonas más escarpadas (Figura 44).

Aunque en todos los núcleos, el promedio de las pendientes que caracterizan los lugares de nidificación ha sido elevado; La Serena es el que ha presentado un promedio mayor de las pendientes con un $20,18 \pm 2,40^\circ$ (Tabla 37), seguido por Villuercas-Ibores y La Siberia ($18,36 \pm 3,01^\circ$ y $18,26 \pm 5,69^\circ$, respectivamente; Tabla 37).

	PROMEDIO	DESVIACIÓN ESTÁNDAR
Tajo Internacional	13,42	6,10
Riberos Tajo y Almonte	13,50	4,02
Villuercas-Ibores	18,36	3,01
Sierra San Pedro	13,49	2,20
Orellana-Zújar	12,46	5,70
La Siberia	18,26	5,69
La Serena	20,18	2,40
Sierras Centrales	10,48	7,51
S. Hornachos y V. Matachel	13,79	6,23
Independiente	14,80	7,15
GLOBAL	15,03	5,47

Tabla 37. Promedio y desviación estándar de las pendientes (°) en las que se distribuye el águila perdicera (*Aquila fasciata*) en Extremadura.

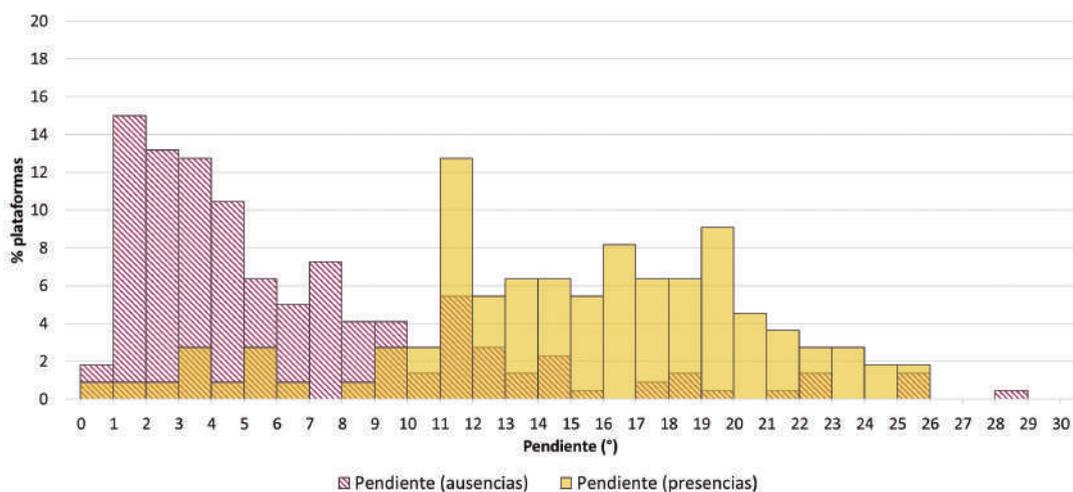


Figura 44. Porcentaje de plataformas de águila perdicera (*Aquila fasciata*) en función de la pendiente en la que se encuentran. Se representan también el porcentaje de puntos de muestreo con ausencia de la especie en los que se ha medido también la pendiente, utilizados en el estudio de selección de lugar de nidificación de la especie.

En todo el territorio extremeño existe un relieve muy variado, predominando las extensas penillanuras con cambios no muy acusados en la pendiente. La especie selecciona zonas donde las pendientes son mayores, ya que son lugares en los que existe mayor disponibilidad para establecer sus plataformas de nidificación (Ver apartados 5.3.1. *Selección de hábitat del águila perdicera en Extremadura* y 7.3.3. *Selección del lugar de nidificación*) (Ontiveros, 2016), y en los que además, predominan las corrientes térmicas, que son utilizadas por el águila perdicera para alzar el vuelo con un coste energético menor (Parellada et al., 1984).

7.3.5. Usurpaciones

· Águila perdicera como especie usurpada

Del total de 153 territorios de águila perdicera que han sido identificados a lo largo de toda la serie temporal, 32 de ellos han sufrido usurpaciones por parte de otras especies en alguna de sus plataformas. Esto ha supuesto una tasa de usurpación/afección del 20,92 % para toda la población extremeña.

La situación ha diferido a lo largo de los distintos núcleos en los que se agrupa la especie. El núcleo que ha sufrido una mayor usurpación es el Tajo Internacional. El 33,33 % de las parejas (4 parejas) han sido víctimas de este fenómeno (Figura 45). Porcentajes similares se han podido observar en Sierras Centrales (30,77 %, 4 parejas), Hornachos y Valle del Matachel (30 %, 3 parejas), Villuercas-Ibores (27,78 %, 5 parejas) y La Siberia (26,67 %, 4 parejas). En el resto de núcleos las usurpaciones han ocurrido en menor proporción (< 20 %)(Figura 45).

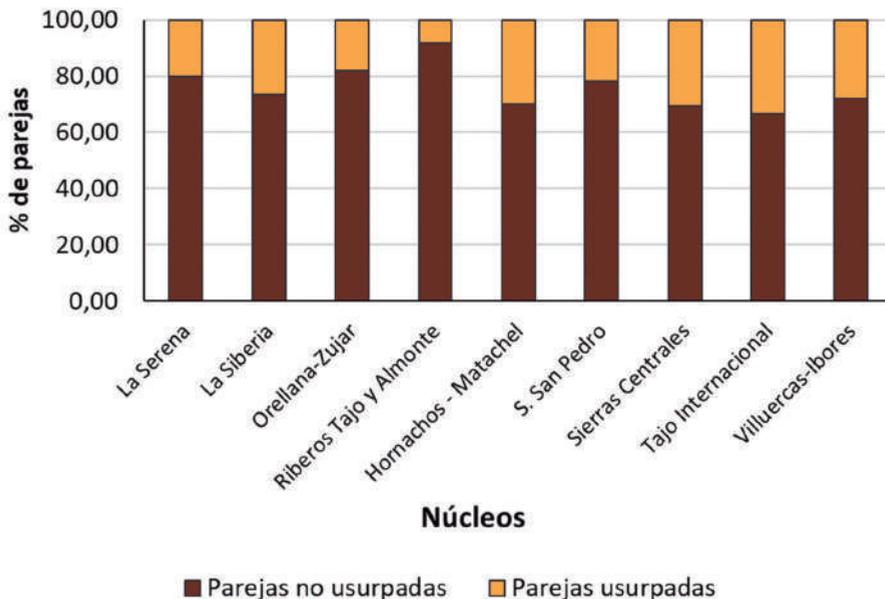


Figura 45. Porcentaje de parejas de águila perdicera (*Aquila fasciata*) no usurpadas y que han sufrido usurpación a lo largo de todo el periodo de estudio en cada uno de los núcleos de población.

Las especies causantes de la apropiación de nidos de águila perdicera han sido el buitre leonado (*Gyps fulvus*), el águila real (*Aquila chrysaetos*), el alimoche (*Neophron percnopterus*), el águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*) y el búho real (*Bubo bubo*). Dentro de las 32 parejas, el 62,50 % de ellas han sido víctimas de usurpación por parte del buitre leonado (20 parejas), el 21,88 % por parte del águila real (7 parejas) y el 9,38 % han sido usurpadas por el alimoche (3 parejas)(Figura 46). Finalmente, el búho real y el águila imperial han conformado el 3,13 % de las usurpaciones restantes (1 pareja en ambos casos)(Figura 46).

En Villuercas - Ibores y en Sierra de San Pedro y en La Siberia, el 100 % de las parejas han sido usurpadas por buitre leonado (Figura 47). Cabe destacar que en el núcleo de Villuercas-Ibores, una de las parejas sufrió la apropiación de una de sus plataformas por una pareja de alimoches durante dos años consecutivos, pero posteriormente fue ocupada por el buitre leonado, considerándose este como el usurpador final. En el Tajo Internacional, la gran mayoría de usurpaciones también han sido cometidas por el buitre leonado (75 %)(Figura 47). Por el contrario, en los núcleos de Riberos del Tajo y Almon-te y La Serena, la gran mayoría de parejas de águila perdicera usurpadas han visto sus territorios ocupados por el águila real (100 % y 66,66 %, respectivamente) (Figura 47). En el resto de núcleos, la situación respecto a los usurpadores ha sido más equitativa: en Orellana - Zújar, las parejas han sido usurpadas en igual medida por el alimoche y el águila real (50 % en ambos casos); en Sierra de Hornachos y Valle del Matachel han sido usurpadas por el buitre leonado, el águila real y el águila imperial (33,33 % en cada caso); y en Sierras Centrales, por el buitre leonado, el águila real, el alimoche y el búho real (25 % en cada caso) (Figura 47). De igual manera, procede señalar que, en este último núcleo, la pareja que fue usurpada por el alimoche, previamente lo había sido por el buitre leonado; sin embargo, y al igual que el caso anterior, se ha considerado únicamente al último usurpador para la descripción de los datos.

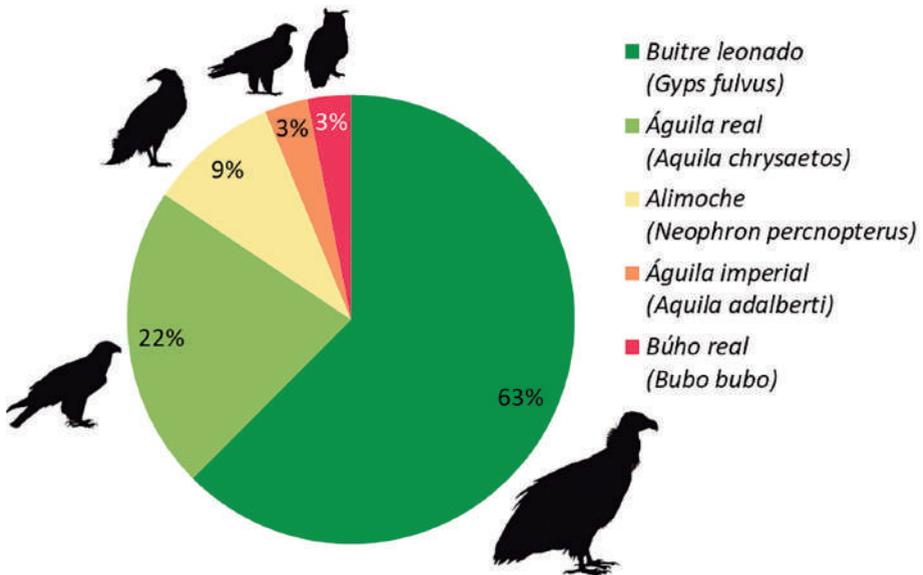


Figura 46. Porcentaje de parejas usurpadas de águila perdicera (*Aquila fasciata*) por las diferentes especies observadas.



	BITRE LEONADO (<i>G. fulvus</i>)	ÁGUILA REAL (<i>A. chrysaetos</i>)	ALIMOCHÉ (<i>N. percnopterus</i>)	ÁGUILA IMPERIAL (<i>A. adalberti</i>)	BÚHO REAL (<i>B. bubo</i>)
Tajo Internacional	75% (3)		25% (1)		
Riberos Tajo y Almonte		100% (2)			
Villuercas-Ibores	100% (5)				
Sierra San Pedro	100% (5)				
Orellana-Zújar		50% (1)	50% (1)		
La Siberia	100% (4)				
La Serena	33% (1)	67% (2)			
Sierras Centrales	25% (1)	25% (1)	25% (1)		25% (1)
S. Hornachos y V. Matachel	33% (1)	33% (1)		33% (1)	

Figura 47. Porcentaje de parejas usurpadas de águila perdicera (*Aquila fasciata*) por las diferentes especies observadas en los distintos núcleos de estudio. Entre paréntesis, número de parejas usurpadas.

En todo el periodo de estudio (2005-2019) cada una de las parejas que han sido víctimas de este fenómeno de competencia interespecífica, lo han podido ser, no solo en años aislados, sino también a lo largo de varios años, y en una o varias de sus plataformas de nidificación; de tal forma que se han constatado un total de 91 eventos de usurpación en toda la serie temporal. El buitre leonado ha sido el protagonista en el 65,93 % de dichos eventos, mientras que el águila real lo ha sido en el 19,78 %. El alimoche, el águila imperial y el búho real lo han sido en menor medida (9,89 %, 3,30 % y 1,10 %, respectivamente).

La gran mayoría de los eventos de usurpación producidos, han consistido en la ocupación de plataformas que pertenecían a parejas seguras de águila perdicera (45 eventos) (Figura 48). También se han producido 13 eventos de usurpación en nidos de parejas probables, y 13 en nidos que se consideraban pertenecientes a parejas que estaban ocupando el territorio. Por último, un total de 24 eventos de usurpación han sucedido en plataformas de parejas que habían abandonado su territorio. En tres eventos de estas características, se desconocía el estatus de las parejas de águila perdicera previo a la usurpación.

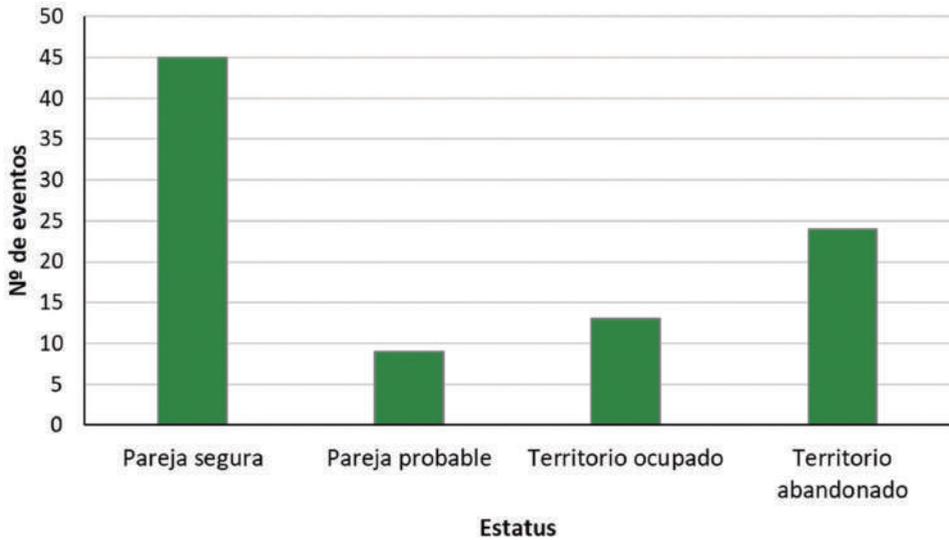


Figura 48. Número de eventos de usurpación en función del estatus que tenían las parejas de águila perdicera (*Aquila fasciata*)

En el caso del buitre leonado, la mayoría de eventos se han producido en plataformas pertenecientes a parejas de águila perdicera que estaban establecidas como parejas seguras (37 eventos); mientras que en el águila real, las usurpaciones se han sucedido en aquellas que se encontraban en territorios abandonados previamente por el águila perdicera (10 eventos) (Figura 49). El alimoche también ha usurpado mayoritariamente plataformas de territorios abandonados (4 eventos) (Figura 49). En el águila imperial, todos los eventos de usurpación se han producido en plataformas regentadas por parejas de águila perdicera que se encontraban ocupando su territorio (3 eventos) (Figura 49). Por último, el único evento de usurpación cometido por el búho real, y que podría verse como un hecho anecdótico, se ha llevado a cabo sobre una plataforma perteneciente a una pareja de águila perdicera que se consideraba que había abandonado su territorio (Figura 49).

Respecto al éxito reproductivo que han tenido cada una de las especies en los distintos eventos de usurpación, la que mayor número de pollos ha sacado adelante en los nidos ocupados, fue el buitre leonado (Figura 50). Sin embargo, y a pesar de que ha sido el responsable del mayor número usurpaciones, solo 9 eventos han sido fructíferos y han conseguido tener un pollo. En esta especie, se ha registrado un caso de usurpación en el que la pareja ha logrado tener dos pollos. Ha sido seguido por el águila real, puesto que 8 eventos permitieron que la especie pudiese sacar adelante un pollo; frente a 2 eventos en los que consiguieron sacar dos. En el alimoche, en los 3 casos de usurpación la pareja ha tenido un pollo; versus un único evento en el que la pareja ha criado dos (Figura 50). Por último, en todos los eventos de usurpación acometidos por el águila imperial (3 sucesos de usurpación), la pareja ha conseguido tener dos pollos (Figura 50).

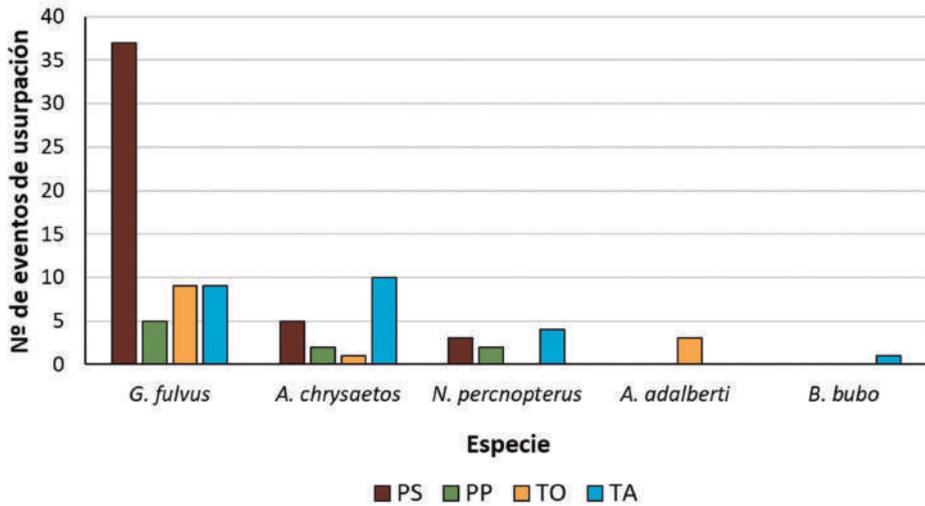


Figura 49. Número de eventos de usurpación producidos por cada una de las distintas especies en función del estatus de las parejas de águila perdicera (*Aquila fasciata*) previo a la ocupación (PS = Pareja Segura, PP= Pareja Probable, TO=Territorio Ocupado, TA = Territorio Abandonado).

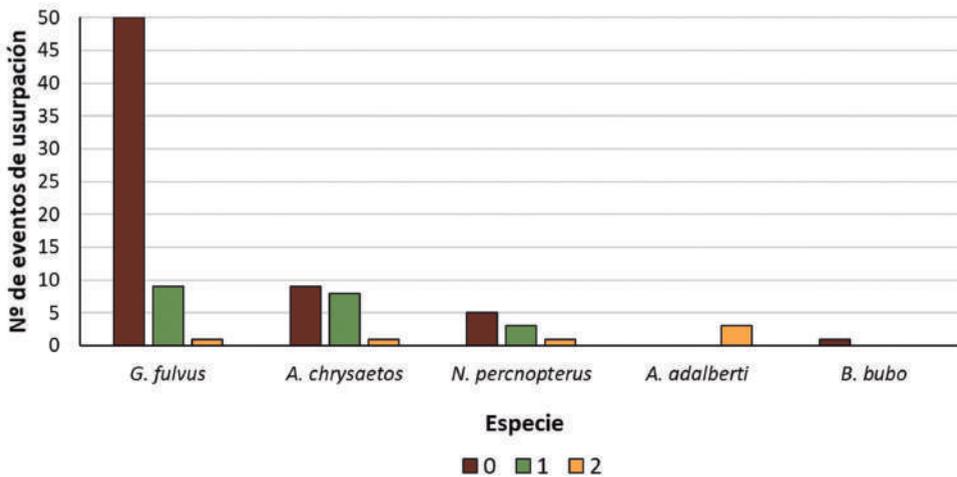


Figura 50. Número de eventos de usurpación cometidos por cada una de las distintas especies en función del éxito reproductivo que han tenido (0 = pollos, 1 = un pollo, 2= dos pollos).

• **Águila perdicera como especie usurpadora**

Las usurpaciones son un tipo de competencia interespecífica que puede ser recíproca, de tal manera que el águila perdicera también ha ocupado territorios de otras especies. En este caso ha ocupado dos territorios de alimoche (ambos situados en el núcleo de La Serena) y uno de águila real (en el Hornachos y Valle del Matachel).

Estas apropiaciones han tenido lugar a lo largo de un total de 10 eventos de usurpación. La pareja de águila real, que se encontraba ocupando su territorio sin mostrar comportamiento reproductor, fue desplazada, de tal modo que se ha registrado la presencia del águila perdicera en su territorio hasta en un total de siete años. En el caso de las parejas de alimoche, ambas se encontraban como parejas seguras. Una de las parejas solo sufrió un evento de usurpación, mientras que la otra dos. En cualquier caso, ninguno de los eventos de usurpación ha sido fructífero para el águila perdicera, puesto que en ninguno de ellos ha conseguido criar.

Todas las especies que han usurpado nidos de águila perdicera — a excepción del águila imperial ibérica, que normalmente anida en árboles —, son aves rupícolas (Cramp, 1985; Arroyo, 2003; Donázar, 2003; Salvador, 2016). La competencia del águila perdicera con alguna de estas especies se ha registrado con anterioridad (Jordano, 1981; Fernández y Insausti, 1990; Fernández y Donázar, 1991; Rico *et al.*, 1999). Fernández y Donázar (1991) mostraron que el buitre leonado era una de las especies que más territorios de águila perdicera ocupaba: del total de los nidos del águila perdicera en la zona de estudio, el 39,1 % fueron usurpados por el buitre leonado. En Murcia, la competidora directa de la especie es el águila real, y junto a factores como la persecución directa por parte del ser humano y la baja disponibilidad de presas, se cree que dicha competencia ha tenido implicaciones en el declive poblacional de la especie en la comunidad (Carrete *et al.*, 2002). En el caso de Murcia, muchos de los territorios que habían sido previamente abandonados por el águila perdicera a causa de la regresión de las poblaciones, fueron ocupados por el águila real (Carrete *et al.*, 2002).

Extremadura alberga importantes colonias de buitre leonado, destacando las de Monfragüe y Villuercas-Ibores, que recogen casi el 58 % del total de buitres leonados de la comunidad autónoma (Del Moral, 2009). Precisamente Villuercas-Ibores es uno de los núcleos donde se ha producido un mayor número de usurpaciones. Esto, unido al hecho de que en este núcleo se está produciendo una disminución significativa de las poblaciones de águila perdicera (Ver apartado 4.3.2. *Tendencia de las poblaciones en cada uno de los núcleos de estudio*); puede que sea la causa por la cual la especie está disminuyendo en la zona.

Por otra parte, en el núcleo de Sierra de Hornachos y Valle del Matachel, a pesar de la presencia del buitre leonado como usurpador, las competencias más fuertes parecen ser las existentes entre las especies del género *Aquila*. No solo se producen varias usurpaciones por parte del águila real y del águila imperial, sino que también el águila perdicera ejerce presión sobre otras especies, ocupando sus territorios. Este núcleo es en el que se ha observado un incremento significativo de las poblaciones de águila perdicera (Ver apartado 4.3.2. *Tendencia de las poblaciones en cada uno de los núcleos de estudio*) y presenta las menores distancias intra e interespecíficas de todos los núcleos de estudio (Ver apartado 5.3.2. *Relación del águila perdicera con el águila real*). La concentración de individuos puede deberse a un aumento en la abundancia de alimento en la zona, puesto que en el Valle del Matachel se está produciendo un incremento de las poblaciones presa (principalmente del conejo), a raíz de la reintroducción del lince ibérico (*Lynx pardinus*) en la zona llevada a cabo por proyectos Life (Life+IBERLINCE, 2017) (Ver apartado 6.3.1. *Ecología trófica de la especie en Extremadura*). La presencia del lince está relacionada negativamente con la abundancia de mesodepredadores, como el zorro (*Vulpes vulpes*)

y el meloncillo (*Herpestes ichneumon*) (Palomares *et al.*, 1996; Palomares y Caro, 1999); fenómeno que se está produciendo en el propio Valle del Matachel (Jiménez *et al.*, 2019). El lince desplaza a los mesodepredadores, reduciendo la red de depredadores que ejercen presión sobre las poblaciones de su presa por excelencia (el conejo), aumentando sus densidades (Jiménez *et al.*, 2019). Por tanto, esta abundancia de presas puede estar produciendo una concentración de las tres especies águilas en la zona, derivando en un aumento de las competencias interespecíficas, como la usurpación de nidos.

8. ESCENARIOS FUTUROS Y CAMBIO CLIMÁTICO

8.1. INTRODUCCIÓN

La influencia humana ha producido un calentamiento generalizado de la Tierra, causando un cambio climático, resultando ser una de las principales amenazas para la biodiversidad, puesto que está provocando efectos perjudiciales más rápido de lo previsto (Bellard *et al.* 2012, Xu *et al.* 2018). De hecho, a causa de ello, los científicos esperan impactos acumulativos negativos en la naturaleza (Ceballos *et al.* 2017, Spooner *et al.* 2018). La capacidad de la vida silvestre para reaccionar ante el cambio climático dependerá del nivel y tipo de perturbación que experimenten los organismos, y también de su capacidad intrínseca para responder a ellos (Parmesan, 2006; Johnston *et al.*, 2019).

El sexto informe del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC, 2021a), 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 —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, 2021a). Comparando con los registros de 1850-1900, es muy probable que la temperatura global promedio 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, 2021a; Figura 51).

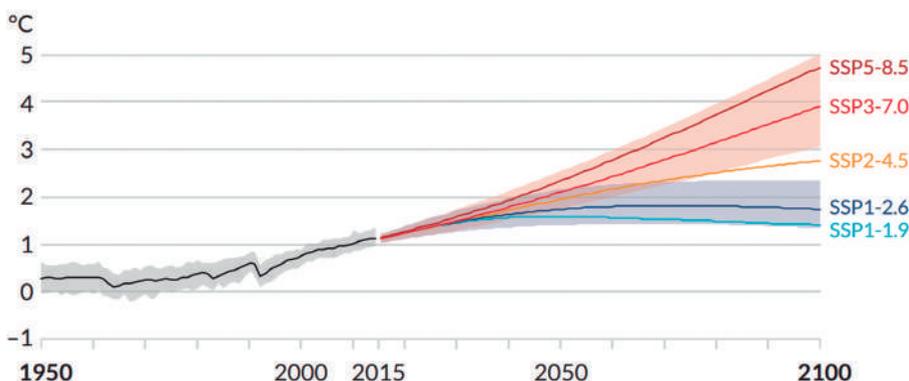


Figura 51. Cambio en la temperatura global de la superficie en relación a 1850-1900. Fuente: IPCC (2021a).

El cambio climático supone una gran amenaza, especialmente para España, que por su pertenencia al Mediterráneo se encuentra en una de las zonas más vulnerables ante tal fenómeno (IPCC, 2021b). Por ello las estrategias de adaptación son necesarias para evitar o reducir sus impactos potenciales y para favorecer la recuperación tras los daños que produce. Por ello, en 2006 el Ministerio de Medio Ambiente publicó 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 este contexto 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.

La predicción de los impactos sobre la biodiversidad —que no solo se ve afectada por la incidencia directa que las actividades antrópicas tienen sobre ella, sino también por los efectos del cambio climático—, 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 52).

Por lo tanto, debido a este impacto del cambio climático sobre las distintas especies –sobre todo, aquellas que presentan algún grado de amenaza–, es de vital importancia tratar de modelar sus distribuciones futuras con base a los distintos escenarios climáticos, con el objetivo de aumentar los esfuerzos de conservación en caso de que tales distribuciones se vean disminuidas. En el caso de la especie que nos atañe, el águila perdicera, y conforme a la Línea de Acción 4.1 del PNACC, anteriormente citada; es necesario una revisión y actualización de las distribuciones desarrolladas con anterioridad (Araújo et al., 2011) en base a los nuevos escenarios climáticos marcados por el IPCC en el sexto informe (IPCC, 2021a), que puedan indicar algún cambio de la tendencia de la especie en nuestra región.

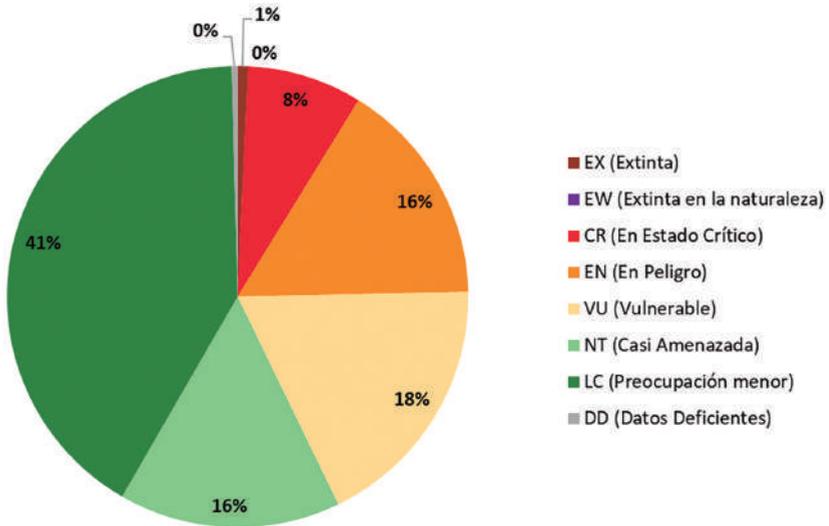


Figura 52. Porcentaje de especies de aves amenazadas a nivel mundial por el cambio climático según la categoría de amenaza de la UICN en la que se encuentran. Fuente: UICN (2021).

8.2. METODOLOGÍA

Para determinar el efecto del cambio climático sobre el águila perdicera en Extremadura, se ha utilizado la metodología propuesta por Real et al. (2010) 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–, y un conjunto de escenarios proyectados a futuro –establecidos por distintos escenarios temporales, de circulación atmosférica o de emisiones– (Figura 53).

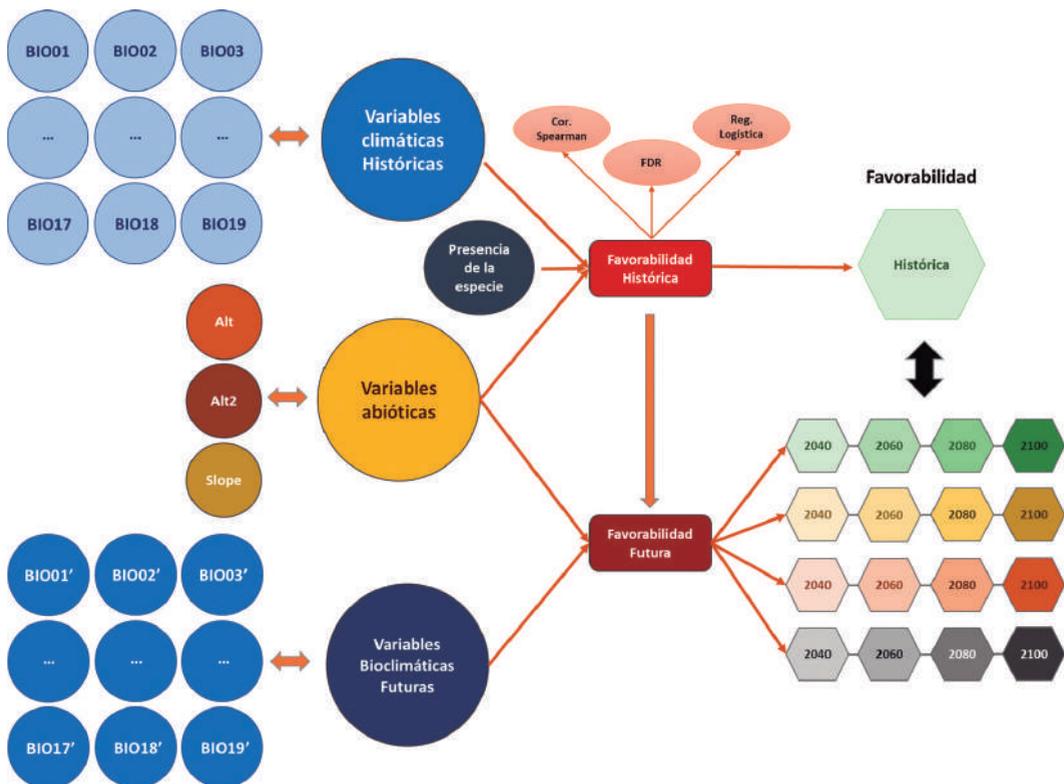


Figura 53. Diagrama para el cálculo de la variación de favorabilidad en los distintos escenarios de cambio climático.

• **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 94 cuadrículas con presencia, de un total de 516, es decir, el 18,22 % del territorio extremeño (Ver metodología 1.2.4. *Modelo de distribución espacial del águila perdicera en Extremadura*). Esta escala de trabajo es ampliamente utilizada para los estudios de distribución de fauna y su modelización (Araújo *et al.*, 2011; MITECO, 2012), 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 1) de distintas variables derivadas, todas ellas utilizadas con anterioridad en modelos de distribución de especies mediante favorabilidad (Márquez *et al.*, 2011; Chamorro *et al.*, 2020).

• 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 Hijmans, 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 km²). 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).

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 vez, están relacionadas con factores de temperatura y precipitación, que influyen en la presencia o reproducción de la especie de interés (Parellada et al., 1984; Ontiveros y Pleguezuelos, 2003b; Muñoz et al., 2005; López-López et al., 2006).

• Variables climáticas futuras en escenarios de cambio climático

Para las variables climáticas en escenarios futuros 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 escala de trabajo 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, 2021a).

En el CMIP6, se establecen hasta cuatro de los cinco escenarios de emisión desarrollados por el IPCC en su sexto informe (IPCC, 2021a): 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 54), 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.

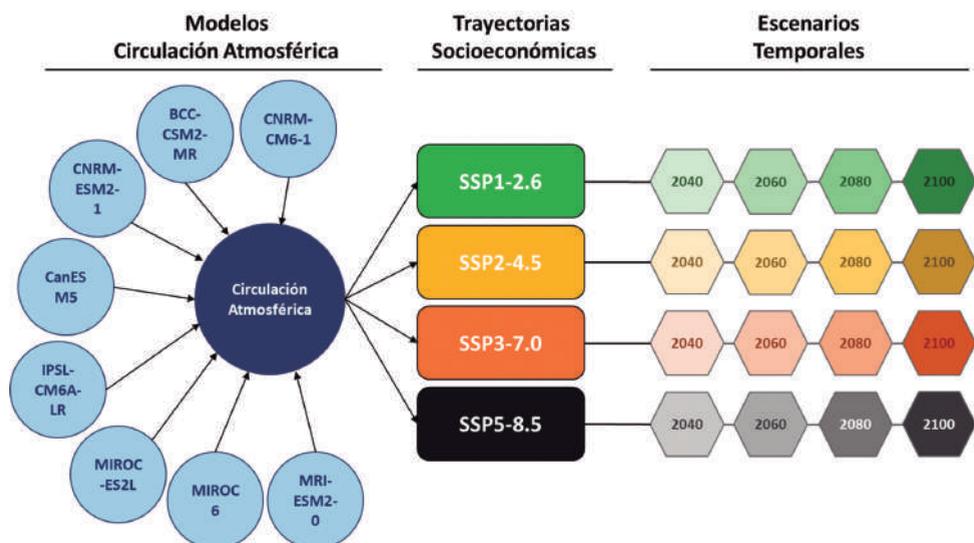


Figura 54. Escenarios de cambio climático establecidos en la base de datos WoldClim2 acordes a los escenarios planteados en el IPCC en su sexto informe.

Al igual que los datos climáticos históricos, los datos 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 cuatro escenarios de emisiones y cuatro 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 54).

- **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 km 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 han agrupado 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 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 perdicera 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 ha realizado 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 22 variables disponibles, obteniendo la significancia (α) individual de cada variable dentro del modelo (Muñoz y Real, 2006). Posteriormente, para evitar la multicolinealidad entre estas variables, se ha aplicado un coeficiente de correlación de Spearman entre ellas. Para cada pareja de variables con valor de correlación superior a 0,8, se ha seleccionado la variable con mayor nivel de significancia individual (α) (Chamorro et al., 2020).

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 1.2.4. *Modelo de distribución espacial del águila perdicera en Extremadura*).

Para realizar la proyección de los datos a los distintos escenarios de cambio climático, se ha utilizado 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 ha calculado posteriormente mediante la siguiente fórmula:

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

También es importante conocer cuál es el peso en el modelo para los factores topográficos respecto a los climáticos (Hothorn et al., 2011). Por ello, se ha realizado una partición de la variación para conocer el peso en el modelo entre estos dos factores de forma individualizada y su combinación (Real et al., 2010).

Finalmente, se ha calculado 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. Valores altos 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).

8.3. RESULTADOS

En el estudio del águila perdicera y el cambio climático, el análisis de multicolinealidad ha descartado 14 de las 22 variables evaluadas, reduciéndose a cinco mediante la técnica FDR (Anexo I). Se ha configurado finalmente un modelo en tres pasos con dos variables explicativas resultantes, ambas estadísticamente significativas (Tabla 38). Las dos variables seleccionadas por el modelo (isotermalidad y la precipitación del mes más árido) han presentado signo negativo. Además, no se han encontrado en el modelo diferencias significativas ($HyL > 0,05$) entre lo observado y lo esperado en la prueba de Hosmer y Lemeshow ($HyL = 0,096$).

	VARIABLES	β	E.T.	WALD	SIG.	EXP(B)
1	Bio03 (-)	-0,591	0,097	37,268	0,000	0,554
2	Bio14 (-)	-0,799	0,157	25,908	0,000	0,450
	Constante	26,661	4,472	35,548	0,000	4E+011

Tabla 38. Variables en el último paso de la regresión logística (Paso 3), ordenadas por su inclusión en el modelo. β : 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 ha obtenido la favorabilidad de la especie para los datos climáticos históricos, mostrando los resultados de la misma en dos y tres clases por cuadrículas UTM 10km de lado (Figura 55). Para la primera clasificación se han obtenido 230 (45 %) cuadrículas con una favorabilidad mayor de 0,5 (Figura 55.A); mientras que para la segunda clasificación, se han establecido 13 cuadrículas (3 %) de favorabilidad alta ($> 0,8$), 86 (17 %) de favorabilidad baja ($< 0,2$) y 417 cuadrículas (81 %) de favorabilidad intermedia (0,2-0,8) (Figura 55.B).

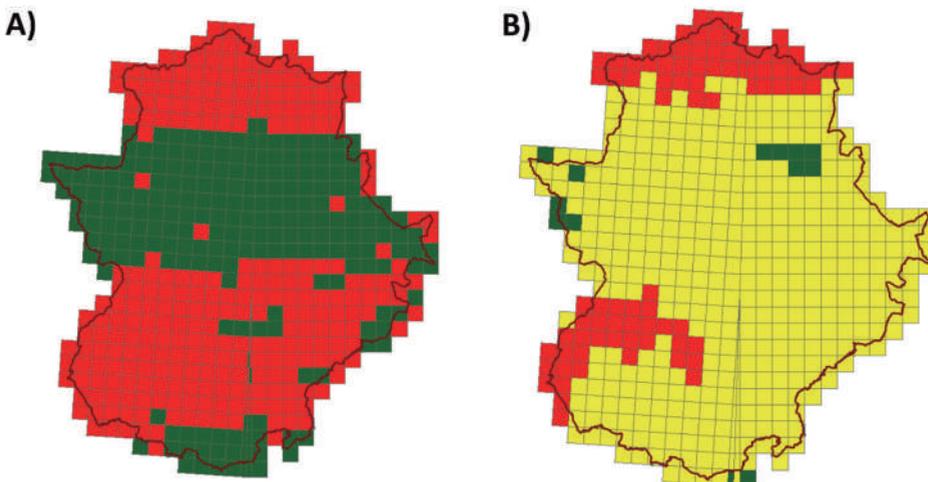


Figura 55. Resultados de favorabilidad climática histórica para el águila perdicera (*Aquila fasciata*). A: dos clases: valores de favorabilidad $> 0,5$ (verde) y $< 0,5$ (rojo); B: tres clases: baja favorabilidad $< 0,2$ (rojo), favorabilidad intermedia 0,2-0,8 (amarillo) y alta favorabilidad $> 0,8$ (verde).

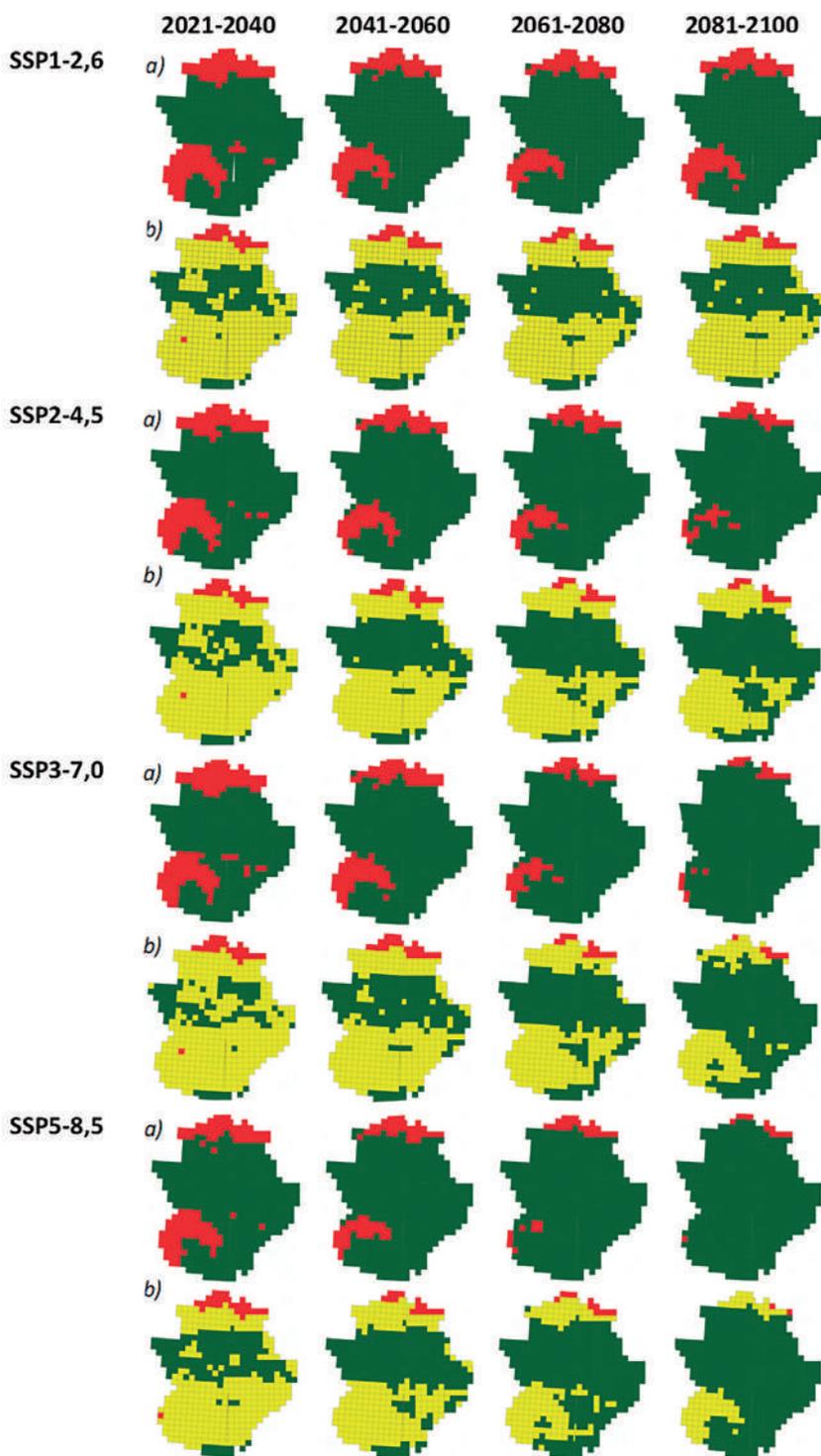


Figura 56. Resultados gráficos de la variación de favorabilidad total en Extremadura por escenarios temporales y de emisión (SSP). a) dos clases: valores de favorabilidad $>0,5$ (verde) y $<0,5$ (rojo), b) tres clases: baja favorabilidad $<0,2$ (rojo), favorabilidad intermedia $0,2-0,8$ (amarillo) y alta favorabilidad $>0,8$ (verde).

Tanto en la clasificación de dos categorías de favorabilidad como en la de tres, se ha observado un aumento importante del porcentaje de cuadrículas en los escenarios futuros respecto a los resultados históricos (Tabla 39 y 41, Figura 56). Este aumento ha sido muy acusado entre los resultados de la favorabilidad climática histórica y los del primer escenario temporal, probablemente debido al mayor rango de tiempo existente entre los datos presentes (1970-2000) y futuros (2021-2040). Para los distintos escenarios temporales y de emisión, ya fuera en la clasificación de dos categorías o en la de tres, se ha podido ver cómo la superficie de zonas con mayor favorabilidad ha aumentado a medida que los escenarios de emisiones son más catastróficos y lejanos. Tal es así, que en la clasificación de tres categorías, en el escenario de mayores emisiones y en el futuro más alejado (SSP5-8,5 2081-2100), el 84,2 % de la superficie de Extremadura ha presentado una favorabilidad climática alta para la especie ($> 0,8$) (Tabla 40).

	HISTÓRICO		2021-2040		2041-2060		2061-2080		2081-2100	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
SSP1-2,6	44,6	55,4	75,0	25,0	81,2	18,8	83,9	16,1	81,6	18,4
SSP2-4,5			75,4	24,6	82,4	17,6	87,4	12,6	91,3	8,7
SSP3-7,0			73,4	26,6	81,0	19,0	89,0	11,0	95,7	4,3
SSP5-8,5			78,1	21,9	86,4	13,6	93,4	6,6	97,7	2,3

Tabla 39. Porcentaje de cuadrículas en las distintas categorías de favorabilidad climática para cada escenario temporal y de emisión (SSP). (a: favorabilidad $< 0,5$; b: favorabilidad $> 0,5$).

	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	16,7	80,8	2,5	5,3	67,7	27,0	4,3	58,2	37,5	3,7	54,7	41,6	4,3	58,0	37,7
SSP2-4,5				5,3	70,2	24,5	4,3	53,7	42,0	2,7	47,9	49,4	2,5	39,3	58,2
SSP3-7,0				5,3	73,9	20,8	4,5	57,4	38,1	2,7	44,6	52,7	1,4	26,1	72,6
SSP5-8,5				5,4	61,9	32,7	2,9	48,8	48,2	2,1	29,4	68,5	0,4	15,4	84,2

Tabla 40. 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 $> 0,8$).

Atendiendo al aumento relativo entre los distintos periodos de las zonas muy favorables (> 0,8), se ha podido observar una disminución en la tasa de aumento de la favorabilidad a lo largo del tiempo, a excepción del último periodo del escenario SSP1-2,6 donde la favorabilidad ha disminuido ligeramente respecto al periodo anterior (Tabla 34).

SSP/PERIODOS	2021-2040	2041-2060	2061-2080	2081-2100
SSP1-2,6	↑(1069%)	↑(39%)	↑(11%)	↓(9%)
SSP2-4,5	↑(1069%)	↑(71%)	↑(18%)	↑(18%)
SSP3-7,0	↑(823%)	↑(83%)	↑(38%)	↑(38%)
SSP5-8,5	↑(1292%)	↑(48%)	↑(42%)	↑(23%)

Tabla 41. Resultados de la variación porcentual entre periodos temporales del número de cuadrículas de alta favorabilidad (> 0,8) en Extremadura.

Los índices de variación de la favorabilidad (Tabla 42) han mostrado un incremento de las áreas climáticas favorables a la especie (I), de tal forma que mayor era la favorabilidad a medida que peor era el escenario socioeconómico de emisiones y su proyección en el tiempo. Con los valores de 0 se ha observado lo contrario, puesto que, cuanto mayores han sido los escenarios de emisión y proyección futura, menores han sido sus valores, indicando que, aunque se comparta un alto porcentaje de cuadrículas favorables entre los escenarios presentes y futuros, esta variación espacial ha aumentado, produciéndose en el futuro un traslado de las zonas de mayor favorabilidad. Sin embargo, esta variación no ha sido suficiente para que afecte a las zonas favorables actuales, que se mantendrán en todos los escenarios proyectados (M) y no serán sustituidas por zonas desfavorables (S).

SSP/PERIODOS		2021-2040	2041-2060	2061-2080	2081-2100
SSP1-2,6	I	0,414	0,519	0,570	0,521
	O	0,707	0,658	0,637	0,658
	M	1,000	1,000	1,000	1,000
	S	0,000	0,000	0,000	0,000
SSP2-4,5	I	0,414	0,554	0,652	0,721
	O	0,707	0,644	0,605	0,581
	M	1,000	1,000	1,000	1,000
	S	0,000	0,000	0,000	0,000
SSP3-7,0	I	0,377	0,521	0,678	0,853
	O	0,726	0,657	0,596	0,540
	M	1,000	1,000	1,000	1,000
	S	0,000	0,000	0,000	0,000
SSP4-8,5	I	0,447	0,635	0,803	0,976
	O	0,691	0,611	0,555	0,506
	M	1,000	1,000	1,000	1,000
	S	0,000	0,000	0,000	0,000

Tabla 42. 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).

La favorabilidad climática actual del águila perdicera en Extremadura presenta una marcada heterogeneidad, siendo las zonas altamente favorables muy escasas, encontrándose principalmente en las comarcas de Villuercas-Ibores-Jara, Monfragüe y su entorno y Sierra de San Pedro-Los Baldíos. Estas áreas son coincidentes con parte de los núcleos en los que se agrupa la especie: Villuercas-Ibores, Sierra de San Pedro y Tajo Internacional. Las zonas de favorabilidad intermedia cubren la mayor parte del territorio, a excepción del norte y suroeste de la región, donde predominan las zonas de favorabilidad climática baja.

El águila perdicera se encuentra en lugares cálidos y áridos, mostrando, por tanto, un marcado carácter termófilo (Cramps y Simmons, 1980). Este hecho es coincidente con la selección por parte del modelo de las dos variables que condicionan la favorabilidad climática de la especie en Extremadura: la isothermalidad y las precipitaciones en el mes más seco. La isothermalidad parece ser un factor importante para la especie, puesto que, al igual que ocurría en el modelo de distribución en la comunidad, ha sido seleccionada negativamente por el águila perdicera, de tal modo que evita las zonas donde existen extremos térmicos (Ver 1.3.4. *Modelo de distribución espacial del águila perdicera en Extremadura*). Por otra parte, la selección negativa de aquellas zonas con mayor cantidad de precipitaciones durante el mes más seco del año, junto a la selección positiva por las temperaturas de verano mayores que ha mostrado en los anteriores modelos a diferentes escalas (Ver 1.3.4. *Modelo de distribución espacial del águila perdicera en Extremadura* y 5.3.1. *Selección de hábitat del águila perdicera en Extremadura*), sería indicativo de la preferencia que tiene la especie por áreas con clima mediterráneo, donde las bajas precipitaciones son coincidentes con los meses estivales, que resultan ser los más áridos y calurosos del año. Muñoz et al. (2005, 2013) y López-López et al. (2006) también han constatado que factores climatológicos como las temperaturas y las precipitaciones, caracterizan la distribución de la especie a diferentes escalas. La temperatura es una variable climática de gran peso para la distribución de la especie, puesto que se ha visto que está relacionada con su éxito reproductivo a lo largo de su gradiente de distribución en el Mediterráneo (Ontiveros y Pleguezuelos, 2003b).

El estudio de la favorabilidad climática en función de los distintos escenarios de emisiones (SSP) y temporales, ha mostrado que la especie no se verá afectada negativamente por el cambio climático en la región. El aumento de las temperaturas no tendrá una incidencia negativa directa sobre su favorabilidad climática, puesto que su querencia por las zonas cálidas le permitirá expandir su rango de distribución hacia otras áreas que no le son favorables climáticamente en la actualidad. Otros estudios realizados con datos pertenecientes a informes previos al sexto informe del IPCC, también han apuntado a un aumento de la distribución y favorabilidad para la especie en escenarios de cambio climático (Araújo et al., 2011; Muñoz et al., 2013, 2015).

El cambio climático se asocia a cambios en el tamaño corporal de las aves (Yom-Tov y Yom-Tov, 2006; Van Buskirk et al., 2010; Goodman et al., 2011; Møller et al., 2018). En el caso del águila perdicera, no se han encontrado diferencias en la biometría de la especie en función de la temperatura media anual en poblaciones de la Península Ibérica y el suroeste de Francia (Días, 2020). Aunque en la población del suroeste de Portugal, los individuos son ligeramente mayores que los del resto de poblaciones estudiadas, esto se debe probablemente a su adaptación a zonas más forestales, ya que la gran mayoría de parejas de la población tienen hábitos de nidificación arborícolas (Días, 2020). Uno de los parámetros que se ha observado que difiere del resto de poblaciones ibéricas es el tamaño de la cola, siendo mayor en la población portuguesa, y que podría ser reflejo de su adaptación a una vida mayoritariamente forestal, puesto que colas de mayor tamaño permiten una mayor maniobrabilidad (Norberg, 1990).

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
A1		≥ 90%	≥ 70%	≥ 50%
A2, A3 & A4		≥ 80%	≥ 50%	≥ 30%
A1	Reducción del tamaño de la población observada, estimada, inferida o sospechada, en el pasado donde las causas de la reducción son claramente reversibles y entendidas y conocidas y han cesado.	<i>Con base en y especificando cualquiera de los siguientes puntos:</i>		(a) observación directa [excepto A3] (b) un índice de abundancia apropiado para el taxón (c) una reducción del área de ocupación (A00), extensión de presencia (E00) y/o calidad del hábitat (d) niveles de explotación reales o potenciales (e) como consecuencia de taxones introducidos, hibridación, patógenos, contaminantes, competidores o parásitos
A2	Reducción del tamaño de la población observada, estimada, inferida o sospechada, en el pasado, donde las causas de la reducción pudieron no haber cesado o no ser entendidas y conocidas o no ser reversibles.			
A3	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].			
A4	Reducción del tamaño de la población observada, estimada, inferida, proyectada o sospechada donde el período de tiempo considerado debe incluir el pasado y el futuro (hasta un máx. de 100 años en el futuro), y donde las causas de la reducción pueden no haber cesado o pueden no ser entendidas y conocidas o pueden no ser reversibles.			
B. Distribución geográfica representada como extensión de presencia (B1) Y/O área de ocupación (B2)				
		En Peligro Crítico	En Peligro	Vulnerable
B1.	Extensión de presencia (E00)	< 100 km ²	< 5.000 km ²	< 20.000 km ²
B2.	Área de ocupación (A00)	< 10 km ²	< 500 km ²	< 2.000 km ²
Y por lo menos 2 de las siguientes 3 condiciones:				
(a)	Severamente fragmentada, 0 número de localidades	= 1	≤ 5	≤ 10
(b)	Disminución continua observada, estimada, inferida o proyectada en cualesquiera de: (i) extensión de presencia; (ii) área de ocupación; (iii) área, extensión y/o calidad del hábitat; (iv) número de localidades o subpoblaciones; (v) número de individuos maduros.			
(c)	Fluctuaciones extremas en cualesquiera de: (i) extensión de presencia; (ii) área de ocupación; (iii) número de localidades o subpoblaciones; (iv) número de individuos maduros.			
C. Pequeño tamaño de la población y disminución.				
		En Peligro Crítico	En Peligro	Vulnerable
Número de individuos maduros		< 250	< 2.500	< 10.000
Y por lo menos, uno de C1 o C2				
C1.	Una disminución 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 generación (lo que fuese más largo)	El 10% en 10 años o 3 generación (lo que fuese más largo)
C2.	Una disminución continua observada, estimada, proyectada o inferida Y por lo menos 1 de las siguientes 3 condiciones:			
(a)	(i) Número de individuos maduro en cada subpoblación	≤ 50	≤ 250	≤ 1.000
	(ii) % de individuos en una sola subpoblación =	9-100%	95-100%	100%
(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.	<i>Solo aplicable a la categoría VU</i> Área de ocupación restringida o bajo número de localidades con una posibilidad razonable de verse afectados por una amenaza futura que podría elevar al taxón a CR o EX en un tiempo muy corto.	-	-	D2. Típicamente A00 < 20 km ² o número de localidades ≤ 5
E. Análisis Cuantitativo				
		En Peligro Crítico	En Peligro	Vulnerable
Indica que la probabilidad de extinción en estado silvestres:		≥ 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 36. Resumen de los criterios para la evaluación de especies de la UICN. Fuente: UICN (2012a).

De igual forma, los efectos del cambio climático son patentes en la migración de diferentes grupos de especies de aves (Koleček *et al.*, 2020; Orellana-Macias *et al.*, 2020). Uno de los efectos del calentamiento global en las aves rapaces, son los cambios en los patrones de migración, puesto que aquellas que son migradoras de corta distancia retrasan la fecha de partida de sus migraciones otoñales (Jaffré *et al.*, 2013), mientras que las migradoras de larga distancia, la adelantan (Filippi-Codaccioni *et al.*, 2010). El águila perdicera, al ser mayoritariamente una especie sedentaria —a excepción de los juveniles, que son los que realizan los movimientos dispersivos—, no se vería afectada en ese aspecto (Cramp y Simmons, 1980).

Sin embargo, los cambios en la climatología podrían incidir en la especie de forma indirecta. Algunas de sus presas principales podrían verse afectadas por los cambios en las temperaturas y regímenes de precipitaciones, y por ende, podrían amenazar el mantenimiento de las poblaciones de la especie en el futuro. En todo caso y bajo escenarios climáticos adversos, tanto el conejo como la perdiz se prevé que aumenten sus distribuciones para el 2041-2070 (Araújo *et al.*, 2011), y por lo tanto, no se vea afectada la dieta principal del águila perdicera.

Aparentemente, el cambio climático no va a tener un efecto negativo sobre el águila perdicera, e incluso le podría ser favorable. Sin embargo, es de vital importancia la monitorización tanto de la especie de interés, como de sus presas, ya que los modelos son aproximaciones a la realidad (no reflejos perfectos de la misma), por lo que pueden fallar, y realmente no se tiene la certeza absoluta de cuál será el impacto real que tendrán los cambios en las temperaturas y precipitaciones sobre la biología de la especie.

9. ESTATUS DE CONSERVACIÓN Y AMENAZAS

9.1. INTRODUCCIÓN

La pérdida de biodiversidad mundial es una de las mayores amenazas a las que se enfrenta el planeta, con muchas especies sufriendo disminuciones poblacionales hasta llegar a umbrales críticos y extinguiéndose (Hilton-Taylor *et al.*, 2009). En este contexto, el nivel de atención que requieren los taxones amenazados, así como las posibles inversiones que se pueden realizar para tratar de recuperarlos, se consiguen a través de evaluaciones de su estatus de conservación (Possingham *et al.*, 2002; Rodrigues *et al.*, 2006).

Para evaluar el estado actual de conservación de las diferentes especies, 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 ese año, 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).

Debido a que el uso de este sistema de evaluación del estatus de conservación de las especies es ampliamente utilizado, gracias a la objetividad que presenta; en el presente apartado se ha acometido por primera vez la evaluación del estatus de conservación del águila perdicera en la comunidad de Extremadura en base a las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN.

9.2. METODOLOGÍA

9.2.1. Evaluación del estatus de conservación

La evaluación del estatus de conservación del águila perdicera 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 43) 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 fue suficiente, no ha sido posible acometerlo.

Una vez se ha determinado 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 57).

9.2.2. Ingresos en centros de recuperación

Se han utilizado datos sobre los ingresos de ejemplares de águila perdicera procedentes del Centro de Recuperación de Fauna Salvaje "Los Hornos" (Sierra de Fuentes, Cáceres) y el Hospital de Fauna Salvaje de AMUS (Villafranca de los Barros, Badajoz) entre los años 2009 y 2021.

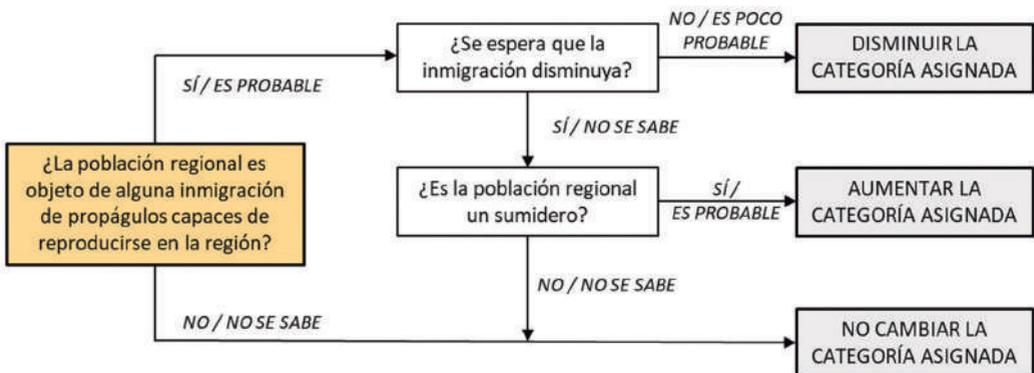


Figura 57. Esquema conceptual para ajustar a una evaluación regional la categoría preliminar obtenida según los criterios de la UICN para una población reproductora. Fuente: UICN (2012b).

9.3. RESULTADOS

9.3.1. Estatus de conservación

Según la UICN, a nivel global, el águila perdicera tiene el estatus de “De Preocupación Menor” (LC) (BirdLife International, 2019) (Figura 58). La especie no alcanza ninguno de los valores umbrales definidos por los diferentes criterios para categorizarla como “Vulnerable”, que es la categoría de amenaza de menor nivel. A pesar de que las poblaciones mundiales parecen mostrar tendencias negativas a largo plazo, se cree que el declive no se está produciendo lo suficientemente rápido, por lo que no se le puede aplicar el criterio que tiene en cuenta la reducción del tamaño poblacional producida en los últimos 10 años o tres generaciones (Criterio A). Por otra parte, el águila perdicera cuenta con un rango de distribución extenso, y por lo tanto, tampoco cumple con los valores umbrales que establece el criterio que evalúa el tamaño de la distribución geográfica (Criterio B). Respecto al tamaño poblacional, es considerado pequeño a grande, de forma moderada, pero no se cree que alcance los valores mínimos que establece el criterio que evalúa cómo de pequeño es el tamaño de la población y su disminución (Criterio C). Por último, actualmente se estima que la población mundial de la especie cuenta con 20.000-49.999 individuos, y tampoco se le puede catalogar como amenazada por el criterio que tiene en cuenta cómo de pequeña o restringida se encuentra la población (Criterio D).

La categoría a nivel europeo que ostenta es la de “Preocupación menor” (LC) (BirdLife International, 2021a). Su nivel de conservación ha mejorado recientemente, ya que la anterior evaluación la catalogaba como “Casi Amenazada” (NT A2abcde), dado que se habían observado descensos moderadamente rápidos durante las 3 últimas generaciones en España, país que alberga aproximadamente el 66 % de la población europea (BirdLife International, 2015a). Actualmente, tanto en Europa como en la EU28 se estima que el tamaño de la población se encuentra estable, de ahí la categoría que posee (BirdLife International, 2021a).

La evaluación del estatus del águila perdicera en España llevada a cabo en 2004 en el *Libro Rojo de las Aves de España* (Real, 2004), le asignó el estatus de “En Peligro” (EN C1). En el momento de la evaluación, el águila perdicera había prácticamente desaparecido de la meseta norte, manteniéndose algunas poblaciones relicticas en Castilla y León, y habiéndose fragmentado su distribución en la zona centro de la península y Castilla – La Mancha. Las poblaciones del sureste, levantinas y catalanas, habían sufrido bruscos descensos (entre el 25 – 50 %) en las dos décadas previas. Por el contrario, las poblaciones de Andalucía y Extremadura eran las que mantenían tendencias estables. La población española, en el momento de la catalogación estaba constituida por 656-721 parejas reproductoras; factor que sumado a los acusados descensos poblacionales que sufrió, justificaban que se le asignara tal categoría de amenaza según el Criterio C.



Figura 58. Águila perdicera (*Aquila fasciata*) en vuelo marcada con transmisor. Autor: Ángel Sánchez García.

Recientemente, se ha realizado una actualización del *Libro Rojo*, en donde se observa una recuperación del estado de conservación del águila perdicera en España, encontrándose actualmente como Vulnerable (VU [A2ac; C1]) (Viada, 2021). La población se ha reducido en un 30 % en 2,8 generaciones, y se ha producido un deterioro de la calidad de su hábitat debido al aumento de la presencia de líneas eléctricas y una disminución del alimento (principalmente conejo)(Criterio A2ac). Por otra parte, debido a que el número de individuos reproductores es de aproximadamente 1.500 ejemplares, y se ha producido una reducción de la población de cerca del 30 % durante las tres últimas generaciones; se superan los criterios para clasificarla como Vulnerable por el Criterio C1, que requiere de un tamaño poblacional menor de 10.000 individuos maduros y una reducción del 10 % en 10 años o tres generaciones.

En Extremadura, el estatus actual de la especie es de "Vulnerable" (VU D) (Tabla 44). La población de águila perdicera se encuentra estable, y en los últimos 10 años, no se han observado reducciones acusadas en el número de individuos, no pudiéndose aplicar de esta forma el Criterio A. Respecto a la distribución geográfica, la extensión de presencia(E00) que tiene es de 37.058,08 km², mientras que su área de ocupación(A00)es de 1.024,00 km², lo que podría permitir la aplicación del Criterio B, y ser catalogada como Vulnerable. No obstante, no cumple los requisitos adicionales para poder emplear dicho criterio (ej. Disminución continua/fluctuaciones extremas en E00, A00, nº de localidades, nº de individuos maduros). Por otra parte, la población presenta un tamaño pequeño, con un total de 192 individuos maduros en 2019, aunque no ha sufrido ningún tipo de disminución en los 10 años previos, por lo que no se aplica el Criterio C. Sin embargo, al tener menos de 250 individuos maduros, alcanza el umbral de Criterio D para la categoría de "En Peligro". La población extremeña

de águila perdicera se considera principalmente como una población fuente que provee individuos al resto de poblaciones ibéricas, aunque también recibe individuos de otras poblaciones, como la andaluza (Hernández-Matías *et al.*, 2013); por lo que, tras el ajuste de evaluación, se le disminuiría la categoría de amenaza, quedando como Vulnerable (VU D).

CRITERIO	JUSTIFICACIÓN
A. Reducción del tamaño poblacional.	Población estable , sin reducciones acusadas en el número de efectivos.
B. Distribución geográfica representada como extensión de presencia (B1) Y/O área de ocupación (B2)	E00: 37.058,08 km² A00: 1.024,00 km² Por el A00, podría catalogarse como Vulnerable, pero no cumple los requisitos adicionales.
C. Pequeño tamaño de la población y disminución.	Nº de individuos en la población en 2019: 192 Pero sin disminución observada en los 10 años previos.
D. Población muy pequeña o restringida.	Nº de individuos en la población en 2019: 192 Al tener <250 individuos maduros → <i>En Peligro (EN D)</i> → Vulnerable (VU D) (Tras ajuste de categoría)
E. Análisis Cuantitativo	No aplicable debido a la falta de información.

Tabla 44. 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 perdicera (*Aquila fasciata*) en Extremadura.

9.3.2. Amenazas

Según el *Plan de Acción Europeo para el Águila Perdicera* (Unión Europea, 1997), las amenazas y factores limitantes a las que se enfrenta la especie en toda Europa son: la persecución (incidencia crítica), la electrocución (incidencia crítica), la destrucción de hábitat (incidencia alta), la baja disponibilidad de alimento (incidencia alta), la perturbación humana (incidencia media) y la competencia interespecífica (incidencia baja).

En el caso concreto de nuestro país, en el *Libro Rojo de las Aves de España* (Viada, 2021), además de las anteriores amenazas, se considera que la especie también es vulnerable ante colisiones y atropellos, ahogamiento en balsas de riego y la depredación (por parte del águila real).

En Extremadura, no todas las amenazas se presentan, o tienen una incidencia baja sobre la especie. En los centros de recuperación de fauna de Centro de Recuperación de Fauna Salvaje “Los Hornos” (Sierra de Fuentes, Cáceres) y el Hospital de Fauna Salvaje de AMUS (Villafranca de los Barros, Badajoz) han ingresado un total de 32 águilas perdiceras entre los años 2009 y 2021, por una gran variedad de causas. El motivo más importante de ingreso ha sido por decomisión, con un total de nueve ejemplares

(Figura 59). Los traumatismos también han sido causa importante de ingreso, algunos de ellos producidos por colisiones (ej. con tendidos eléctricos), seguidos por las electrocuciones (Figura 59). El mayor número de ingresos se ha producido en el año 2010, con un máximo de 10 individuos (Figura 60). Cabe aclarar que el presente texto se ha desarrollado durante el transcurso de 2021, por lo que realmente se desconoce el número total de ejemplares que hayan podido ingresar en dicho año. Finalmente, es de destacar que el 31 % de los animales que han ingresado a los centros de recuperación han podido ser recuperados y liberados (Tabla 45).

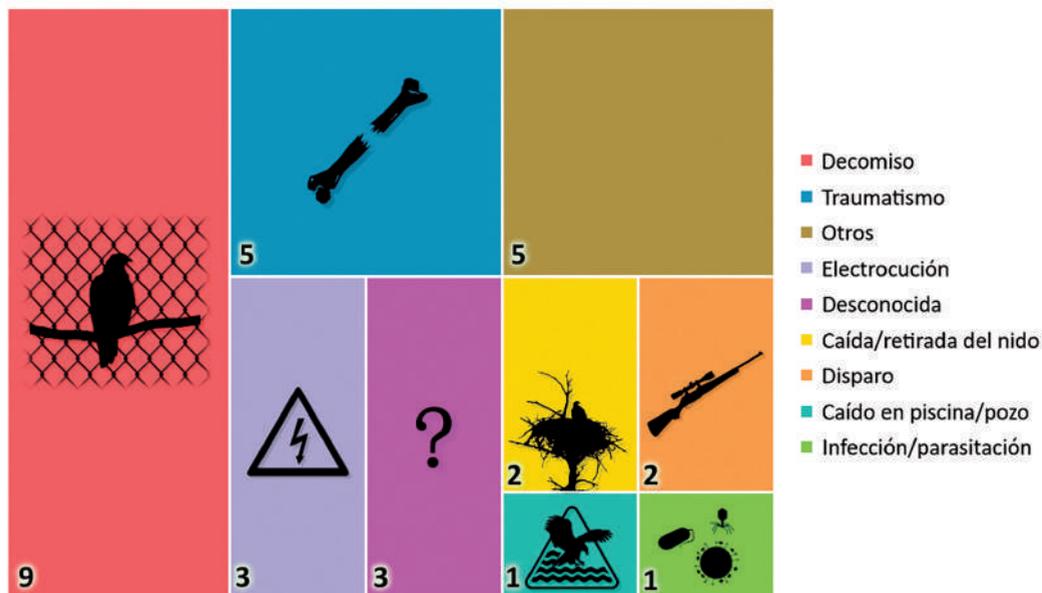


Figura 59. Número de águilas perdiceras (*Aquila fasciata*) ingresadas en los centros de recuperación extremeños en función de la causa de ingreso.

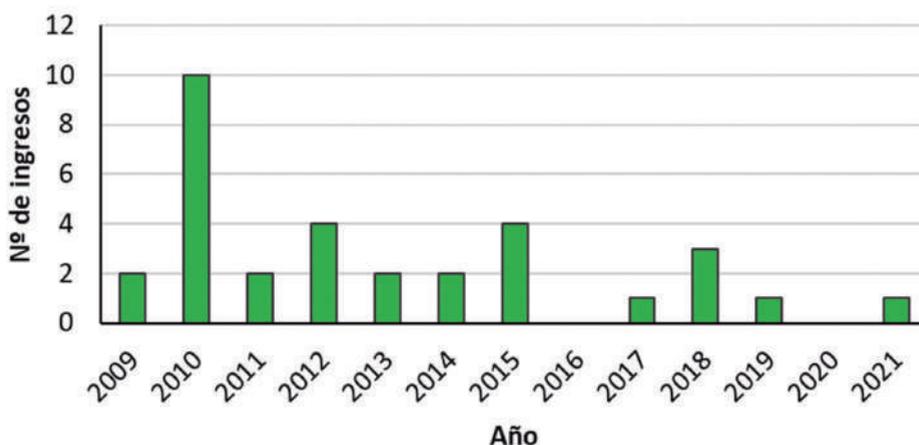


Figura 60. Número de ingresos de águila perdicera (*Aquila fasciata*) en los centros de recuperación extremeños por año.

RESULTADO	Nº INDIVIDUOS
Ingresa muerto	7
Eutanasia	3
Irrecuperable	5
Liberado	2
Muerte	5
Recuperado	10

Tabla 45. Número ingresos de águila perdicera (*Aquila fasciata*) en los centros de recuperación extremeños en función del resultado tras su ingreso.

A pesar de los distintos motivos por los cuales los individuos de águila perdicera han ingresado en los centros de recuperación, se considera que las amenazas que pueden poner en peligro el estado de conservación de la especie en la comunidad extremeña son las siguientes:

- **Electrocución**

Las aves rapaces son el grupo más susceptible a las electrocuciones, llegando a constituir el 64 % del total de aves electrocutadas entre 1990 y 2020 en España (GREFA, 2020). La mayor amenaza descrita para el águila perdicera en nuestro país son las electrocuciones y el choque con tendidos eléctricos, registrándose 325 muertes de la especie por esta causa durante este periodo de tiempo, constituyendo el 2,09 % de aves electrocutadas (GREFA, 2020). En la comunidad extremeña se han dado un total de 201 casos de electrocución entre 2012 y 2016, y solamente se han registrado tres muertes de águila perdicera (GREFA, 2020) (Tabla 46).

Extremadura tiene una normativa autonómica de protección de tendidos para la avifauna, contemplada en el Decreto 47/2004, de 20 de abril, por el que se dictan normas de carácter técnico de adecuación de las líneas eléctricas para la protección del medio ambiente. A través de este Decreto, se indica que es preferente la instalación de crucetas "tipo bóveda" sin aisladores rígidos, que son los que menor peligro suponen para las aves; al igual que la aplicación de medidas disuasorias eficaces para que no se posen en las crucetas (Junta de Extremadura, 2004). Por otra parte, las distintas zonas ZEPAS existentes en la región aplican medidas particulares para la protección de la avifauna contra la colisión y electrocución en las líneas eléctricas aéreas de alta tensión que pasan por estas zonas. Entre las distintas actuaciones se encuentran actividades de localización, descripción y actualización de las líneas causantes de mortalidad o potencialmente peligrosas mediante prospecciones periódicas de las redes que atraviesan las ZEPAS; al igual que la corrección de las estructuras de conducción eléctricas.

COMUNIDAD AUTÓNOMA	ELECTROCUCIONES	PERIODO	PAREJAS SEGURAS (2005)	PAREJAS SEGURAS (2018)	TENDENCIA
Cataluña	32	2012-2019	65	77	+++
Islas Baleares	18	1998-2018	Sin presencia	8	++
Madrid	7	2011-2016	2	3	+
Extremadura	3	2012-2016	90	92	+
Castilla y León	0	2012-2016	14	17	+
Región de Murcia	26	2013-2017	22	22	=
Navarra	0	2010-2016	3	1	-
La Rioja	1	1990-2017	6	2	-
País Vasco	0	2008-2016	1	0	-
Andalucía	160	1990-2019	321	317	-
Aragón	17	2008-2018	31	20	---
Castilla-La Mancha	42	2012-2016	85	71	---
Comunidad Valenciana	19	2013-2017	93	81	---
TOTAL	325		733	711	

Tabla 46. Número de águilas perdiceras (*Aquila fasciata*) electrocutadas en tendidos eléctricos por comunidad autónoma en comparación con su tamaño y tendencia poblacional. (Parejas seguras: Del Moral, 2006 y Del Moral y Molina, 2018) (Tendencia: +++ fuerte aumento, ++ moderado aumento, + ligero aumento, --- fuerte declive, - ligero declive, = estable). Fuente: GREFA, 2020.

Aunque el número de individuos electrocutados en Extremadura no es significativo, no es indicativo de que la especie no se encuentre amenazada por este motivo en la región. Las muertes por esta causa son especialmente difíciles de detectar, puesto que es complicado hacer un seguimiento exhaustivo de toda la red eléctrica que recorre la comunidad, encontrándose gran parte de ella en territorios inhóspitos y que no son frecuentemente visitados. Recientemente, para intentar solventar este problema, desde AMUS se ha creado la UCRA (Unidad Canina para el Rastreo y Rescate de Aves Accidentadas en Tendidos Eléctricos). Este proyecto se compone de una unidad canina especializada en biodetección de aves electrocutadas o colisionadas, para así conocer cuál es la magnitud real del problema (AMUS, 2020).

Los ejemplares jóvenes de grandes águilas muestran una mayor vulnerabilidad ante las electrocuciones, debido a que utilizan más frecuentemente los apoyos eléctricos como posaderos. Estudios en otras comunidades autónomas en los que la causa principal de muerte del águila perdicera es la electrocución y colisión con líneas eléctricas, observaron que las aves no territoriales – que por lo general son individuos inmaduros o jóvenes –, sufrieron mayor mortalidad que las aves territoriales (Hernández-Matías *et al.*, 2015)(Figura 61).



Figura 61. Juvenil de águila perdicera (*Aquila fasciata*) muerto por electrocución en el centro de recuperación de AMUS. Autor: AMUS.

· **Envenenamiento**

Aunque no existe mucha información al respecto, otra potencial amenaza para la especie es el uso ilegal del veneno. La competencia entre el hombre y los distintos depredadores (zorros, lobos y aves rapaces) por los recursos cinegéticos, ganaderos e incluso agrícolas, ha propiciado el uso de cebos envenenados. Se trata de una práctica ilegal, tanto a nivel nacional como europeo, ya que su utilización carece de selectividad y suponen una seria amenaza para diversas especies. En España, entre los años 1992 y 2017, las aves rapaces han constituido el 35 % de todos los casos de animales envenenados (De la Bodega *et al.*, 2020). Dentro de este grupo, las especies afectadas mayormente son las necrófagas, sin embargo, en este margen de tiempo se han registrado 65 muertes de águilas perdiceras por este motivo (De la Bodega *et al.*, 2020). En Extremadura no existen datos específicos respecto al número de águilas perdiceras muertas por esta causa, aunque de forma general, se han cuantificado 650 muertes animales por veneno en la comunidad (De la Bodega *et al.*, 2020).

En Extremadura se han tomado medidas contra el uso de veneno en el campo, puesto que en 2015 se publicó en el DOE la Orden de 27 de marzo de 2015, por la que se aprueba la Estrategia Extremeña contra el uso ilegal de cebos envenenados en el medio natural. Esta estrategia tiene como objetivo principal la erradicación del uso ilegal de los cebos envenenados en la naturaleza, a través de una serie de líneas de actuación (Junta de Extremadura, 2015b).

· **Actividades cinegéticas**

Real (2004) menciona que en Extremadura, algunos de los problemas que tiene el águila perdicera están relacionados con la caza y la gestión de los cotos. Los casos de furtivismo por disparo sobre la especie no son muy conocidos y parecen ser escasos, pero a través del Plan de Conservación del Hábitat que tiene el águila perdicera en la comunidad, se están llevando a cabo diversas actuaciones para permitir cumplir el objetivo de erradicar la mortalidad no natural que sufre. En este aspecto, las actuaciones están dirigidas a la consideración de la presencia de la especie en los planes cinegéticos de los cotos de caza, para que se pueda llevar a cabo una planificación de las actividades cinegéticas, y reducir de esta forma las probabilidades de mortalidad de los individuos y las molestias durante la reproducción (Junta de Extremadura, 2015a).

· **Competencia interespecífica**

La especie no solo está afectada por actividades humanas, sino que también está sufriendo presiones no antrópicas que pueden estar limitando el crecimiento de las poblaciones. La competencia con otras especies rupícolas, y en especial, con el buitre leonado, puede que sea la causa que subyace tras la disminución de las poblaciones del águila perdicera en determinadas zonas de Extremadura (Ver apartados 4.3.2. *Tendencia de las poblaciones en cada uno de los núcleos de estudio* y 7.3.5. *Usurpaciones*). El buitre leonado presenta una fenología reproductora más temprana que nuestra especie de interés (Fernández, 1973), por lo que ocupa antes los lugares de nidificación, disminuyendo la disponibilidad de los mismos para el águila perdicera. Ante tal amenaza, uno de los objetivos que plantea el Plan de Conservación del Hábitat del Águila Perdicera (Junta de Extremadura, 2015a), es el de disminuir los riesgos de competencia con el buitre leonado, adoptando las medidas necesarias para evitar dichos riesgos.

· **Cambio climático**

En el caso del águila perdicera, el cambio climático no se considera en la actualidad una amenaza para la especie en la comunidad extremeña (Ver apartado 9.3. *Escenarios futuros y cambio climático*).

10. PLAN DE GESTIÓN DE LA ESPECIE

El águila perdicera se encuentra clasificada como una especie “Sensible a la alteración de su hábitat” en el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura (Junta de Extremadura, 2018). Conforme a lo establecido en el Decreto 37/2001, de 6 de marzo, por el que se regula el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura, la Administración Autónoma debe elaborar un Plan de Conservación del Hábitat para la especie (Junta de Extremadura, 2001). Por ello, en 2005 se aprobó el primer *Plan de Conservación del Hábitat del Águila Perdicera (Hieraetus fasciatus) en Extremadura* (Junta de Extremadura, 2005). Tal y como dicta la ley, posteriormente se publicó su revisión en 2015 (Junta de Extremadura, 2015a) y en 2016, se realizó una modificación a través de la Orden de 13 de abril de 2016 (Junta de Extremadura, 2016a).

A continuación, se expone casi en su totalidad el texto que recoge la revisión de 2015 del *Plan de Conservación del Hábitat del Águila Perdicera (Hieraetus fasciatus) en Extremadura*, añadiendo la modificación de 2016 (Junta de Extremadura, 2016a).

10.1. ÁMBITO DE APLICACIÓN

El plan se aplica a la totalidad del área de distribución actual y potencial de la especie en Extremadura.

Todas las medidas que se proponen en el documento, salvo referencia expresa de su definición, se aplican en la totalidad de las áreas consideradas vitales para la supervivencia de la especie (área de celo y nidificación, área de dispersión juvenil, área de recolonización y hábitat crítico), sin condicionantes previos sobre el régimen de propiedad (terrenos particulares o estatales) o de protección.

Las áreas de distribución actual de la especie son las siguientes:

- **Sierra de San Pedro:** Engloba la totalidad de la ZEPA y ZIR de Sierra de San Pedro y una zona circundante que abarca total o parcialmente los términos municipales de Valencia de Alcántara, Santiago de Alcántara, Carbajo, Membrío, Salorino, Herrerueta, Brozas, Aliseda y Cáceres, en la provincia de Cáceres, así como los de Alburquerque, Villar del Rey, La Codosera y Puebla de Obando en la de Badajoz.
- **Sierra de Hornachos-Río Matachel:** El área ocupa toda la cuenca alta del río Matachel hasta el embalse de los Molinos, así como el conjunto de dehesas de encinas que se extiende hacia el noroeste desde el eje que constituye la alineación de la Sierra Grande, Sierra Paliza y Sierra Velita hasta la Sierra de los Argallenes. Toda esta área comprende total o parcialmente los términos municipales de Hornachos, Llera, Valencia de las Torres, Maguilla, Azuaga, Campillo de Llerena y Retamal.

El área incluye la totalidad de la ZEPA y ZIR de Sierra Grande de Hornachos.

- **Valle del Tajo:** Zona parcialmente protegida, incluye la ZEPA Valle del Tajo y el Parque Nacional de Monfragüe. Ocupa un conjunto de sierras que flanquean el río Tajo. Toda esta área engloba total o parcialmente los términos municipales de Casas de Millán, Mirabel, Serradilla, Plasencia, Malpartida de Plasencia, Serrejón, Casas de Miravete, Jaraicejo y Torrejón El Rubio.
- **Llanos de Cáceres - Monroy:** Parcialmente protegido en el extremo este por la ZEPA Llanos de Cáceres y Sierra de Fuentes, que además es ZIR. También incluye la ZEPA Riberos del Almonte y las zonas de las cabeceras de los ríos Magasca y Tamuja. Toda esta área incluye total o parcialmente los términos municipales de Talaván, Monroy, Trujillo, Cáceres, Santa Marta de Magasca, La Cumbre, Plasenzuela, Botija y Torrequemada.
- **Sierras Centrales de Badajoz:** Abarca la totalidad de la ZEPA Sierras Centrales y embalse de Alange y una zona circundante. Incluye las sierras centrales de la provincia de Badajoz: sierra de la Oliva, sierras de Arroyo de San Serván, Torremejía y Alange. Toda esta área engloba total o parcialmente los términos municipales de Alange, Arroyo de San Serván, Calamonte, Guareña, Hornachos, La Zarza, Mérida, Oliva de Mérida, Palomas, Puebla de la Reina, Ribera del Fresno, Torremejía y Villagonzalo.
- **Sierras periféricas de La Serena:** El área comprende las sierras periféricas de la zona esteparia de La Serena como son la sierra de Tiros, sierras de Peñalsordo y Zarza-Capilla, sierra de la Moraleja y sierra de Siruela. Existen varias zonas clasificadas como ZEPA: ZEPA La Serena y Sierra de Tiros, ZEPA Sierras de Peñasordo y Zarza Capilla, sierra de la Moraleja y sierra de Siruela. Toda esta área engloba total o parcialmente los términos municipales de Baterno, Benquerencia de la Serena, Cabeza del Buey, Capilla, Garlitos, Peñalsordo, Risco, Siruela y Zarza Capilla.
- **Sierra de Pela:** Zona incluida parcialmente en las ZEPA y ZIR de Embalse de Orellana y Sierra de Pela, Puerto Peña y Sierra de los Golondrinos. Toda esta área contiene total o parcialmente los términos municipales de Orellana de la Sierra, Orellana la Vieja, Navalvillar de Pela, Casas de Don Pedro, Talarrubias, Puebla de Alcocer, Herrera del Duque y Esparragosa de Lares.
- **Villuercas-Ibores:** Además de la ZEPA Sierras de Villuercas e Ibores, se prolongaría esta zona hasta Valdecañas que la delimitaría. Toda esta área abarca total o parcialmente los términos municipales de Alía, Berzocana, Cabañas del Castillo, Cañamero, Castañar de Ibor, El Gordo, Mesas de Ibor, Navalvillar de Ibor, Navezuelas, Robledollano, Villar del Pedroso, Carrascalejo, Garvín de la Jara, Peraleda de San Román, Peraleda de la Mata y Valdelacasa.

La distribución del águila perdicera en Extremadura coincide principalmente con áreas antrópicas próximas a núcleos rurales de población, y por lo tanto, con hábitats proclives a experimentar alteraciones. Los adultos permanecen durante todo el año ligados a sus territorios, dentro de los cuales hacen un gran uso de las áreas arboladas o con menor grado de transformación agrícola. Las regiones más escarpadas, en principio, pueden tener una menor presión antrópica sobre el medio como resultado de su menor densidad de población y menos actividades agrícolas como consecuencia de la dificultad de labrar la tierra de pendientes elevadas, lo que puede influir en la elección de dichos lugares para la ubicación de los territorios.

Dentro del ámbito geográfico de aplicación del Plan, se realiza la siguiente clasificación de los tipos de áreas:

- **Área de celo y nidificación:** Es aquel territorio donde se ha comprobado en los últimos cinco años la presencia de al menos una pareja nidificante o regentando territorio. Se realiza mediante la localización periódica de la misma a lo largo del año, observación de vuelos de celo y marcaje, nidos, presencia de jóvenes volantes, etc.

Esta área incluye también la zona de alimentación de la pareja.

- **Área de dispersión:** Son las zonas temporales de asentamiento de jóvenes e inmaduros, es decir, donde se detecte la presencia de ejemplares no adultos con una cierta regularidad y querencia, normalmente coincidentes con zonas de alta disponibilidad de especies presa.
- **Área de recolonización:** Son aquellos territorios que reúnen las suficientes condiciones de hábitat para ser ocupadas por la especie, pero que en la actualidad y por diversas causas, no lo están. En principio se consideran de mayor interés:
 1. Aquellas en las que la especie ha desaparecido como nidificante en los últimos treinta años.
 2. Las que se sitúan en los bordes del área de distribución actual.
 3. Las que unen geográficamente núcleos separados de características ecológicas similares.
- **Hábitat crítico:** Dentro de las áreas anteriormente definidas se consideran con la denominación especial de "hábitat crítico" aquellas concretas dentro del ámbito geográfico de actuación del plan que se estiman esenciales para la supervivencia y recuperación de la especie, requiriendo medidas especiales de protección.

A tal efecto, se considera "hábitat crítico" el entorno inmediato de cualquier nido de la especie que haya sido ocupado al menos en una ocasión durante los últimos cinco años.

Se define éste como el área circular, centrada en dicho nido, de un diámetro de 500 m.

La Dirección General competente en materia de conservación de especies puede declarar nuevos hábitats críticos para el águila perdicera cuando lo considere necesario para alcanzar los objetivos del plan.

10.2. FINALIDAD

El presente plan pretende evitar la reducción de la población de la especie en la región mediante una serie de actuaciones que favorezcan la creación de áreas para la dispersión de los ejemplares juveniles y el mantenimiento de una población reproductora sana y productiva. Para ello se proponen las siguientes líneas de actuación prioritarias:

1. Reducir a niveles insignificantes la mortalidad por electrocución y por colisión mediante la modificación de las torretas de conducción eléctrica y la señalización de los tendidos eléctricos.
2. Activar y potenciar la erradicación del uso de venenos y tóxicos en el campo.
3. Eliminar las interferencias que las actividades humanas ejercen sobre las parejas reproductoras, especialmente durante los periodos de formación de las parejas y puesta, al ser el periodo más sensible para la especie.
4. Promover, mediante mejoras en el hábitat y si fuera necesario repoblaciones, la creación de áreas con elevadas disponibilidades tróficas para la especie, especialmente para los ejemplares en dispersión y las parejas reproductoras con baja productividad.
5. Desarrollar actuaciones, tales como la instalación de plataformas alternativas, en aquellos territorios en que competidores oportunistas interfieran con la reproducción de las parejas reproductoras. En casos de extrema necesidad, se realizará un control efectivo de aquellos competidores oportunistas no incluidos en el Decreto 37/2001, siempre utilizando métodos selectivos y no masivos.
6. Implicar en mayor medida en la conservación de la especie de la especie a los propietarios y gestores de fincas y cotos de caza, puesto que la mayoría de los territorios de la especie se encuentran en fincas de titularidad privada.

Con objeto de comprobar la consecución de los objetivos que constituyen la finalidad del plan se realizará un seguimiento del cumplimiento del mismo mediante las siguientes actuaciones:

- Valoración de los resultados de las actuaciones emprendidas.

- Seguimiento del grado de cumplimiento de los objetivos parciales fijados en cada Programa Anual de Actuación.
- Seguimiento periódico del grado de cumplimiento de los objetivos globales del plan: evolución de la población, parámetros reproductivos y reducción de mortalidad no natural.

10.3. PLAN DE ACTUACIONES

10.3.1. Actividades de Manejo y Gestión del Hábitat

Objetivo 1. Mantener una superficie adecuada de hábitat protegido ocupado por la especie (áreas de nidificación, dispersión y recolonización), mejorar la calidad del mismo y gestionarlo adecuadamente.

Se establecen como índices que permiten evaluar la efectividad de las actuaciones llevadas a cabo los siguientes:

- 1.1. Establecimiento de regímenes de conservación adecuados para las zonas con presencia de la especie.

La Junta de Extremadura ha llevado a cabo una revisión de los límites de los espacios de la Red Natura 2000 con el fin de incrementar la protección de diversas especies y hábitats. En esta revisión se ha incrementado el número de áreas de nidificación, alimentación, dispersión y colonización de águila-azor perdicera incluidas en la Red de Áreas Protegidas de Extremadura. Del total de las parejas activas durante el año 2005, un 69,4 % de ellas se encontraban incluidas en algún espacio de esa Red. Tras la mencionada revisión de los límites de la Red Natura 2000, aprobada en el año 2013, de los 91 territorios de águila-azor perdicera activos, un 76,5 % se encontraba en la Red de Áreas Protegidas

En función de la evolución de la presencia de la especie en el territorio de Extremadura, cada dos años se realizará un informe que contenga, en su caso, una propuesta de establecimiento o modificación de las áreas de nidificación, alimentación, dispersión y colonización del águila-azor perdicera.

- 1.2. Establecimiento de acuerdos o convenios con propiedades particulares, o titulares de explotaciones, donde habite el águila, para asesorar en la gestión y manejo del hábitat. Incluir compensaciones por pérdida de renta y mejoras, en las propiedades que colaboren en la aplicación del plan.

A través de las convocatorias para la concesión de ayudas para el desarrollo sostenible en Áreas Protegidas, en zonas de reproducción de especies protegidas o en hábitats importantes se contemplan ayudas para aquellas explotaciones situadas en la Red de Áreas Protegidas o zonas con presencia de especies incluidas en el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura. Las acciones subvencionables

incluyen diversas actuaciones, entre otras: mejora de hábitats, corrección de tendidos eléctricos, cerramientos, arreglo de tejados y construcción de vivares y palomares. La concesión de dichas ayudas permite establecer acuerdos con propietarios de fincas en las que existen territorios de reproducción, dispersión y alimentación de águila-azor perdicera para llevar a cabo actuaciones de mejora y gestión de los hábitats que ocupa.

A través de estas ayudas se han aprobado Planes de Gestión en las explotaciones, con los que se trata de compatibilizar las actividades productivas con la conservación de la especie. Tras la aprobación de estos planes y para su cumplimiento, se firman acuerdos en los que los propietarios se comprometen a cumplirlos, estableciéndose las ayudas para costear las actuaciones. Por otra parte, se han desarrollado actividades que directa o indirectamente favorecen al águila -azor perdicera, incluyendo el fomento de las especies presa, a través de traslocación de ejemplares, mejora de sus hábitats y construcción de vivares y refugios, y otras actividades como la sustitución de alambradas de espinos para evitar la muerte por colisión de ejemplares.

A la vista de los resultados obtenidos, se procurará el mantenimiento y la ampliación de las ayudas para la realización de actividades que directa o indirectamente favorecen al águila -azor perdicera.

1.3. Periodo sensible para la especie.

Analizando los datos sobre la biología de la reproducción de la especie en la región se obtiene que la fecha de las primeras puestas se produce a finales de enero y la fecha de vuelo de los pollos, a finales de junio. Con los datos anteriores y teniendo en cuenta que las parejas precisan de un periodo para el cortejo y la construcción o reconstrucción de los nidos, el periodo sensible para la especie quedaría establecido entre el 15 de enero y el 1 de julio, ambos incluidos.

Con el fin de evitar el impacto que diversos aprovechamientos y actividades pueden ocasionar sobre la especie, durante el periodo sensible, en las zonas de hábitat crítico, no podrá realizarse ninguna actividad constructiva, extractiva, agrícola, forestal o cinegética. Excepcionalmente, los repastos de cortafuegos serán estudiados de forma particular, pudiéndose actuar en un radio concreto alrededor del nido, que será determinado en el informe o autorización correspondiente. En todo caso, el citado informe o, en su caso, la autorización deberá establecer que la actividad se realice cuando los pollos tengan una edad comprendida entre 30-55 días y siempre que no se intervenga durante las horas de máximo calor.

A los solos efectos de la realización de acciones cinegéticas, cuando la fecha de inicio del periodo sensible coincida con domingo o lunes inhábil, se entenderá que el periodo sensible comienza el primer día hábil siguiente.

Con respecto al tránsito de personas y vehículos, se estará a lo dispuesto en el párrafo inicial del punto 5.4 del presente Plan, relativo a "Eliminar las molestias humanas durante

el celo y la reproducción”, exceptuándose de esta prohibición el tránsito de personas y vehículos adscritos a cada explotación y con la exclusiva finalidad de realizar las labores de mantenimiento y vigilancia de la misma”.

Objetivo 2. Erradicar la mortalidad no natural sufrida por el Águila perdicera.

- 2.1. Los casos de furtivismo por disparo sobre la especie resultan actualmente poco conocidos. Se están llevando a cabo diversas actuaciones que permiten el cumplimiento de dicho objetivo, basadas principalmente en la consideración de la presencia del águila-azor perdicera en los planes cinegéticos de los cotos de caza. La inclusión de la especie permite planificar la caza en el coto para adecuarse a la biología de la especie. Dicha planificación y temporalización de las actividades cinegéticas permiten evitar el solapamiento de las mismas con periodos sensibles para la especie, reduciendo de esta manera las probabilidades de mortalidad de individuos de la especie relacionada con la práctica cinegética, así como las molestias causadas en periodos sensibles.
- 2.2. En los terrenos donde se compruebe la colocación de venenos o tóxicos para el control de predadores se adoptarán las medidas que establece la legislación vigente, dando traslado de los hechos a la Fiscalía competente.

De acuerdo con los artículos 86 y 87 de la Ley 14/2010, de 9 de diciembre, de Caza de Extremadura y el apartado g) del artículo 65 del Decreto 89/2013, de 28 de mayo, por el que se aprueba el Reglamento por el que se regulan los terrenos cinegéticos y su gestión y se modifica el Decreto 91/2012, de 25 de mayo, por el que se aprueba el Reglamento por el que se regula la gestión cinegética y el ejercicio de la caza se podrá suspender el acotado con causa justificada por razones de conservación de la naturaleza o expediente muy grave, previa apertura de expediente sancionador. La suspensión del acotado no se podrá utilizar como medida coercitiva o disuasoria.

Si de lo actuado y por las circunstancias inicial e indiciariamente acreditadas se desprende con claridad que el uso de cebos envenenados responde a una práctica de gestión cinegética amparada o consentida por sus titulares, suspensión del acotado a fin de evitar la continuidad de dichas prácticas, lo que puede llegar incluso a extenderse a otros cotos gestionados por los mismos, de tenerlos, en todo el ámbito de la Comunidad Autónoma de Extremadura.

- 2.3. En los terrenos donde se compruebe la colocación ilegal de ceptos se adoptarán las acciones y medidas contempladas en las leyes.
- 2.4. Se considera indispensable, como complemento a los apartados anteriores, aumentar la vigilancia en esos cotos, especialmente en las épocas en que los ejemplares jóvenes colonizan áreas de dispersión. Durante el periodo 2006-2013, se han producido un total de 8 ingresos de esta especie en el Centro de Recuperación de Fauna de Sierra de Fuentes. De los ingresos registrados en el mencionado periodo, ninguno es atribuible a heridas asociadas con la práctica cinegética.

Objetivo 3: Desarrollar y llevar a cabo programas eficaces de conservación, restauración y mejora de la calidad del hábitat de acuerdo con los requerimientos ecológicos del Águila-azor perdicera en Extremadura.

- 3.1. Inclusión en los instrumentos de planificación de las Áreas Protegidas, en los de gestión forestal o agrícola de los espacios protegidos, montes de utilidad pública o administrados por el Estado, y en los Planes de Ordenación de Recursos, los requerimientos y necesidades de hábitat del águila perdicera.

En todas aquellas Áreas Protegidas en las que existe presencia de águila-azor perdicera, se tendrá en cuenta la especie en la elaboración de los instrumentos de gestión. En muchos de estos instrumentos de gestión aprobados se han desarrollado medidas específicas para la conservación de la especie, considerando el desarrollo de actuaciones para incrementar las poblaciones de especies presa, la gestión de los hábitats y temporalizando actividades que pudieran interaccionar negativamente con la especie.

Así mismo, se incluirá a la especie en todos los Planes Cinegéticos de los cotos de Extremadura, independientemente de su pertenencia a un Área Protegida. Con dicha medida se pretende reducir el riesgo de mortalidad de ejemplares de la especie asociados a la práctica cinegética, a la vez que regular la práctica cinegética en zonas y momentos sensibles para la especie.

- 3.2. Fomento de la regeneración de la cubierta forestal con especies autóctonas, sobre todo encinas, alcornoques, cuando ello sea posible, en el área de distribución de la especie.
- 3.3. Someter a evaluación de impacto ambiental cualquier obra o proyecto, en los supuestos recogidos en la legislación vigente, que pueda alterar o incidir significativamente al águila o su hábitat, tanto de nidificación, dispersión o recolonización.

10.3.2. Actividades de Manejo y Gestión de la Especie

Objetivo 4: Mejorar las disponibilidades alimenticias de la especie durante todo el año.

Teniendo en cuenta la relación existente entre el estado nutricional de los individuos y su éxito reproductivo, y que existen circunstancias en algunos núcleos responsables de una relativamente escasa disponibilidad local y/o estacional de presas, las actuaciones previstas en el marco de este objetivo tendrían un efecto positivo sobre la población de águilas perdiceras a medio y largo plazo. Un aumento de las disponibilidades alimenticias favorecería la recolonización de áreas potenciales y aumentaría las posibilidades de supervivencia de la población preadulto.

4.1. Se deberá incrementar y fomentar las poblaciones de perdiz y de conejo.

En diversos espacios de la Red de Áreas Protegidas de Extremadura se han realizado actividades para incrementar la disponibilidad de recursos tróficos para la especie durante el periodo 2006-2013, concretamente mediante la construcción de vivares y núcleos de cría de conejo y repoblación con estos.

Por otro lado, mediante las Ayudas al Desarrollo Sostenible se ha llegado a acuerdos con propietarios de fincas y se han realizado actividades que incrementan la cantidad de conejos y palomas en zonas con presencia de la especie. Las actuaciones llevadas a cabo para este fin han sido principalmente la construcción de vivares y núcleos de cría de conejo, refugios de fauna y palomares, aunque también se han realizado otras actividades beneficiosas para las especies presa como siembras de cereal, mejora de pastizales y desbroces.

Se incentivarán actuaciones para incrementar la disponibilidad de recursos tróficos y de las ayudas dirigidas a fomentar eficientemente el incremento de la población de especies presa al llevar a cabo una mejora tanto de los refugios de las especies presa como de sus zonas de alimentación.

Objetivo 5: Incrementar la productividad anual de la población.

5.1. Evitar la pérdida de nidos, puestas, pollos y jóvenes durante la fase de reproducción.

Las fases de celo, incubación y crianza de los pollos y jóvenes son críticas para el éxito reproductor del águila perdicera pues durante ellas se pueden producir un conjunto de fenómenos naturales o accidentes inducidos que interfieren en su potencial reproductivo. La corrección de tales factores se convierte, pues, en un buen instrumento para incrementar la productividad anual de la población.

5.2. Reducir la mortalidad de los pollos en nido.

Cuando se detecten pollos en nido con un notorio desfase de edades o tamaños que puedan entrañar riesgos para los más pequeños de la nidada, o se comprueben agresiones entre hermanos que puedan llevar al más débil a la muerte o a lesiones de importancia, se intentará evitar con los medios disponibles la muerte de los pollos más débiles. De forma prioritaria quedarán salvaguardados los pollos dominantes y la pareja reproductora, no interviniéndose si pudiera derivarse algún riesgo para éstos.

En caso de intervención, si las condiciones sanitarias del polluelo lo permiten, se alimentará de forma artificial al animal en el nido situando comida en las inmediaciones (no menos de 200 m) para que sean los progenitores quienes aporten el alimento al nido. Si esto no fuera posible (fuertes agresiones entre hermanos con lesiones evidentes, estado crítico de salud contrastado por veterinarios especialis-

tas, problemas patológicos graves que le puedan afectar al individuo para su posterior supervivencia) se procederá a su retirada del nido para su cuidado, tratamiento y fortalecimiento bajo los cuidados veterinarios más adecuados, con el fin de, una vez recuperado, reintroducirlo nuevamente en la naturaleza, cuándo y dónde se estime más conveniente. A este efecto, y siempre que sus condiciones sanitarias lo permitan, la reintroducción se realizará siempre dentro de los primeros quince días contados desde su extracción.

5.3. Reintroducción de pollos.

Una vez alcanzado totalmente el estado físico, estos pollos y también aquellos otros de diferente origen (cría en cautividad, expolio, caída etc.), serán reintroducidos en el medio natural, preferentemente en el mismo nido de origen. Si esto no fuera posible la reintroducción se realizará del siguiente modo:

- a) En el caso de pollos totalmente emplumados y en perfectas condiciones de vuelo, mediante su re inserción en grupos familiares con pollos volanderos en el inicio de su periodo de emancipación.
- b) En otros casos, mediante la técnica del "hacking" o crianza campestre en zonas adecuadas para aceptar una posterior instalación de los ejemplares, ya como reproductores, tras su periodo de dispersión.

5.4. Eliminar las molestias humanas durante el celo y la reproducción.

Dado que el tránsito de personas y vehículos por las inmediaciones de los nidos durante la época reproductora es uno de los factores de riesgo más significativos, una vez localizadas las áreas de cría de cada año, se considerará norma general limitar el acceso en las zonas de "hábitat crítico".

5.4.1. Limitaciones en las zonas de "hábitat crítico".

La realización de cualquier actividad en hábitat crítico requerirá la valoración de sus efectos sobre la especie.

A tal efecto, si la actividad estuviera sometida a autorización, concesión o licencia de cualquier otro órgano de la Junta de Extremadura o de otra Administración, será preceptivo en el procedimiento de autorización, concesión o licencia el informe de la Dirección General competente en materia de conservación de especies.

Si la actividad no estuviera sometida a autorización, concesión o licencia sectorial será necesaria para su realización contar con una Autorización o informe de la Dirección General competente en materia de conservación de especies.

5.4.2. Vigilancia de los nidos.

Con el fin de desarrollar las actuaciones propuestas para cumplir con el presente objetivo se continuará con el Programa de Vigilancia Intensiva de aquellos nidos para los que existen indicios de la existencia de alguna problemática. Dicho programa incluye actuaciones coordinadas entre el Servicio de Conservación de la Naturaleza de la Junta de Extremadura y el Servicio de Protección de la Naturaleza (SEPRONA) de la Guardia Civil en aquellos casos en los que existen indicios de acciones delictivas tales como expolio o acciones directas contra los nidos o individuos de la especie.

Dentro de este Programa de Vigilancia Intensiva se incluyen distintas actuaciones que se ha ido realizando y que se mantendrán para aumentar su eficacia:

- A) Vigilantes de nidos: desde el año 2012 se ha contratado personal durante todo el periodo reproductor de la especie (1 de febrero hasta 31 de junio) para desarrollar labores de vigilancia intensiva en nidos que presentaban algún tipo de problemática conocida o bien fracasos reproductores regulares por causas desconocidas.

Aquellos nidos que se han seleccionado para incluirse en el Programa de Vigilancia se han seguido regularmente, al menos una vez por semana y durante largos periodos de tiempo, lo que, además de detectar posibles problemas que pudieran provocar un fracaso reproductor, han permitido realizar un seguimiento detallado de la biología reproductora de la especie. En la siguiente tabla se muestra el número de nidos que se han vigilado desde el inicio del Programa de Vigilancia Intensiva de Nidos:

	PAREJAS VIGILADAS	NÚMERO DE PAREJAS TOTAL	% DE NIDOS VIGILADOS
2012	23	87	26%
2013	28	93	30%

Además de la vigilancia directa de los nidos, los vigilantes han colaborado activamente y en coordinación con los Agentes del Medio Natural en la localización de parejas que requerían atención por causas diversas tales como haber cambiado su lugar de nidificación. Así mismo, han desarrollado labores de seguimiento y vigilancia de actividades que pudieran interferir con el éxito reproductor de parejas de la especie tales como escalada, pruebas deportivas, turismo, monterías o labores forestales.

- A) Videovigilancia de nidos: En aquellos territorios en los que se requiera una vigilancia continua de los nidos se instalarán cámaras de videovigilancia con transmisión de las imágenes a tiempo real. Gracias a esta actuación se han detectado molestias que de otra manera pasarían desapercibida y que acaecían de manera puntual o regular afectando a algún momento crítico del ciclo biológico de la especie. Éste seguimiento ha permitido identificar personas y vehículos que de manera intencionada o accidental provocaban un impacto negativo durante el periodo reproductor de la especie.

5.5. Aumento artificial del éxito reproductivo.

En el caso de disponer de pollos nacidos de un Centro de Cría en Cautividad que no vayan a ser destinados a proyectos de recolonización, éstos se podrán utilizar para reforzar la productividad de parejas o núcleos. Se recomienda que la introducción en la naturaleza de estos pollos se realice mediante dos formas:

5.5.1. Reintroducción de pollos no volantones en nidos que hayan fracasado en la reproducción.

En el caso de detectar fallos en la eclosión o crianza de los pollos de algunas parejas, por causas humanas o naturales como tormentas, caídas de nidos, etc., y para asegurar que ese año el nido produzca resultados, se podría proceder a la colocación de los pollos directamente en el nido, si previamente se han corregido o reconducido las causas del fracaso (expolio, caída accidental del nido o pollos, molestias humanas, etc.), teniendo especial cuidado en realizar la reintroducción en el plazo de tiempo más breve posible, no aumentando el tamaño de pollada original, y procediendo a un seguimiento estrecho de los resultados.

5.5.2. Reintroducción de pollos volantones.

En el caso de disponer de pollos volantones, bien procedentes de cría en cautividad o por otras causas accidentales, y se decida su reinserción en la naturaleza, se procederá a su reinserción en un grupo familiar.

5.5.3. Reintroducción de polluelos.

Se podrá llevar a cabo en nidos con polluelos de edad similar y siempre que las condiciones sanitarias del animal lo permitan. Serán introducidos con 10-20 días de edad. Si esto no fuera posible por diferentes razones, con la mayor brevedad posible, y siempre evitando al mínimo el contacto con el hombre, a fin de evitar problemas de impregnación.

Objetivo 6: Incrementar las posibilidades de supervivencia de los ejemplares inmaduros y adultos.

En este apartado se incluyen todas aquellas medidas que deberán realizarse para minimizar o, en su caso, eliminar la mortalidad que sufre la especie por las actividades humanas.

6.1. Reducción de la mortalidad por electrocución y colisión.

Los accidentes mortales de jóvenes e inmaduros por electrocución y colisión son frecuentes. No todos los tipos de tendidos son igualmente perjudiciales, siendo los más peligrosos aquellos que llevan un particular diseño en las torretas. Existe abundante información publicada sobre las medidas y modificaciones que hay que realizar para hacer inofensivas estas torretas, siendo algunas de fácil aplicación y poco costosas.

Con la finalidad de introducir medidas que disminuyan la mortalidad no natural de la avifauna como consecuencia de la electrocución y colisión de la avifauna en las estructuras de conducción eléctrica, el 13 de septiembre de 2008 se publicó en el BOE el Real Decreto 1432/2008, de 29 de agosto, por el que se establecen medidas para la protección de la avifauna contra la colisión y la electrocución en las líneas eléctricas aéreas de alta tensión.

En el DOE nº 156, de 13 de agosto de 2014, se publica la Resolución de 14 de julio de 2014 de la Dirección General de Medio Ambiente, por la que se delimitan las Áreas Prioritarias de reproducción, alimentación, dispersión, y concentración local de las especies de aves amenazadas en la Comunidad Autónoma de Extremadura.

También se publican las Zonas de Protección para la avifauna existentes en la Comunidad Autónoma de Extremadura en las que serán de aplicación las medidas para la protección de la avifauna contra la colisión y la electrocución en las líneas eléctricas aéreas de alta tensión, que comprenden las Zonas de Especial Protección para las Aves, los ámbitos de aplicación de los planes de recuperación, conservación y manejo aprobados y las Áreas Prioritarias de reproducción, alimentación, dispersión, y concentración local de las especies de aves amenazadas en la Comunidad Autónoma de Extremadura.

6.1.1. Localización, descripción y actualización de las líneas causantes de mortalidad o potencialmente peligrosas mediante prospecciones periódicas de las líneas que atraviesan las Zonas de Protección. Con esta información se elaborará un inventario de casos de accidentes de electrocución y colisión en el que figurarán los detalles del accidente, tipo de torretas, características del terreno, propiedad de la línea, etc. Esta información será periódicamente suministrada a los organismos competentes para la búsqueda de soluciones tendentes a modificar las torretas.

6.1.2. Medidas correctoras en las estructuras de conducción eléctricas.

Tanto en las líneas existentes como en las de futura construcción incluidas en las Zonas de Protección, se aplicarán las medidas correctoras convenientes, y en especial las contempladas en el Real Decreto 1432/2008, de 29 de agosto, por el que se establecen medidas para la protección de la avifauna contra la colisión y la electrocución en las líneas eléctricas aéreas de alta tensión.

Objetivo 7: Ampliación del área de distribución actual de la especie.

Con las actuaciones planteadas en este objetivo se pretende incrementar el contingente poblacional de la especie en la región mediante el Programa de Cría en Cautividad de la especie o realizando mejoras de hábitat que incrementen la disponibilidad trófica de la especie. Sin embargo, tanto el Catálogo Regional de Especies Protegidas como los censos anuales realizados desde los años 90 apuntan a que el número de parejas de la especie se encuentra próximo a su número máximo.

El hecho anterior se evidencia aún más si se tiene en cuenta la posible competencia por los lugares de reproducción con otras especies rupícolas, especialmente Buitre leonado o el águila real, así como el solapamiento de territorios con otras grandes águilas, como el águila imperial, que no crían en roquedos pero son capaces de desplazar a la especie. Sin embargo, y de manera natural, se ha detectado un incremento de territorios de la especie en árboles y tendidos eléctricos, incrementándose el porcentaje de parejas que usan dichos sustratos. El incremento de ocupación de árboles y tendidos eléctricos podría ser explicado como una respuesta a la competencia por los lugares de nidificación pero a la vez como la ocupación de nuevos territorios con abundancia de recursos tróficos pero sin cantiles disponibles para ubicar sus plataformas.

Teniendo en cuenta los datos anteriores, no se considera como prioritario el llevar a cabo un esfuerzo en incrementar de manera artificial el área de distribución de la especie, mientras que se estima que es prioritario el continuar realizando actuaciones para el mantenimiento de las parejas reproductoras actuales mediante el seguimiento y actuaciones de mejora de hábitat.

7.1. Recolonización.

Mediante la elaboración de estudios, se identificarán las áreas potenciales de recolonización y se evaluarán las posibilidades de éxito.

7.2. Inventario y cartografiado de áreas potenciales de recolonización.

Se identificará, cartografiará y describirá el estado actual de todas las áreas potenciales de recolonización como paso previo necesario a la suelta de jóvenes. La información se cotejará o complementará con prospecciones sobre el terreno para comprobar el estado actual de conservación de estos enclaves y elaborar una lista de áreas potenciales y el estado de su hábitat.

Objetivo 8. Apoyo al Programa de Reproducción en Cautividad.

Con el fin de poder contrarrestar los efectos de una posible disminución de los efectivos de la población se propone el desarrollo de un Plan de Cría en Cautividad. Con este fin en el Centro de Recuperación de Fauna de Sierra de Fuentes y en el Centro de Recuperación de la Asociación AMUS se mantendrán ejemplares irrecuperables que en caso de necesidad podrían servir como reproductores.

Objetivo 9. Disminuir los riesgos de competencia con Buitre leonado.

La expansión del Buitre leonado, teniendo en cuenta, que comparte hábitat y utiliza las mismas plataformas y que tiene una fenología de ocupación de plataformas de un mes y medio más temprano, supone un riesgo de competencia para el águila perdicera (durante la temporada 2013, 35 territorios de águila-azor perdicera han tenido interferencias con Buitres leonados).

A tal efecto, se adoptarán las medidas necesarias para evitar los riesgos de esta competencia.

10.3.3. Actividades de Seguimiento e Investigación

Objetivo 10: Disponer de información actualizada y continua sobre la evolución de la población del Águila perdicera y su problemática de conservación.

Se realizará un efectivo control, seguimiento y valoración de la situación de la especie para comprobar la eficacia de las medidas propuestas en el presente Plan.

10.1. Control anual de la población reproductora.

Anualmente se realizará un control de los territorios ocupados para identificar las parejas reproductoras antes del comienzo de la reproducción y durante su desarrollo y finalización. Durante la realización del censo, se prospectarán aquellas áreas donde en anteriores censos pudiera haber pasado desapercibida alguna pareja, así mismo se visitarán aquellas zonas que sean hábitat potencial y en las que se sospeche la instalación de alguna nueva.

Los censos anuales serán desarrollados preferentemente por los Agentes del Medio Natural, los cuales controlarán las plataformas de las distintas parejas realizando varias visitas a lo largo de la temporada reproductora. Dicho seguimiento permite obtener los valores de diversos parámetros reproductores, tales como el número de parejas reproductoras, la productividad, éxito reproductor y tasa de vuelo para el total de la población de la región.

10.2. Control de la reproducción.

Para el cumplimiento del Plan se controlarán las parejas reproductoras, con el fin de comprobar el buen desarrollo de su nidificación y detectar cualquier amenaza o anomalía imprevista que suponga un riesgo para el éxito reproductivo.

10.3. Evaluación y comparación de resultados.

Posteriormente a la realización del control de la reproducción, se realizarán una serie de informes parciales sobre el desarrollo e incidencias de la campaña anual, evaluando los mismos en relación con las medidas del Plan que se hayan aplicado. Sobre la base de las recomendaciones de estos informes, se revisarán regularmente los objetivos y actuaciones del mismo, introduciendo las variaciones que se juzguen necesarias.

10.4. Control de los niveles de contaminantes químicos en el contenido de los huevos.

Durante los controles de la reproducción, se retirarán los huevos infértiles para su posterior análisis de contaminantes organoclorados y metales pesados tanto de la cáscara como de contenido.

10.5. Control y seguimiento de los nidos sometidos al programa de alimentación suplementaria.

Aquellos nidos en los que se aplique el mencionado programa serán sometidos a control constante y riguroso para comprobar la validez de la actuación y obtener información para una eventual mejora.

10.6. Seguimiento de la mortalidad en los tendidos eléctricos.

Se efectuarán recorridos periódicos de los tendidos eléctricos modificados con especial referencia en las áreas de nidificación, dispersión y recolonización.

10.7. Detección y seguimiento de la utilización en el campo de productos tóxicos para el águila-azor perdicera.

Para detectar y comprobar la utilización de productos tóxicos en el campo, cualquier ejemplar de águila-azor perdicera o sus restos, así como de cualquier otro animal o cebo que aparezcan con síntomas o indicios de intoxicación, serán objeto de análisis toxicológico y de un seguimiento del origen y causas de la intoxicación.

10.8. Realización de estudios e investigaciones que favorezcan una mejor aplicación del Plan.

Como norma general, todas las investigaciones científicas sobre el águila-azor perdicera estarán supeditadas a que aporten una información necesaria y beneficiosa para el cumplimiento de los objetivos propuestos, teniendo siempre en cuenta que la realización de la misma no interferirá negativamente sobre la especie o su hábitat.

A continuación se relacionan una serie de ellas de carácter prioritario:

10.8.1. Uso del espacio y ecología energética de los adultos reproductores.

El conocimiento del área de campeo, territorio, cazaderos, etc., es necesario para prever la extensión de terreno a proteger, los mecanismos reguladores de su densidad y para el asentamiento de nuevas parejas en los hábitats potenciales. Así como investigar los requerimientos energéticos de los individuos reproductores, número de pollos producidos, el gasto que ello supone y cual es la cantidad de alimento preciso.

10.8.2. Dispersión de jóvenes.

Profundizar en la ecología de la dispersión de los jóvenes (alimentación, movimientos, uso del espacio, relaciones intra e interespecíficas, etc.), así como conocer otras posibles áreas de dispersión aún no detectadas es una investigación básica para aplicar con efectividad las medidas contempladas en el Plan.

10.8.3. El proceso de formación de parejas y de renovación de las poblaciones.

Conocer cómo y qué factores intervienen en la formación de las nuevas parejas reproductoras y el proceso de integración de los inmaduros en la población, son aspectos desconocidos totalmente, que es necesario conocer para evaluar los mecanismos reguladores de la población y cuál es el tamaño mínimo de población necesario para determinar cuándo la especie se encuentra fuera de peligro.

10.8.4. Técnicas y métodos para incrementar las poblaciones de conejo de monte.

Los conocimientos sobre los métodos y evaluación de resultados para incrementar las poblaciones de conejos de monte son escasos, habiéndose realizado pocas experiencias contrastadas. Un estudio experimental de este tipo serviría de guía metodológica para garantizar el aumento de esta especie, pieza clave para la supervivencia del águila perdicera.

10.9. Identificación, cartografiado y actualización del inventario de áreas de nidificación, dispersión y recolonización y sus hábitats críticos.

Se actualizará el inventario con cartografía adecuada de todas las áreas de nidificación, dispersión y recolonización de la especie, para ello la información proporcionada por los controles anuales y censos nacionales es de gran importancia.

10.10. Seguimiento de individuos marcados.

La información que sobre este aspecto se posee está proporcionando buenos resultados sobre conocimiento de la mortalidad y problemática de conservación tanto de jóvenes como de adultos.

Por tanto, es necesario seguir controlando la dispersión de adultos y no adultos y su mortalidad, tomando información en las áreas ya conocidas y buscando otras desconocidas.

10.3.4. Actividades de Sensibilización Pública

Objetivo 11: Incrementar la sensibilidad de la sociedad y su actitud hacia la problemática y necesidad de conservación del Águila perdicera en Extremadura.

Todas las actuaciones anteriormente mencionadas tan sólo llegarán a buen término cuando exista un grado de sensibilización suficiente en todos los estamentos sociales implicados. Para cumplir el objetivo principal se considera imprescindible que el Plan incluya una campaña de sensibilización y concienciación, así como divulgar su aplicación.

11.1. Se desarrollarán campañas de divulgación de los aspectos básicos de la biología de la especie y de las medidas de conservación contempladas en el Plan, en dos fases complementarias.

La primera irá destinada a los escolares del ámbito geográfico rural del Plan y la segunda dirigida al público en general, así como a los grandes núcleos de población que se ubiquen en las provincias implicadas.

11.2. Se realizarán campañas y actividades divulgativas en los centros escolares del ámbito de aplicación del Plan que contribuyan a la sensibilización de la población infantil y juvenil respecto a la problemática de conservación del águila perdicera.

11.3. Se informará a aquellos colectivos y sectores de la población más directamente vinculados a la problemática del águila perdicera, en especial a las sociedades de cazadores, las compañías eléctricas, los propietarios y gestores de cotos de caza, los titulares de explotaciones y asociaciones agrarias, las asociaciones conservacionistas,

los profesionales del ámbito jurídico, los taxidermistas, Agentes del Medio Natural, gestores forestales, Guardia Civil y los organismos administrativos encargados del control de productos fitosanitarios tóxicos. Este objetivo se verá fortalecido mediante contacto directo con los colectivos implicados a través de conferencias, charlas, mesas redondas, y proyecciones.

11.4. Se realizarán cursos de formación entre los Agentes de la autoridad competente, Agentes del Medio Natural y Guardia Civil.

11.5. Se mantendrá un contacto directo con los medios de comunicación, otros organismos de las Administraciones y con el público a través de la organización de conferencias, coloquios, charlas y test de opinión.

10.3.5. Actividades de Coordinación

Objetivo 12: Garantizar la mayor eficacia y operatividad del plan asegurando la coordinación entre las diferentes Administraciones implicadas y la participación de los distintos estamentos implicados.

12.1. Se creará la figura de un Coordinador Regional del Plan, que deberá tener como misión las tareas de dirección, coordinación y ejecución del plan, en contacto permanente con los responsables de la especie a nivel nacional.

El Coordinador Regional será designado por el Director General competente en materia de conservación de especies.

12.2. Se creará un grupo de trabajo constituido por el Jefe del Servicio competente en materia de especies protegidas, el Coordinador Regional del Plan y el resto de Coordinadores Regionales de Planes de Especies y que podrá contar con la participación de especialistas relacionados con la gestión de la especie.

12.3. La financiación de las actuaciones específicas que se realicen en desarrollo del Plan correrán a cargo de los organismos responsables de su ejecución, quienes podrán disponer al efecto, de sus correspondientes presupuestos, o utilizar fondos procedentes de otras instituciones públicas o privadas. En este sentido, se establecerá la dotación de medios humanos y materiales necesarios, sin perjuicio de la colaboración de otras entidades públicas o privadas que puedan tener interés en participar en el Plan.

10.4. DURACIÓN Y REVISIONES

El presente plan tendrá una vigencia de 7 años a contar desde la entrada en vigor de la Orden por la que se apruebe.

Cada dos años, se realizará una revisión de los objetivos y de sus respectivas medidas de actuación con la finalidad de verificar si siguen siendo los convenientes o si es necesario adaptarlos a las nuevas situaciones que pudieran producirse.

Durante el periodo de vigencia del Plan podrán realizarse modificaciones del mismo mediante Orden de la Consejería competente en materia de medio ambiente que deberá, en todo caso, seguir los requisitos de tramitación previstos en el artículo 7.º del Decreto 37/2001, de 6 de marzo, por el que se regula el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura.

10.5. VALORACIÓN DEL PLAN DE CONSERVACIÓN

Extremadura, junto a otras comunidades autónomas (Tabla 47) contempla a nivel legislativo la conservación del águila perdicera. El *Plan de Conservación del Hábitat del Águila Perdicera* recoge las medidas necesarias para combatir contra las amenazas que describe el *Plan de Acción Europeo para el Águila Perdicera* (Unión Europea, 1997). El Plan de Conservación tiene entre sus objetivos el erradicar la mortalidad no natural que sufre el águila perdicera (Objetivo 2), para evitar la muerte de individuos por causas como el furtivismo, los venenos/tóxicos y el uso de cepos ilegales. En el caso de la electrocución —que constituye una de las mayores amenazas para la especie en la comunidad—, el Plan de Conservación trata de reducir la mortalidad de ejemplares inmaduros y adultos por esta causa (Objetivo 6). Respecto a la destrucción del hábitat y la baja disponibilidad de alimento, amenazas que el Plan de Acción considera que tienen una incidencia alta sobre la especie; la Administración se ha marcado los objetivos de mantener una superficie adecuada de hábitat protegido (Objetivo 1) y mejorar la disponibilidad de alimento para la especie (Objetivo 4). La perturbación humana, que se produce principalmente por actividades de ocio y que según el Plan de Acción tiene un impacto medio sobre el águila perdicera, también se acomete por el Plan de Conservación (Objetivos 5 y 6). Por último, el Plan de Acción tiene a la competencia interespecífica como una amenaza con incidencia baja sobre la rapaz; sin embargo, en Extremadura, como se ha visto con anterioridad (Ver apartado 7.3.5. *Usurpaciones*), puede tener un impacto mayor sobre el águila perdicera, de tal modo que el Plan de Conservación busca disminuir los riesgos de competencia con el buitre leonado, su mayor competidor (Objetivo 2).

COMUNIDAD AUTÓNOMA	ESTATUS	PLAN
Aragón	En Peligro de Extinción	Decreto 326/2011, de 27 de septiembre, del Gobierno de Aragón, por el que se establece un régimen de protección para el águila-azor perdicera (<i>Hieraetus fasciatus</i>) en Aragón, y se aprueba el plan de recuperación.
Baleares	En Peligro de Extinción	Resolució del conseller de Medi Ambient de 14 de juliol de 2009 per la qual s'aproven el pla de reintroducció d'ànguila coabarrada <i>Hieraetus fasciatus</i> ; el pla de recuperació d'Euphorbia margalidiana i els plans de conservació de la tortuga mora <i>Testudo graeca</i> i de la miloca <i>Neophron percnopterus</i> .
Castilla-La Mancha	En Peligro de Extinción	Decreto 76/2016, de 13/12/2016, por el que se aprueba el Plan de Recuperación del Águila Perdicera (<i>Aquila fasciata</i>) y se declaran zonas sensibles las áreas críticas para la supervivencia de esta especie en Castilla-La Mancha.
Castilla y León	-	Decreto 83/2006, de 23 de noviembre, por el que se aprueba el Plan de Conservación del Águila Perdicera en Castilla y León.
Euskadi	En Peligro de Extinción	Orden Foral 612/2001 de 28 de septiembre, por la que se aprueba el Plan de Gestión del ave "Águila de Bonelli o Águila azor perdicera" (<i>Hieraetus fasciatus</i>) en Álava.
Región de Murcia	En Peligro de Extinción	Decreto 59/2016, de 22 de junio, de aprobación de los planes de recuperación del águila perdicera (<i>Aquila fasciata</i>), la nutria y el fartet.
Navarra	En Peligro de Extinción	Decreto Foral 15/1996, de 15 de enero, Plan de Recuperación del águila perdicera en Navarra.
La Rioja	En Peligro de Extinción	Decreto 33/2016, de 26 de agosto, por el que se aprueba el Plan de Recuperación del águila-azor perdicera en la Comunidad Autónoma de La Rioja.

Tabla 47. Planes de conservación del águila perdicera (*Aquila fasciata*) en las diferentes comunidades autónomas españolas.

Por lo tanto, el Plan redactado por la Administración competente tiene en cuenta todos los aspectos necesarios para combatir los peligros a los que se expone la especie, así como para que disponga de un hábitat conservado adecuadamente. Todas estas medidas son favorables para el mantenimiento de las poblaciones de águila perdicera en Extremadura, y prueba de ello es la tendencia estable que tiene la especie en la comunidad.

Cabría mencionar que, en el ámbito de aplicación, se debería añadir a las áreas de distribución contempladas, la zona del Tajo Internacional. Esta área ya estaría protegida por las figuras ZEPA "Río Tajo Internacional y Riberos" y ZEC "Cedillo y Río Tajo Internacional", aunque sería de interés que se incluyera en el Plan. De esta forma, todos los núcleos de la especie definidos en la presente monografía se encontrarían reflejados en el documento.

Tras revisar las legislaciones en materia de conservación del águila perdicera de otras CCAA (Tabla 47), se extrae que en la gran mayoría de ellas, se incluyen variedad de aspectos técnicos detallados relativos a la colocación de las líneas eléctricas cerca de zonas de nidificación. En el caso de nuestra comunidad, estas especificaciones se encuentran explicadas en el Real Decreto 1432/2008, al que el propio Plan hace referencia. De igual forma, existe legislación regional que regula la instalación de líneas eléctricas, como es el Decreto 47/2004, de 20 de abril, por el que se dictan normas de carácter técnico de adecuación de las líneas eléctricas para la protección del medio ambiente.

Por otra parte, los distintos Planes de Gestión de las ZEPA también aportan medidas específicas para la protección de los nidos de determinadas aves. El águila perdicera según el Plan Director de la Red Natura 2000 en Extremadura, se encuentra en el grupo de "aves rupícolas" y "aves arbustivas y forestales". Dentro de los programas de conservación que existen en ambos grupos, algunas de las medidas específicas son:

- En áreas críticas se evitará llevar a cabo cambios en los usos forestales, agrícolas o ganaderos, así como el desarrollo de infraestructuras que conlleven una transformación del paisaje que pueda condicionar la presencia de estas aves.
- Se procurará que la apertura de nuevas pistas, tiraderos, vías de escalada o senderismo, así como la instalación de infraestructuras o construcciones permanente no se localicen en la base o cumbre de los cortados en los que nidifiquen la cigüeña negra o rapaces incluidas en el Anexo I de la Directiva Aves.
- Con carácter general, no se instalarán líneas eléctricas áreas de más de 1.000 voltios a menos de 500 m de un nido (activo en esa o en las dos últimas temporadas reproductoras) de cigüeña negra o de alguna de las rapaces rupícolas incluidas en el Anexo I de la Directiva Aves.

Más medidas específicas pueden ser consultadas en los distintos programas de conservación de los diversos grupos de aves que contempla el Plan Director de la Red Natura 2000 en Extremadura. Este documento constituye una valiosa herramienta en la gestión y conservación, no solo del águila perdicera, sino de toda la biodiversidad existente en nuestra región.

III. BIBLIOGRAFÍA

- Abdul-Aziz, O., Manthua, N.J., Myers, K.W.** (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.
- Acevedo, P., Real, R.** (2012). *Favourability: Concept, distinctive characteristics and potential usefulness*. Naturwissenschaften, 99: 515–522.
- Acevedo, P., Real, R., Gortazar, C.** (2011). *Favorabilidad ecogeográfica para el corzo: Distribución y abundancia*. Pirineos, 166: 9–27.
- Aitken, K.E., Martin, K.** (2012). *Experimental test of nest-site limitation in mature mixed forests of central British Columbia, Canada*. The Journal of Wildlife Management, 76(3): 557–565.
- Alamany, O., De Juan, A., Parellada, X., Real, J.** (1984). *Status de l'águila cuabarrada (Hieraetus fasciatus) a Catalunya*. Rapinyaires Mediterranis, 2: 98–108.
- Alcántara, M., Ferreira, E., Gardiazábal, A.** (2003). *El Águila Perdicera en Aragón*. Naturaleza Aragonesa, 10: 41–48.
- AMUS** (2020). *UCRA (Unidad Canina Para El Rastreo Y Rescate De Aves Accidentadas En Tendidos Eléctricos)*. Nota de prensa 24/01/2020. https://www.amus.org.es/module/docmanager/ajax/download.php?id=57&id_lang=1&token=ZjWuC%ne9i3jI2 [Consulta: 25 de Julio de 2021].
- Anctil, A., Franke, A., Bêty, J.** (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., Peterson, A.T.** (2003). *Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models*. Ecological Modelling, 162: 211–232.
- Araújo, M.B., Guilhaumon F., Neto D. R., Pozo, I., Calmaestra, R.** (2011). *Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación al Cambio. Climático de la Biodiversidad Española. 2 Fauna de Vertebrados*. Dirección general de medio Natural y Política Forestal. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Madrid. 640 págs.
- Arroyo, B.** (2003). *Águila Real. Aquila chrysaetos*. En: Martí, R., Del Moral, J. C. (Eds.). *Atlas de las aves reproductoras de España*, pp. 188–189. Dirección General de Conservación de la naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid. 733 págs.
- Arroyo, B., Bueno, J. M., Pérez-Mellado, V.** (1976). *Biología de reproducción de una pareja de Hieraetus fasciatus en España Central*. Doñana Acta Vertebrata, 3: 33–45.
- Arroyo, B., Ferreira, E., Garza, V.** (1990). *Inventario de la población española de Águila Perdicera Hieraetus fasciatus y sus áreas de cría*. ICONA, Madrid.
- Arroyo, B., Ferreira, E., Garza, V.** (1992). *Factores limitantes de la población de águila perdicera en España*. Informe técnico ICONA. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Arroyo, B., Ferreira, E., Garza, V.** (1995). *El águila perdicera (Hieraetus fasciatus) en España: Censo, reproducción y conservación*. ICONA, Madrid. 86 págs.

Avella, F.J. (1977). *Hieraetus fasciatus* alimentándose de carroña. *Ardeola*, 24: 212-215.

Baguena, D., Collado, F., Errando, E., Messeguer, E., Olmos, R., Pallarés, J., Parra, J., Penades, M., Ramírez, J., Urios, V., Vela, A. (1987). Recensement, distribution et reproduction de l'aigle royale (*Aquila chrysaetos*) et de l'aigle de Bonelli (*Hieraetus fasciatus*) dans la province de Valencia (Espagne). *Rapinyaires Mediterranis*, III: 29-36.

Balbontin, J., Penteriani, V., Ferrer, M. (2000). *El águila perdicera en Andalucía: situación actual y tendencias en las áreas de reproducción y de dispersión juvenil*. CSIC/Junta de Andalucía, Sevilla.

Balbontin, J. (2005). *Identifying suitable habitat for dispersal in Bonelli's eagle: an important issue in halting its decline in Europe*. *Biological Conservation*, 126: 74-83.

Balbontin, J., Ferrer, M. (2005). *Condition of large brood in Bonelli's Eagle *Hieraetus fasciatus**. *Bird Study*, 52: 37-41.

Balbontin, J., Penteriani, V., Ferrer, M. (2003). *Variations in the age of mates as an early warning signal of changes in population trends? The case of Bonelli's eagle in Andalucía*. *Biological Conservation*, 109: 417-423.

Balco, J.C., Villafuerte, R. (1993). *Conejo (*Oryctolagus cuniculus*): incidencia de la enfermedad hemorrágica*. Ministerio de Medio Ambiente, España. https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/conservacion-de-especies-amenazadas/vertebrados/conejo_incidencia.aspx

Barbar, F., Ignazi, G.O., Hiraldo, F., Lambertucci, S.A. (2018). *Exotic lagomorph may influence eagle abundances and breeding spatial aggregations: a field study and meta-analysis on the nearest neighbor distance*. *PeerJ*, 6: e4746.

Barbosa, A., Real, R., Muñoz, A., Brown, J. (2013). *New measures for assessing model equilibrium and prediction mismatch in species distribution models*. *Diversity and Distributions*, 19: 1333-1338.

Bautista, J., Calvo, R., Otero, M., Martín, J. (1999). *Águilas Perdiceras mueren electrocutadas en los tendidos del suroeste de Granada mientras se dispersan*. *Quercus*, 165: 49.

Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W., Courchamp, F. (2012). *Impacts of climate change on the future of biodiversity*. *Ecology Letters*, 15: 365-377.

Benjamini, Y., Hochberg, Y. (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., Yekutieli, D. (2001). *The control of the false discovery rate in multiple testing under dependency*. *The Annals of Statistics*, 29: 1165-1188.

Benton, M. J. (2009). *The Red Queen and the Court Jester: species diversity and the role of biotic and abiotic factors through time*. *Science*, 323: 728-732.

Berger, J. (1990). *Persistence of different-sized populations: an empirical assessment of rapid extinctions in bighorn sheep*. *Conservation Biology*, 4: 91-98.

Bergier, P., Naurois, R. (1985). *Note la reproduction de l'Aigle de Bonelli *Hieraetus fasciatus* en Afrique du Nord-ouest*. *Alauda*, 53: 257-262.

- BirdLife International.** (2015a). *Aquila fasciata*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2015: e.T22696076A60132541. [Consulta: 13 de Febrero de 2021].
- BirdLife International.** (2017). *European birds of conservation concern: populations, trends and national responsibilities*. BirdLife International, Cambridge. 172 págs.
- BirdLife International.** (2019). *Aquila fasciata* (amended version of 2016 assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2019: e.T22696076A155464015. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-3.RLTS.T22696076A155464015.en>. [Consulta: 19 de Febrero de 2021].
- BirdLife International.** (2021a). *Aquila fasciata*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2021: e.T22696076A166305231. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-3.RLTS.T22696076A166305231.en>. [Consulta: 10 de Diciembre de 2021].
- BirdLife International.** (2021b). *Aquila fasciata* (Bonelli's Eagle). *European Red List of Birds. Supplementary Material*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxemburgo. 7 págs.
- Blanco-Aguilar, J.A., Virgós, E., Villafuerte, R.** (2004). *Perdiz Roja, Alectoris rufa*. En: Madroño, A., González, C., Atienza, J.C. (Eds). *Libro Rojo de las Aves de España*, pp. 182–185. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife, Madrid. 452 págs.
- Blechschmidt, J., Wittmann, M.J., Blüml, C.** (2020). *Climate Change and Green Sea Turtle Sex Ratio – Preventing Possible Extinction*. *Genes*, 11(5): 588.
- Block, W. M., Brennan, L. A.** (1993). *The habitat concept in ornithology: Theory and applications*. *Current Ornithology*, 11: 35–91.
- Bogliani, G., Barbieri, F., Tiso, E.** (1994). *Nest-site by the Hobby (Falco subbuteo) in poplar plantations in northern Italy*. *Journal of Raptor Research*, 28: 13–18.
- Bohall, P.G., Colloy, M.W.** (1984). *Seasonal abundance, habitat use, and perch sites of four raptor species in north-central Florida*. *Journal of Field Ornithology*, 55: 181–189.
- Borau, J. A., Beneyto, A.** (1994). *Primer cas de nidificacio en abre d'aliga perdiuera Hieraaetus fasciatus a Catalunya*. *Butlletí del Grup Catala d'Anellament*, 11: 85–87.
- Bosakowski, T., Speiser, R.** (1994). *Macrohabitat selection by nesting Northern Goshawks: implications for managing eastern forests*. *Studies in Avian Biology*, 16: 46–49.
- Bosch, R., Real, J., Tintó, A., Zozaya, E.L., Castell, C.** (2010). *Home-ranges and patterns of spatial use in territorial Bonelli's Eagles Aquila fasciata*. *Ibis*, 152: 105–117.
- Brown, D.** (1975). *A test of randomness of nest spacing*. *Wildfowl*, 26: 102–103.
- Cabeza, A., De la Cruz, C.** (2011). *Individual and seasonal variability in territory size of three adults Bonelli's eagles Aquila fasciata in Extremadura (SW Spain)*. *Ardeola*, 58: 165–173.
- Cabeza-Arroyo, A., De la Cruz, C.** (2001). *Puesta de reposición con éxito de águila-azor perdicera Hieraaetus fasciatus en Extremadura (SW España)*. *Ardeola*, 48(2): 233–236.

- Cabot, J., Jordano, P., Ruiz, M., Villasante, J.** (1978). *Nidificación de Águila perdicera (Hieraetus fasciatus, Viell.) en árbol*. *Ardeola*, 24: 215–217.
- Cadahía, L., López-López, P., Urios, V., Negro, J. J.** (2008). *Estimating the onset of dispersal in endangered Bonelli's eagles Hieraetus fasciatus tracked by satellite telemetry: a comparison between methods*. *Ibis*, 150(2): 416–420.
- Cadahía, L., Urios, V., Negro, J. J.** (2005). *Survival and movements of satellite-tracked Bonelli's eagle Hieraetus fasciatus during their first winter*. *Ibis*, 147: 415–419.
- Calderón, J.** (1981). *Datos previos para el estudio de la predación sobre Galliformes ibéricas*. XII congreso de União Internacional dos Biologistas de Caça, 1975: 55–60. Lisboa.
- Calvete, C.** (2006). *Modeling the effect of population dynamics on the impact of rabbit haemorrhagic disease*. *Conservation Biology*, 20: 1232–1241.
- Calvo, J. A.** (1999). *En seis años murieron más de 800 rapaces electrocutadas en Toledo*. *Quercus*, 157: 54–55.
- Campbell, D. F.** (1992). *Nearest-neighbor graphical analysis of spatial pattern and a test for competition in populations of singing crickets Teleogryllus commodus*. *Oecologia*, 92: 548–551.
- Campbell, D. F.** (1995). *Detecting regular spacing in patchy environments and estimating its density using nearest-neighbor graphical analysis*. *Oecologia*, 102: 133–137.
- Canestrelli, D., Bisconti, R., Chiochio, A., Maiorano, L., Zampiglia, M., Nascetti, G.** (2017). *Climate change promotes hybridisation between deeply divergent species*. *PeerJ*, 5: e3072.
- Cano, C.** (2017). *La lucha contra el veneno en España (2011-2016). Clasificación por Comunidades Autónomas*. WWF/Adena, Madrid. 78 págs.
- Careddu, G., Carlini, N., Romano, A., Rossi, L., Calizza, E., Sporta-Caputi, S., Constantini, M.L.** (2020). *Diet composition of the Italian crested newt (Triturus carnifex) in structurally different artificial ponds based on stomach contents and stable isotope analyses*. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 30(8): 1505–1520.
- Carrascal, L.M., Seoane, J.** (2009a). *Factors affecting large-scale distribution of the Bonelli's eagle Aquila fasciata in Spain*. *Ecological Research*, 24(3): 565–573.
- Carrascal, L.M., Seoane, J.** (2009b). *Linking density, productivity and trends of an endangered species: the Bonelli's eagle in Spain*. *Acta Oecologica*, 35: 341–348.
- Carrete, M., Sánchez-Zapata, J.A., Calvo, J.F.** (2000). *Breeding densities and habitat attributes of golden eagles in southeastern Spain*. *Journal of Raptor Research*, 34(1): 48–52.
- Carrete, M., Sánchez-Zapata, J.A., Martínez, J.E., Palazón, J.A., Calvo, J.F.** (2001). *Distribución espacial del águila-azor perdicera (Hieraetus fasciatus) y del águila real (Aquila chrysaetos) en la región de Murcia*. *Ardeola*, 48(2): 175–18.
- Carrete, M., Sánchez-Zapata, J.A., Martínez, J.E., Sánchez, M.A., Calvo, J.F.** (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., Moleón, M.** (2006). Components of breeding performance in two competing species: habitat heterogeneity, individual quality and density-dependence. *Oikos*, 112: 680–690.
- Castro, A., Muñoz, A., Real, R.** (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., Chiatante, G.** (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.
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Dirzo, R.** (2017). Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(30): E6089–E6096.
- Chamorro, D., Real, R., Muñoz, A.R.** (2020). Fuzzy sets allow gaging the extent and rate of species range shift due to climate change. *Scientific Reports*, 10: 16272.
- Cheyran, G.** (1981). Sur le rôle déterminant de l'abondance des ressources dans le succès de reproduction de l'aigle de Bonelli *Hieraaetus fasciatus* en Provence. *Rapinyaires Mediterranis*, 1: 95–99.
- Clark, P. J., Evans, F. C.** (1954). Distance to nearest neighbor as a measure of spatial relationships in populations. *Ecology*, 36: 455–453.
- Clark, W.S.** (2012). The eagle genus *Hieraaetus* is distinct from *Aquila*, with comments on the name Ayres' Eagle. *Bulletin of the British Ornithologists' Club*, 132: 295–298.
- Collias, N.E., Collias E.C.** (1984). *Nest Building and Bird Behaviour*. Princeton University Press Princeton, New Jersey. 358 págs.
- Comité de Estándares y Peticiones de la UICN.** (2019). *Directrices de uso de las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN. Versión 14*. Comité de Estándares y Peticiones de la Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido. 128 págs. <https://www.iucnredlist.org/es/resources/redlistguidelines>. [Consulta: 28 de Julio de 2021].
- Cornelius, C., Cockle, K., Politi, N., Berkunsky, I., Sandoval, L., Ojeda, V., Rivera, L., Hunter, M., Martin, K.** (2008). Cavity-nesting birds in neotropical forests: cavities as a potentially limiting resource. *Ornitología Neotropical*, 19(8): 253–268.
- Cowardin, L.M., Shaffer, T.L., Arnold, P.M.** (1995). Evaluations of duck habitat and estimation of duck population sizes with a remote-sensing-based system. U.S. Department of the Interior, National Biological Service, Washington D.C. 32 págs.
- Cox, C.B., Moore, P.D. Ladle, R.J.** (2016). *Biogeography: an ecological and evolutionary approach*. 9th Ed., pp. 33–88. Wiley Blackwell, Oxford. 509 págs.
- Cramp, S.** (1985). *Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. The Birds of the Western Palearctic. Vol. IV. Terns to Woodpeckers*. Oxford University Press, Oxford. 970 págs.
- Cramp, S., Simmons, K.F.I.** (1980). *The birds of the Western Palearctic, Vol. II. Hawks to Bustards*. Oxford University Press, Oxford. 696 págs.

- Danckwerts, D.K., McQuaid, C.D., Connan, M., Smale, M.J., Le Corre, M., Humeau, L., Kaehler, S., Juhasz, C.C., Orłowski, S., Tourtmetz, J., Jaquemet, S.** (2016). *Intra-annual variation in the foraging ecology of the endangered endemic Barau's Petrel (Pterodroma barau) from Réunion Island, south-western Indian Ocean: insights from a multifaceted approach*. *Marine Biology*, 163: 18.
- De Dios Arcos, C., Badillo-Alemán, M., Arceo-Carranza, D., Chiappa-Carrara, X.** (2019). *Feeding Ecology of the Waterbirds in a tropical mangrove in the southeast Gulf of Mexico*. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 1-9.
- De la Bodega, C., Cano, C., Mínguez, E.** (2020). *El veneno en España. Evolución del envenenamiento de fauna silvestre (1992-2017)*. SEO/BirdLife y WWF, Madrid. 58 págs.
- De la Cruz, C.** (2014). *Águila perdicera (Hieraetus fasciatus)*. En: Palacios, M.J., Prieto, J.P., Muñoz, P., Sánchez, A., Miranzo, J.C., Machón, D., Dávalos, J. (Eds.). *Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura. Fauna II. Clase Aves*, pp. 42-44. Consejería de Agricultura, Desarrollo Rural, Medio Ambiente y Energía. Junta de Extremadura, Mérida. 304 págs.
- Debus, S.J.S., Hatfield, T.S., Ley, A.J., Rose, A.B.** (2007). *Breeding biology and diet of the Little Eagle Hieraetus morphnoides in the New England region of New South Wales*. *Australian Field Ornithology*, 24: 137-157.
- Del Amo, R., Torre, I., Llacuna, S.** (2008). *La dieta dels polls de l'àliga cuabarrada (Hieraetus fasciatus) al Parc del Garraf*. V Trobada d'Estudiosos del Garraf, pp. 71-75. Diputació de Barcelona, Barcelona.
- Del Hoyo, J., Elliot, A., Sargatal, J.** (1994). *Handbook of the Birds of the World, Vol. 2, New World Vultures to Guineafowl*. Lynx Edicions, Barcelona. 638 págs.
- Del Junco, O.** (1984). *Estudio sobre una población de águilas perdiceras (Hieraetus fasciatus)*. *Rapinyaires Mediterranis*, 11: 80-85.
- Del Moral, J. C.** (Ed.). (2006). *El águila perdicera en España. Población en 2005 y método de censo*. SEO/BirdLife, Madrid. 175 págs.
- Del Moral, J. C.** (Ed.). (2009). *El buitre leonado en España. Población reproductora en 2008 y método de censo*. SEO/BirdLife, Madrid. 215 págs.
- Del Moral, J. C., Molina, B.** (Eds.) (2018). *El águila perdicera en España, población reproductora en 2018 y método de censo*. SEO/BirdLife, Madrid. 162 págs.
- Delibes, M., Calderón, J., Amores, F.** (1975). *Selección de presa y alimentación en España del Águila Real (Aquila chrysaetos)*. *Ardeola*, 21: 285-302.
- Delibes-Mateos, M., Ferreras, P., Villafuerte, R.** (2007). *Rabbit populations and game management: the situation after 15 years of rabbit haemorrhagic disease in central-southern Spain*. *Biodiversity and Conservation*, 17(3): 559-574.
- Di Vittorio, M., Sarà, M., López-López, P.** (2012). *Habitat preferences of Bonelli's Eagles Aquila fasciata in Sicily*. *Bird Study*, 59(2): 207-217.
- Diamond, J. M., Bishop, K. D., Van Balen, S.** (1987). *Bird survival in an isolated Javan woodland: island or mirror?* *Conservation Biology*, 2: 132-142.

- Dias, A.** (2020). *The Expanding Tree-Nesting Bonelli's Eagle (Aquila fasciata) Population of Southern Portugal*. Tesis Doctoral. 189 págs.
- Dias, A., Palma, L., Carvalho, F., Neto, D., Real, J., Beja, P.** (2017). *The role of conservative versus innovative nesting behavior on the 25-year population expansion of an avian predator*. *Ecology and Evolution*, 7: 4241-4253.
- Díaz, M., Pulido, F. J., Pausas, J. D.** (2009). 9330 *Alcornocales de Quercus Suber*. En: VV.AA., Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. 58 págs.
- Dirección General de Medio Ambiente Junta de Extremadura.** (2006). *El águila perdicera en Extremadura*. En: Del Moral, J. C. (Ed.). *El águila perdicera en España. Población en 2005 y método de censo*, pp. 103-109. SEO/BirdLife, Madrid. 175 págs.
- Dobado-Berrios, P. M., Álvarez, R., Leiva, A.** (1998). *El Águila Perdicera en la provincia de Córdoba*. *Quercus*, 154: 48-49.
- Donázar, J.A.** (2003). *Alimoche común. Neophron percnoptertus*. En: Martí, R., Del Moral, J. C. (Eds.). *Atlas de las aves reproductoras de España*, pp. 166-167. Dirección General de Conservación de la naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid. 733 págs.
- Donázar, J.A., Hiraldo, F., Bustamante, J.** (1993). *Factors influencing nest-site selection, breeding density and breeding success in the Bearded Vulture (Gypaetus barbatus)*. *Journal of Applied Ecology*, 30: 504-514.
- EEA.** (2021). *European Environment Agency*. <https://www.eea.europa.eu> [Consulta: 02 de marzo de 2021]
- Elton, C.S.** (1924). *Periodic fluctuations in the numbers of animals: Their Causes and Effects*. *Journal of Experimental Biology*, 2(1): 119-163.
- Emlen, J.M.** (1966). *The role of time and energy in food preference*. *The American Naturalist*, 100: 611-617.
- ESRI.** (2012). *ArcGIS Desktop: Release 10.1*. Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA.
- Eyring, V., Bony, S., Meehl, G. A., Senior, C. A., Stevens, B., Stouffer, R. J., Taylor, K. E.** (2016). *Overview of the Coupled Model Intercomparison Project Phase 6 (CMIP6) experimental design and organization*. *Geoscientific Model Development*, 9: 1937-1958.
- Fast, P.L.F., Gilchrist, H.G., Clark, R.G.** (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., Christie, D.A.** (2001). *Raptors of the world*. Christopher Helm, London. 320 págs.
- Fernández, C. Insausti, J.A.** (1990). *Golden eagles take up territories abandoned by Bonelli's eagles*. *Journal of Raptor Research*, 24: 124-125.
- Fernández, C., Donázar, J.A.** (1991). *Griffon vultures Gyps fulvus occupying eyres of other cliff-nesting raptors*. *Bird Study*, 38: 42-44.

- Fernández, J. A.** (1973). *Sobre la reproducción en el buitre leonado*. *Vida Silvestre*, 5: 20–26.
- Fernández-Llario, P.** (2017). *Jabalí – Sus scrofa*. En: Salvador, A., Barja, I. (Eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/> [Consulta: 12 de octubre de 2021]
- Fick, S.E., Hijmans, R.J.** (2017). *WorldClim 2: new 1km spatial resolution climate surfaces for global land areas*. *International Journal of Climatology*, 37(12): 4302–4315.
- Fielding, A.H., Bell, J.F.** (1997). *A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models*. *Environmental Conservation*, 24: 38–49.
- Filippi-Codaccioni, O., Moussus, J.P., Urcun, J.P., Jiguet, F.** (2010). *Advanced departure dates in long-distance migratory raptors*. *Journal of Ornithology*, 151: 687–694.
- Flux, J.E.C.** (2008). *A review of competition between rabbits (Oryctolagus cuniculus) and hares (Lepus europaeus)*. En: Alves, P.C., Ferrand, N., Hackländer, K. (Eds.). *Lagomorph Biology: Evolution, Ecology and Conservation*, pp. 241–249. Springer-Verlag, Berlin. 414 págs.
- Franco, A.** (1980). *Observación de Hieraaetus fasciatus en una corriente migratoria otoñal de rapaces en Ceuta*. *Doñana Acta Vertebrata*, 7(2): 263.
- García, I.** (1976). *Reproducción del Águila perdicera, Hieraaetus fasciatus, en la Sierra de Cabo de Gata de Almería*. *Boletín de la Estación Central de Ecología*, 5: 83–92.
- García, L.V.** (2003). *Controlling the false discovery rate in ecological research*. *Trends in Ecology y Evolution*, 18: 553–554.
- García, V., Moreno-Opo, R., Tinto, A.** (2013). *Sex differentiation of Bonelli's eagle Aquila fasciata in western Europe using morphometrics and plumage colour patterns*. *Ardeola*, 60(2): 261–277.
- Garzón, J.** (1975). *Birds of prey in Spain, the present situation*. En: *World conference on birds of prey*, pp. 159–170. Viena
- Gaston, K.J., Pressey, R.L., Margules, C.R.** (2002). *Persistence and vulnerability: retaining biodiversity in the landscape and in protected areas*. *Journal of Biosciences*, 27(Suppl. 2): 361–384.
- Gill, J. A., Norris, K., Potts, P.M., Grétar-Gunnarsson, T., Atkinson, P.W., Sutherland, W.J.** (2001). *The buffer effect and large-scale population regulation in migratory birds*. *Nature*, 412: 436–438.
- Gil-Sánchez, J. M.** (1998). *Selección de presa por el Águila-azor Perdicera (Hieraaetus fasciatus) durante el período de nidificación en la provincia de Granada (SE de España)*. *Ardeola*, 45(2): 151–160.
- Gil-Sánchez, J. M.** (2000). *Efecto de la altitud y de la disponibilidad de presas en la fecha de puesta del Águila-Azor Perdicera (Hieraaetus fasciatus) en la provincia de Granada (SE España)*. *Ardeola*, 47: 1–8.
- Gil-Sánchez, J. M., Moleón, M., Otero, M., Bautista, J.** (2004). *A nine-year study of successful breeding in a Bonelli's eagle population in southeast Spain: a basis for conservation*. *Biological Conservation*, 118: 685–694.

- Gil-Sánchez, J. M., Molino Garrido, F., Valenzuela Serrano, G.** (1996). *Selección de hábitat de nidificación por el Águila perdicera (Hieraetus fasciatus) en Granada (SE de España)*. *Ardeola*, 43: 189-197.
- Gil-Sánchez, J. M., Molino, F., Valenzuela G., Moleón, M.** (2000). *Demografía y alimentación del Águila-Azor Perdicera (Hieraetus fasciatus) en la provincia de Granada*. *Ardeola*, 47: 69-75.
- Gil-Sánchez, J.M., Moleón, M., Otero, M., Bautista, J.** (2004). *A nine-year study of successful breeding in a Bonelli's eagle population in southeast Spain: a basis for conservation*. *Biological Conservation*, 118: 685-694.
- Gil-Sánchez, J.M., Molino, F., Valenzuela, G.** (1994). *Parámetros reproductivos y alimentación del Águila Real (Aquila chrysaetos) y del Águila Perdicera (Hieraetus fasciatus) en la provincia de Granada*. *Aegypius*, 12: 47-51.
- Glasser, J. W.** (1982). *A theory of trophic strategies: the evolution of facultative specialists*. *The American Naturalist*, 119: 250-262.
- Glutz von Blotzheim, U. N., Bauer, K. M.** (1994). *Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 9. Columbiformes-Piciformes. 2., Durchgesehene Auflage*. Aula Verlag, Wiesbaden.
- Glutz von Blotzheim, U. N., Bauer, K. M., Bezzel, E.** (1971). *Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 4. Falconiformes*. Aula Verlag, Wiesbaden.
- 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, nº46, pp. 20912-20951. <https://www.boe.es/eli/es/rd/2011/02/04/139/dof/spa/pdf> [Consulta: 23 de Febrero de 2021]
- Goodman, R. E., Lebuhn, G., Seavy, N. E., Gardali, T., Bluso-Demers, J. D.** (2011). *Avian body size changes and climate change: warming or increasing variability?* *Global Change Biology*, 18(1): 63-73.
- GREFA** (2020). *Libro Blanco de la electrocución en España. Análisis y propuestas*. AQUILA a-LIFE (LIFE16 NAT/ES/000235). Madrid. 100 págs.
- Guenther, A., Hewitt, C.N., Erickson, D., Fall, R., Geron, C.** (1995). *A global model of natural volatile organic emissions*. *Journal of Geophysical Research*, 100: 8873-8892.
- Guisan, A., Thuiller, W.** (2005). *Predicting species distribution: offering more than simple habitat models*. *Ecology Letters*, 8: 993-1009.
- Haring, E., Kvaløy, K., Gjershaug, J.O., Røv, N., Gamauf, A.** (2007). *Convergent evolution and parphyly of the hawk eagles of the genus Spizaetus (Aves, Accipitridae) – phylogenetic analyses based on mitochondrial markers*. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*, 45: 353-365.
- Helbig, A.J., Kocum, A., Seibold, I., Braun, M.J.** (2005). *A multi-gene phylogeny of aquiline eagles (Aves: Accipitriformes) reveals extensive parphyly at the genus level*. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 35: 147-164.
- Hernández, J.** (1999). *Nido de perdiceras en un tendido eléctrico*. *Quercus*, 163: 32.

Hernández-Matías, A., Real, J., Moleón, M., Palma, L., Sánchez-Zapata, J.A., Pradel, R., Carrete, M., Gil-Sánchez, J.M., Beja, P., Balbontín, J., Vincent-Martin, N., Ravayrol, A., Bénitez, J.R., Arroyo, B., Fernández, C., Ferreiro, E., García, J. (2013). *From local monitoring to a broad-scale viability assessment: a case study for the Bonelli's Eagle in western Europe*. *Ecological Monographs*, 83(2): 239–261.

Hernández-Matías, A., Real, J., Parés, F., Llacuna, S. (2016). *Siblicide in Bonelli's Eagle (Aquila fasciata)*. *Journal of Raptor Research*, 50(1): 125–128.

Hernández-Matías, A., Real, J., Pares, F., Pradel, R. (2015). *Electrocution threatens the viability of populations of the endangered Bonelli's eagle (Aquila fasciata) in Southern Europe*. *Biological Conservation*, 191: 110–116.

Herrando, S., Brotons, L., Estrada, J., Guallar, S., Anton, M. (2011). *Atles Dels Ocells de Catalunya a L'hivern 2006– 2009*. Institut Catala d'Ornitologia (ICO)/Lynx Edicions, Barcelona. 646 pág.

Hijmans, R. J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G., Jarvis, A. (2005). *Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas*. *International Journal of Climatology*, 25: 1965–1978.

Hilton-Taylor, C., Stuart, S.N., Vié, J.C. (2009). *Wildlife in a changing world: an analysis of the 2008 IUCN Red List of Threatened Species*. IUCN, Suiza. 184 pág.

Hosmer, D.W., Lemeshow, S. (1989). *Applied logistic regression*. pp 19–147. John Wiley and Sons, Inc., New York.

Hothorn, T., Muller, J., Schroder, B., Kneib, T., Brandl, R. (2011). *Decomposing environmental, spatial and spatiotemporal components of species distributions*. *Ecological Monographs*, 81: 329–347.

Hughes, J.B., Daily, G.C., Ehrlich, P.R. (1997). *Population diversity: its extent and extinction*. *Science*, 278(5338): 689–692.

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.

Hutto, R. L. (1985). *Habitat selection by nonbreeding, migratory land birds*. En: Cody, M.L. (Ed). *Habitat Selection in Birds*, pp 455–476. Academic Press, New York. 558 pág.

ICNF. (2021). *Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas* <http://www2.icnf.pt> [Consulta: 02 de marzo de 2021]

Insausti, J. A. (1986). *Biología del Águila Perdicera Hieraaetus fasciatus (Vieillot, 1822) en Navarra*. Tesina de Licenciatura. Universidad de Navarra.

IPCC. (2021a). *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. En prensa.

IPCC. (2021b). *Regional fact sheet – Europe*. Sixth Assessment Report, Working Group I. https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/downloads/factsheets/IPCC_AR6_WG1_Regional_Fact_Sheet_Europe.pdf [Consulta: 23 de diciembre de 2021].

- Jaffré, M., Beaugrand, G., Goberville, É., Jiguet, F., Kjellén, N., Troost, G., Dubois, P.J., Leprêtre, A., Luczak, C.** (2013). *Long-Term Phenological Shifts in Raptor Migration and Climate*. PLOS ONE, 8(11): e79112.
- Janes, S.W.** (1985). *Habitat selection in raptorial birds*. En: Cody, M.L. (Ed). *Habitat selection in birds*, pp. 159-188. Academic Press, San Diego. 558 págs.
- Jiménez, J., Nuñez-Arjona, J.C., Mougeot, F., Ferreras, P., González, L.M., García-Domínguez, F., Muñoz-Igualada, J., Palacios, M.J., Pla, S., Rueda, C., Villaespesa, F., Nájera, F., Palomares, F., López-Bao, J.V.** (2019). *Restoring apex predators can reduce mesopredator abundances*. Biological Conservation, 238: 108234.
- Jiménez-Valverde, A., Lobo, J.M.** (2007). *Threshold criteria for conversion of probability of species presence to either-or presence-absence*. Acta Oecologica, 31: 361-369.
- Johnson, D.H.** (1980). *The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference*. Ecology, 61: 65-71.
- Johnson, D.H., Gibbs, J.P., Herzog, M., Lor, S., Niemuth, N.D., Ribic, C.A., Seamans, M., Shaffer, T.L., Shriver, W.G., Stehman, S.V., Thompson, W.L.** (2009). *A sampling design framework for monitoring secretive marshbirds*. Waterbirds, 32: 203-215.
- Johnston, A. S. A., Boyd, R. J., Watson, J. W., Paul, A., Evans, L. C., Gardner, E. L., Boulton, V. L.** (2019). *Predicting population responses to environmental change from individual-level mechanisms: toward a standardized mechanistic approach*. Proceedings of the Royal Society B, 286: 20191916.
- Jones, H. L., Diamond, J. M.** (1976). *Short-time base studies of turnover in breeding birds of the California Channel Islands*. Condor, 76: 526-549.
- Jones, J.** (2001). *Habitat selection in avian ecology: a critical review*. Auk, 118: 557-562.
- Jones, J., Robertson, R.J.** (2001). *Territory and nest-site selection of Cerulean warblers in eastern Ontario*. Auk, 118: 727-735.
- Jordano, P.** (1981). *Relaciones interespecíficas y coexistencia entre el águila real (Aquila chrysaetos) y el águila perdicera (Hieraetus fasciatus) en Sierra Morena Central*. Ardeola, 28: 67-88.
- Junta de Extremadura** (2001). *DECRETO 37/2001, de 6 de marzo, por el que se regula el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura*. DOE de 13 de Marzo de 2001, nº 30, pp. 2349-2364. <http://doe.juntaex.es/pdfs/doe/2001/300o/01040040.pdf> [Consulta: 25 de Julio de 2021].
- Junta de Extremadura** (2004). *DECRETO 47/2004, de 20 de abril, por el que se dictan Normas de Carácter Técnico de adecuación de las líneas eléctricas para la protección del medio ambiente en Extremadura*. DOE de 27 de Abril de 2004, nº 48, pp. 4859-4863. <http://doe.juntaex.es/pdfs/doe/2004/480o/04040050.pdf> [Consulta: 25 de Julio de 2021].
- Junta de Extremadura** (2015a). *ORDEN de 25 de mayo de 2015 por la que se aprueba el Plan de Conservación del Hábitat del Águila perdicera (Hieraetus fasciatus) en Extremadura*. DOE de 5 de Junio de 2015, nº 107, pp. 22150-22173. <http://doe.juntaex.es/pdfs/doe/2015/1070o/15050146.pdf> [Consulta: 10 de Febrero de 2021].

Junta de Extremadura (2015b). *ORDEN de 27 de marzo de 2015 por la que se aprueba la Estrategia Extremeña contra el uso ilegal de cebos envenenados en el medio natural*. DOE de 8 de Abril de 2015, nº 66, pp. 10625–10635. <http://doe.juntaex.es/pdfs/doe/2015/660o/15050076.pdf> [Consulta: 25 de Julio de 2021].

Junta de Extremadura (2016a). *ORDEN de 13 de abril de 2016 por la que se modifica la Orden de 25 de mayo de 2015 por la que se aprueba el Plan de Conservación del Hábitat del Águila perdicera (Hieraetus fasciatus) en Extremadura*. DOE de 22 de Abril de 2016, nº 77, pp. 9668–9670. <http://doe.gobex.es/pdfs/doe/2016/770o/16050075.pdf> [Consulta: 10 de Febrero de 2021]

Junta de Extremadura. (2016b). *Plan General de Caza de Extremadura*. 761 págs. http://extremambiente.juntaex.es/files/caza_y_pesca/2016/pgcex_completo.pdf [Consulta: 18 de Agosto de 2021]

Junta de Extremadura (2018). *Decreto 78/2018, de 5 de junio, por el que se modifica el Decreto 37/2001, de 6 de marzo, por el que se regula el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura*. DOE de 11 de junio de 2018, nº112, pp. 22072–22100. <http://doe.gobex.es/pdfs/doe/2018/1120o/18040091.pdf> [Consulta: 22 de Febrero de 2021]

Katzner, T.E., Bragin, E.A., Knick, S.T., Smith, A.T. (2005). *Relationship between demographics and diet specificity of Imperial Eagles Aquila heliaca in Kazakhstan*. Ibis, 147: 576–586.

Koleček, J., Adamík, P., Reif, J. (2020). *Shifts in migration phenology under climate change: temperature vs. abundance effects in birds*. Climatic Change, 159: 177–194.

Lane, J.E., Kruuk, L.E.B., Charmantier, A., Murie, J.O., Dobson, F.S. (2012). *Delayed phenology and reduced fitness associated with climate change in a wild hibernator*. Nature, 489: 554–557.

Legendre, P., Legendre, L. (1998). *Numerical ecology*. 2nd English Edition. Elsevier Science, Amsterdam. 852 págs.

Lerner, H. R. L., Mindell, D. P. (2005). *Phylogeny of eagles, Old World vultures, and other Accipitridae based on nuclear and mitochondrial DNA*. Molecular Phylogenetics and Evolution, 37: 327–346.

Life+IBERLINCE. (2017). *Recuperación de la distribución histórica del Lince ibérico (Lynx pardinus) en España y Portugal*. (LIFE10NAT/ES/570). <http://www.iberlince.eu/index.php/eng/> [Consulta: 27 de Mayo de 2021].

López-López, P., García-Ripollés, C., Aguilar, J.M., García-López, F., Verdejo, J. (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., Verdejo, J. (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., Urios, V. (2007a). *Population size, breeding performance and territory quality of Bonelli's eagle Hieraetus fasciatus in eastern Spain*. Bird Study, 54: 335–342.

López-López, P., García-Ripollés, C., Soutullo, A., Cadahía, L., Urios, V. (2007b). *Are important bird areas and special protected areas enough for conservation?: the case of Bonelli's Eagle in a Mediterranean area*. Biodiversity Conservation, 16: 3755–3780.

- López-López, P., García-Ripollés, Soutullo, A., Cadahía, L., Urios, V.** (2007c). *Identifying potentially suitable nesting habitat for golden eagles applied to 'important bird areas' design*. *Animal Conservation*, 10: 208–2018.
- López-López, P., Perona, A.M., Egea-Casas, O., Morant, J., Urios, V.** (2022). *Tri-axial accelerometry shows differences in energy expenditure and parental effort throughout the breeding season in long-lived raptors*. *Current Zoology*, 68(1): 57–67.
- Lourenço, R., Santos, S. M., Rabaca, J. E., Penteriani, V.** (2011). *Superpredation patterns in four large European raptors*. *Population Ecology*, 53(1): 175–185.
- Lucio, A.** (1991). *Selección de hábitat de la perdiz roja (Alectoris rufa) en matorrales supramediterráneos del NW de la cuenca del Duero. Aplicaciones para la gestión del hábitat cinegético*. *Ecología*, 5: 337– 353.
- Manlik, O.** (2019). *The importance of reproduction for the conservation of slow-growing animal populations*. En: Comizzoli, P., Brown, J.L., Holt, W.V. (Eds). *Reproductive Sciences in Animal Conservation, 2nd Edition*, pp. 13–39. SpringerLink. 567 págs.
- Mañosa, S., Real, J., Codina, J.** (1998). *Selection of settlement areas by juvenile Bonelli's Eagle in Catalonia*. *Journal of Raptor Research*, 32(3): 208–214.
- MAPA** (2019). *Anuario de estadística 2019. Estadísticas agrarias y alimentación. Efectivos y producciones ganaderas. Efectivos Ganaderos*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid. <https://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/publicaciones/anuario-de-estadistica/2019/default.aspx?parte=3ycapitulo=08ygrupo=1yseccion=4> [Consulta: 18 de Agosto de 2021]
- Marchowski, D., Ławicki, Ł., Fox, A.D., Nielsen, R.D., Petersen, I.K., Hornman, M., Nilsson, L., Haas, F., Wahl, J., Kieckbusch, J., Nehls, H.W., Calbrade, N., Hearn, R., Meissner, W., Fitzgerald, N., Luigujoe, L., Zenatello, M., Gaudard, C., Koschinski, S.** (2020). *Effectiveness of the European Natura 2000 network to sustain a specialist wintering waterbird population in the face of climate change*. *Scientific reports*, 10: 20286.
- Margalida, A., Bertran, J.** (2000). *Breeding behaviour of the Bearded Vulture Gypaetus barbatus: minimal sexual differences in parental activities*. *Ibis*, 142: 225–234.
- Margules, C.R., Pressey, R.L.** (2000). *Systematic conservation planning*. *Nature*, 405: 243–253.
- Márquez A.L., Real R., Olivero J., Estrada A.** (2011). *Combining climate with other influential factors for modelling climate change impact on species distribution*. *Climatic Change*, 108: 135–157.
- Martínez, J. E., Sánchez, M. A., Carmona, D., Sánchez J. A.** (1994). *Régime alimentaire de l'aigle de Bonelli (Hieraetus fasciatus) durant le période de l'élevage des jeunes (Murcia, Espagne)*. *Alauda*, 62: 53–58.
- Martínez, J. E., Zuberogoitia, I., Gómez, G., Escarabajal, J. M., Cerezo, E., Jiménez-Franco, M. V., Calvo, J. F.** (2014). *Attack success in Bonelli's Eagle Aquila fasciata*. *Ornis Fennica*, 91(2): 67–78.
- Martínez, J.A., López, G., Falcó, F., Campo, A., De la Vega, A.** (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.A., Serrano, D., Zuberogoitia, I.** (2003). *Predictive models of habitat preferences for the Eurasian eagle owl *Bubo bubo*: a multiscale approach*. *Ecography*, 26: 21–28.
- Martínez, J.E., Calvo, J.F.** (2005). *Prey partitioning between mates in breeding booted eagles (*Hieraetus pennatus*)*. *Journal of Raptor Research*, 39(2): 159–163.
- Martínez, J.E., Calvo, J.F., Martínez, J.A., Zuberogoitia, I., Cerezo, E., Manrique, J., Gómez, G.J., Nevado, J.C., Sánchez, M., Sánchez, R., Bayo, J., Pallarés, A., González, C., Gómez, J.M., Pérez, P., Motos, J.** (2010). *Potential impact of wind farms on territories of large eagles in southeastern Spain*. *Biodiversity and Conservation*, 19: 3757–3767.
- Martínez, J.E., Martínez, J.A., Zuberogoitia, I., Zabala, J., Redpath, S.M., Calvo, J.F.** (2008). *The effect of intra- and interspecific interactions on the large-scale distribution of cliff-nesting raptors*. *Ornis Fennica*, 85: 13–21.
- Martínez, J.E., Pagán, I., Calvo, J.F.** (2006). *Factors influencing territorial occupancy and reproductive output in the Booted Eagle *Hieraetus pennatus**. *Ibis*, 148: 807–819.
- Martínez, J.E., Zuberogoitia, I., Calvo, J.F., Álvarez, M., Margalida, A.** (2022). *Effect of nest composition experience and nest quality on nest-building behaviour in the Bonelli's Eagle*. *Scientific Reports*, 12: 4146.
- Martínez, J.E., Zuberogoitia, I., Escarabajal, J.M., Cerezo, E., Calvo, J.F., Margalida, A.** (2020). *Breeding behaviour and time-activity budgets of Bonelli's Eagles *Aquila fasciata*: marked sexual differences in parental activities*. *Bird Study*, 67(1): 35–44.
- Martínez, R., Garrigues, R., Morata, J.A.** (1988). *Algunos datos sobre la biología del Águila perdicera (*Hieraetus fasciatus*, Vieillot) en el Sureste de Albacete*. *Revista de estudios albacetenses*, 24: 205–220.
- Martínez-Miranzo, B., Banda, E.I., Aguirre, J.I.** (2016). *Multiscale analysis of habitat selection by Bonelli's eagle (*Aquila fasciata*) in NE Spain*. *European Journal of Wildlife Research*, 62: 673–679.
- Marzluff, J.M., Kimsey, B.A., Schueck, L.S., Mcfadzen, M.E., Vekasy, M.S., Bednarz, J.C.** (1997). *The influence of habitat, prey abundance, sex and breeding success on the ranging behavior of Prairie Falcons*. *Condor*, 99: 567–584.
- Mateo, J. A.** (2017). *Lagarto ocelado – Timon lepidus*. En: **Salvador, A., Marco, A.** (Eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/> [Consulta: 28 de octubre de 2021].
- Mccabe, J.D., Clare, J.D., Miller, T.A., Katzner, T.E., Cooper, J., Somershoe, S., Hanni, D., Kelly, C.A., Sargent, R., Soehren, E.C., Threadgill, C., Maddox, M., Stober, J., Martell, M., Salo, T., Berry, A., Lanzone, M.J., Braham, M.A., McClure, C.J.W.** (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., McLeod, D.R.A.** (2002). *A model of Golden eagle (*Aquila chrysaetos*) ranging behaviour*. *Journal of Raptor Research*, 36(Suppl.): 62–69.
- McLean, M., Mouillot, D., Maureaud, A.A., Hattab, T., MachNeil, M.A., Goberville, E., Lindergren, M., Engelhard, G., Pinsky, M., Auber, A.** (2021). *Disentangling tropicalization and deborealization in marine ecosystems under climate change*. *Current Biology*, 31: 4817–4823.

- Mearns, R., Newton I.** (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 págs.
- 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 págs.
- MITECO.** (2021). *Banco de Datos de la Naturaleza*. <https://www.miteco.gob.es> [Consulta: 02 de marzo de 2021]
- Moleón, M., Bautista, J., Sánchez-Zapata, J. A., Gil-Sánchez, J. M.** (2009a). *Diet of non-breeding Bonelli's eagles Hieraaetus fasciatus at settlement areas of southern Spain*. Bird Study, 56(1): 142–146.
- Moleón, M., Gil-Sánchez, J. M., Real, J., Sánchez-Zapata, J. A., Bautista, J., Sánchez-Clemot, J. F.** (2007). *Ecología trófica de las águilas-azor perdiceras Hieraaetus fasciatus territoriales durante el periodo no reproductor en la Península Ibérica*. Ardeola, 54(1): 135–143.
- Moleón, M., Sánchez-Zapata, J. A., Gil-Sánchez, J. M., Barea-Azcón, J. M., Ballesteros-Duperon, E., Virgos, E.** (2011). *Laying the Foundations for a Human-Predator Conflict Solution: Assessing the Impact of Bonelli's Eagle on Rabbits and Partridges*. Plos One, 6(7): e22851.
- Moleón, M., Sánchez-Zapata, J., Real, J., García-Charton, J., Gil-Sánchez, J. M., Palma, L., Bautista, J., Bayle, P.** (2009b). *Large-scale spatio-temporal shifts in the diet of a predator mediated by an emerging infectious disease of its main prey*. Journal of Biogeography, 36(8): 1502–1515.
- Moleón, M., Sebastián-González, E., Sánchez-Zapata, J. A., Real, J., Pires, M. M., Gil-Sánchez, J. M., Bautista, J., Palma, L., Bayle, P., Guimaraes, P. R., Beja, P.** (2012). *Changes in intrapopulation resource use patterns of an endangered raptor in response to a disease mediated crash in prey abundance*. Journal of Animal Ecology, 81(6): 1154–1160.
- Møller, A.P., Erritzøe, J., Van Dongen, S.** (2018). *Body size, developmental instability, and climate change*. Evolution, 72: 2049–2056.
- Molles, M.C.** (2016). *Ecology. Concepts and Applications, 7th Edition*. Mc Graw Hill Education, New York. 592 págs.
- Morán-López, R., Sánchez Guzmán, J.M., Costillo Borrego, E., Villegas Sánchez, A.** (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., Villegas, A.** (2007). *El buitre negro en masas de monte mediterráneo*. En: Moreno-Opo, R., Guil, F. (Coords.). *Manual de gestión del hábitat y de las poblaciones de buitre negro en España*, pp. 90–95. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. 404 págs.
- Moreno-Rueda, G., Pizarro, M., Ontiveros, D., Pleguezuelos, J.M.** (2009). *The coexistence of the eagles Aquila chrysaetos and Hieraaetus fasciatus increases with low human population density, intermediate temperature, and high prey density*. Annales Zoologici Fennici, 46(4): 283–290.

- Morrison, M.L., Marcot, B.G., Mannan, R.W.** (1998). *Wildlife-habitat relationships. Concepts and applications*. University of Wisconsin Press, Madison.
- Mosher, J.A., Titus, K., Fuller, M.R.** (1987). *Habitat sampling, measurement and evaluation*. En: Pendleton, B.A.G., Millsap, B.A., Cline, K.W., Bird, D.M. (Eds). *Raptor management techniques manual*, pp. 81-97. National Wildlife Federation, Washington. D.C.
- Mosher, J.A., White, C.M.** (1976). *Directional exposure of Golden Eagle nests*. Canadian Field-Naturalist, 90: 356-359.
- Muñoz, A. R., Real, R., Barbosa, A. M., Vargas, J. M.** (2005). *Modelling the distribution of Bonelli's eagle in Spain: implications for conservation planning*. Diversity and Distributions, 11: 477-486.
- Muñoz, A.R., Márquez, A.L., Real, R.** (2013). *Updating Known Distribution Models for Forecasting Climate Change Impact on Endangered Species*. PlosOne, 8(6): e65462.
- Muñoz, A.R., Real, R.** (2006). *Assessing the potential range expansion of the exotic monk parakeet in Spain*. Diversity and Distributions, 12: 656-665.
- Newton, I.** (1979). *Population ecology of raptors*. T & A.D. Poyser, Berkhamsted. 399 págs.
- Newton, I.** (1994). *The role of nest sites in limiting the numbers of hole-nesting birds: a review*. Biological Conservation, 70(3):265-276.
- Norberg, U. M.** (1990). *Vertebrate Flight*. Springer - Verlag, Berlin. 292 págs.
- Olsen, P.D., Marples, T.G.** (1992). *Alteration of the Clutch Size of Raptors in response to a change in prey availability: evidence from control of a broad-scale rabbit infestation*. Wildlife Research, 19: 129-35.
- Ontiveros, D.** (1997). *Pérdida de hábitat del Águila perdicera en la provincia de Granada*. Quercus, 135: 16-19.
- Ontiveros, D.** (1999). *Selection of nest cliff by Bonelli's eagle (Hieraetus fasciatus) in southeastern Spain*. Journal of Raptor Research, 33: 110-116.
- Ontiveros, D.** (2000). *Ecología de una población de Águila Perdicera (Hieraetus fasciatus) del sureste ibérico: plan de conservación*. Tesis doctoral. Universidad de Granada. Granada. 160 págs.
- Ontiveros, D.** (2016). *Águila perdicera - Aquila fasciata Vieillot, 1822*. En: M. B. Morales & A. Salvador (Eds.) *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. <http://www.vertebradosibericos.org/> [Consulta: 8 de Febrero de 2021].
- Ontiveros, D., Pleguezuelos, J. M.** (2000). *Influence of prey densities in the distribution and breeding success of Bonelli's eagle (Hieraetus fasciatus): management implications*. Biological Conservation, 93(1): 19-25.
- Ontiveros, D., Pleguezuelos, J. M.** (2003a). *Physical, environmental and human factors influencing breeding success of Bonelli's eagle Hieraetus fasciatus in Granada (SE Spain)*. Biodiversity and Conservation, 12: 1193-1203.

- Ontiveros, D., Pleguezuelos, J. M.** (2003b). *Influence of climate on Bonelli's eagle (Hieraetus fasciatus V.) breeding success through the Western Mediterranean*. Journal of Biogeography, 30(5): 755-760.
- Ontiveros, D., Caro, J., Pleguezuelos, J. M.** (2008a). *Green plant material versus ectoparasites in nests of Bonelli's eagle*. Journal of Zoology, 274: 99-104.
- Ontiveros, D., Caro, J., Pleguezuelos, J. M.** (2008b). *Possible functions of alternative nests in raptors: the case of Bonelli's Eagle*. Journal of Ornithology, 149: 253-259.
- Ontiveros, D., Pleguezuelos, J. M., Caro, J.** (2005). *Prey density, prey detectability and food habits: the case of Bonelli's eagle and the conservation measures*. Biological Conservation, 123: 19-25.
- Orellana-Macías, J. M., L. M. Bautista, D. Merchán, J. Causapé, Alonso, J. C.** (2020). *Shifts in crane migration phenology associated with climate change in southwestern Europe*. Avian Conservation and Ecology, 15(1): 16.
- Orians, G., Wittenberger, J.** (1991). *Spatial and temporal scales in habitat selection*. The American Naturalist, 137: 29-49.
- Palma, L., Beja, P., Pais, M., Cancela Da Fonseca, Luis.** (2006). *Why do raptors take domestic prey? The case of Bonelli's eagles and pigeons*. Journal of Applied Ecology, 43: 1075-1086.
- Palma, L., Beja, P., Rodrigues, M.** (1999). *The use of sighting data to analyse Iberian lynx habitat and distribution*. Journal of Applied Ecology, 36: 812-824.
- Palomares, F., Caro, T.M.,** (1999). *Interspecific killing among mammalian carnivores*. The American Naturalist, 153: 492-508.
- Palomares, F., Ferreras, P., Fedriani, J.M., Delibes, M.** (1996). *Spatial relationships between Iberian lynx and other carnivores in an area of south-western Spain*. Journal of Applied Ecology, 33: 5-13.
- Parellada, X., De Juan, A., Alamany, O.** (1984). *Ecologia de l'aliga cuabarrada (Hieraetus fasciatus): factors limitants, adaptacions morfològiques i ecològiques i relacions interespecífiques amb l'aliga daurada (Aquila chrysaetos)*. Rapinyaires Mediterranis, 2: 121-141.
- Parmesan, C.** (2006). *Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change*. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics, 37: 637-669.
- Penteriani, V., Balbontin, J., Ferrer, M.** (2003). *Simultaneous effects of age and territory quality on fecundity in Bonelli's Eagle Hieraetus fasciatus*. Ibis, 145: E77-E82.
- Perennou, C.** (1989). *L'Aigle de Bonelli*. FIR, France.
- Pérez-Bote, J.L.** (2020). *Introducción a la estadística circular*. Universidad de Extremadura, Cáceres. 159 págs.
- Pérez-García, J.M., Margalida, A., Afonso, I., Ferreiro, E., Gardiazábal, A., Botella, F., Sánchez-Zapata, J.A.** (2013). *Interannual home range variation, territoriality and overlap in breeding Bonelli's Eagles (Aquila fasciata) tracked by GPS satellite telemetry*. Journal of Ornithology, 154: 63-71.

- Perona, A.M., Urios, V., López-López, P.** (2019). *Holidays? Not for all. Eagles have larger home ranges on holidays as a consequence of human disturbance*. *Biological Conservation*, 231: 59–66.
- Peterson, A. T., Soberón, J.** (2012). *Species distribution modelling and ecological niche modeling: getting the concepts right*. *Natureza & Conservação*, 10(2): 102–107.
- Pimm, S. L., Diamond, J., Reed, T. M., Russell, G. J., Verner, J.** (1993). *Times to extinction for small populations of large birds* *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 90(22): 10871–10875.
- Pimm, S. L., Jones, J. L., Diamond, J.** (1988). *On the risk of extinction*. *American Naturalist*, 132(6): 757–785.
- Possingham, H.P., Andelman, S.J., Burgman, M.A., Medellín, R.A., Master, L.L., Keith, D.A.** (2002). *Limits to the use of threatened species lists*. *Trends in Ecology & Evolution*, 17(11): 503–507.
- Preston, C. R.** (1990). *Distribution of raptor foraging in relation to prey biomass and habitat structure*. *Condor*, 92: 107–112.
- Pulido-Pastor, A., Márquez, A. L., García-Barros, E., Real, R.** (2018). *Identification of potential source and sink areas for butterflies on the Iberian Peninsula*. *Insect Conservation and Diversity*, 11: 479–492.
- Real, J.** (1982). *El águila perdicera en Cataluña*. *Quercus*, 5: 26–28.
- Real, J.** (1987). *Evolución cronológica del régimen alimenticio de una población de Hieraaëtus fasciatus en Catalunya: factores causantes, adaptación y efectos*. *Suplemento Ricerca Biologica Selvaggina*, 12: 185–205.
- Real, J.** (2003). *Águila-Azor Perdicera. Hieraaëtus fasciatus*. En: Martí, R., Del Moral, J. C. (Eds.). *Atlas de las aves reproductoras de España*, pp. 192–193. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid. 733 págs.
- Real, J.** (2004). *Águila perdicera, Hieraaëtus fasciatus*. En: Madroño, A., González, C., Atienza, J.C (Eds.) *Libro Rojo de las Aves de España*, pp. 154–157. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife, Madrid. 452 págs.
- Real, J., Bosch, R., Tintó, A., Hernández-Matías, A.** (2016). *Identifying key habitats for the conservation of Bonelli's Eagle Aquila fasciata using radiotracking*. *Ibis*, 158: 556–568.
- Real, J., Bros, V.** (1984). *Estudios para lograr la recuperación del Águila perdicera en Cataluña*. *Quercus*, 14: 10–13.
- Real, J., Grande, J. M., Mañosa, S.** (2001). *Causes of death in different areas for Bonelli's eagle Hieraaëtus fasciatus in Spain* *causes of death in different areas for Bonelli's eagle Hieraaëtus fasciatus in Spain*. *Bird Study* 48: 221–228.
- Real, J., Hernández-Matías, A.** (2012). *Águila Perdicera (Aquila fasciata)*. En: Del Moral, J.C., Molina, B., Bermejo, A., Palomino, D. (Eds). *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010*, pp. 190–191. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife, Madrid. 817 págs.
- Real, J., Mañosa, S.** (1993). *La conservació de l'Aliga perdiguera a Catalunya. Conclusions*. *Departament de Biologia Animal*. Universitat de Barcelona

- Real, J., Mañosa, S.** (1997). *Demography and conservation of western European Bonelli's Eagle (Hieraetus fasciatus) populations*. *Biological Conservation*, 79: 59–66.
- Real, J., Mañosa, S.** (2001). *Dispersal of juvenile and immature Bonelli's Eagle in northeastern Spain*. *Journal of Raptor Research*, 35(1): 9–14.
- Real, J., Mañosa, S., Codina, J.** (1998). *Post-nestling dependence period in the Bonelli's Eagle Hieraetus fasciatus*. *Ornis fennica*, 75: 129–137.
- Real, J., Mañosa, S., Codina, J., Del Amo, R.** (1996). *Primeros datos sobre dispersión del Águila perdicera*. *Quercus*, 122: 25.
- Real, R., Barbosa, A.M., Vargas, J.M.** (2006). *Obtaining environmental favourability functions from logistic regression*. *Environmental and Ecological Statistics*, 13: 237–245.
- Real, R., Márquez, A.L., Olivero, J., Estrada, A.** (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.
- Resano-Mayor, J., Hernández-Matías, A., Real, J., Moleón, M., Parés, F., Inger, R., Bearhop, S.** (2014). *Multi-scale effects of nestling diet on breeding performance in a terrestrial top predator inferred from stable isotope analysis*. *Plos One*, 9(4): e95320.
- Resano-Mayor, J., Hernández-Matías, A., Real, J., Parés, F., Moleón, M., Mateo, R., Ortiz-Santaliestra, M.E.** (2016). *The influence of diet on nestling body condition of an apex predator: a multi-biomarker approach*. *Journal of Comparative Physiology B*, 186: 343–362.
- Rey, P.J.** (1995). *Spatio-temporal variation in fruit and frugivorous bird abundance in olive orchards*. *Ecology*, 76: 1625–1635.
- Rico, L., Martínez, J.A., Morán, S., Navarro, J.R., Rico, D.** (2001). *Preferencias de hábitat del águila-azor perdicera Hieraetus fasciatus en Alicante (E de España) a dos escalas espaciales*. *Ardeola* 48: 55–62.
- Rico, L., Sánchez-Zapata, J.A., Izquierdo, A., García, J.R., Moran, S., Rico D.** (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: 235–238.
- Rico, L., Vidal, A., Vilaplana, J.** (1990). *Datos sobre la distribución, reproducción y alimentación del águila perdicera Hieraetus fasciatus Viellot, en la provincia de Alicante*. *Medi Natural*, 2: 103–112.
- Rico-Alcázar, L.R., Martínez, J.A., Morán, S., Navarro, J.R., Rico, D.** (2001). *Preferencias de hábitat del Águila-Azor Perdicera (Hieraetus fasciatus) en Alicante (E de España) a dos escalas espaciales*. *Ardeola*, 48(1): 55–62.
- Rodenhouse, N. L., Sherry, T.W., Holmes, R.T.** (1997). *Site-dependent regulation of population size: a new synthesis*. *Ecology*, 78: 2025–2042.
- Rodrigues, A.S.L., Pilgrim, J.D., Lamoreux, J.F., Hoffmann, M., Brooks, T.M.** (2006). *The value of the IUCN Red List for conservation*. *Trends in Ecology & Evolution*, 21: 71–76.

- Rodríguez, P.G., Polo, M.E., Cuartero, A., Felicísimo, Á.M., Ruiz-Cuetos, J.C.** (2014). *VecStatGraphs2D, A Tool for the Analysis of Two-Dimensional Vector Data: An Example Using QuikSCAT Ocean Winds*. IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters, 11: 921-925.
- Rodríguez-Domínguez, M.A., Molina-Borja, M.** (1998). *Reproduction of the Endangered Hierro Giant Lizard Gallotia simonyi machadoi*. Journal of Herpetology, 32(4): 489-504.
- Rojas, A.B., Cotilla, I., Real, R., Palomo, L.J.** (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., Guerrero, J.C.** (2019). *Applying fuzzy logic to assess the biogeographical risk of dengue in South America*. Parasites & Vectors, 12: 428.
- Rosenzweig, M. L.** (1991). *Habitat selection and population interactions: the search for mechanism*. American Naturalist, 137: S5-S28.
- Rosenzweig, M. L.** (1995). *Species diversity in space and time*. Cambridge University Press, Cambridge. 460 págs.
- Rosso, A., Aragón, P., Acevedo, F., Doadrio, I., García-Barros, E., Lobo, J.M., Munguira, M.L., Monserrat, V.J., Palomo, J., Pleguezuelos, J.M., Romo, H., Triviño, V., Sánchez-Fernández, D.** (2018). *Effectiveness of the Natura 2000 network in protecting Iberian endemic fauna*. Animal Conservation, 21(3): 262-271.
- Salvador, A.** (2016). *Buitre leonado – Gyps fulvus*. En: Salvador, A., Morales, M. B. (Eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/> [Consulta: 11 de mayo de 2021].
- Sánchez-Zapata, J. A., Sánchez, M. A., Calvo, J. F., Esteve, M. A.** (1995). *Ecología de las aves de presa de la Región de Murcia*. Servicio de Publicaciones. Universidad de Murcia, Murcia.
- Sánchez-Zapata, J.A., Calvo, J.F.** (1999). *Raptor distribution in relation to landscape composition in semi-arid Mediterranean habitats*. Journal of Applied Ecology, 36: 245-262.
- Schoener, T.W.** (1971). *Theory of feeding strategies*. Annual Review of Ecology and Systematics, 2: 369-405.
- Scott, J.M., Davis, F.W., McGhie, R.G., Wright, R.G., Groves, C., Estes, J.** (2001). *Nature reserves: Do they capture the full range of America's biological diversity?* Ecological Applications, 11: 999-1007.
- Selås, V.** (1997). *Nest-site selection by four sympatric forest raptors in southern Norway*. Journal of Raptor Research, 31: 16-25.
- Sergio, F., Marchesi, L., Pedrini, P.** (2004). *Integrating individual habitat choices and regional distribution of a biodiversity indicator and top predator*. Journal of Biogeography, 31: 619-628.
- Sergio, F., Pedrini, P., Marchesi, L.** (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.
- Serventy, D. L., Whittell, H. M.** (1967). *Birds of Western Australia*. 4th Edition. Lamb Publications, Perth.

- Sheridan, J.A., Bickford, D.** (2011). *Shrinking body size as an ecological response to climate change*. *Nature Climate Change*, 1: 401–406.
- Shirihai, H., Yosef, R., Alon, D., Kirwan, G. M., Spaar, R.** (2000). *Raptor migration in Israel and the Middle East: a summary of 30 years of field research*. International Birding and Research Center in Eilat, Israel.
- Shrestha, B., Aihartza, J., Kindlmann, P.** (2018). *Diet and prey selection by snow leopards in the Nepalese Himalayas*. *PlosOne*, 13(12): e0206310.
- Silverman, B.W.** (1986). *Density estimation for statistics and data analysis*. En: Chapman & Hall (Eds). *Monographs on Statistics and Applied Probability*. London, United Kingdom.
- Silvestre, F., Muñoz, J., Cacho, C., Gea, G.** (2004). *El conejo de monte*. En: González, L. M., San Miguel, A. (Coords). *Manual de buenas prácticas de gestión en fincas de monte mediterráneo de la Red Natura 2000*, pp. 89–103. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio del Medio Ambiente, Madrid. 327 págs.
- Sinclair, I., Hockey, P., Tarboton, W.** (2002). *Birds of Southern Africa*. Struik Publishers, Cape Town.
- SITEX.** (2021). *Sistema de Información Territorial de Extremadura*. <http://sitex.gobex.es> [Consulta: 02 de marzo de 2021]
- Smith, T.M., Smith, R.L.** (2006). *Ecología*. 6ª Edición. Pearson Education S.A., Madrid. 776 págs.
- Soler, M.** (1984). *Biometría y biología de la Grajilla*. Tesis doctoral. Universidad de Granada. Granada
- Songsasen, N., Converse, S.J., Brown, M.** (2019). *Reproduction and reproductive Strategies relevant to Management of Whooping Cranes Ex Situ*. En: French, J.B., Converse, S.J., Austin, J.E., Delap, J.H. (Eds). *Whooping Crane: Biology and Conservation*, pp. 373–387. Academic Press, Londres. 520 págs.
- Soulé, M. E., Bolger, D. T., Alberts, A. C., Wright, J., Sorice, M., Hill, S.** (1988). *Reconstructed dynamics of rapid extinctions of chaparral-requiring birds in urban habitat islands*. *Conservation Biology*, 2: 75–92.
- Spooner, F. E. B., Pearson, R. G., Freeman, R.** (2018). *Rapid warming is associated with population decline among terrestrial birds and mammals globally*. *Global Change Biology*, 24(10): 4521–4531.
- StatSoft Inc.** (2010). *STATISTICA (Data Analysis Software System)*, Version 10.
- Stern, S.J.** (1998). *Field studies of large mobile organisms: scale, movement, and habitat utilization*. En: Peterson, D.L., Parker, V.T. (Eds). *Ecological scale: theory and applications*, pp. 289–307. Columbia University Press, New York. 608 págs.
- Stresemann, E., Amadon, D.** (1979). *Order Falconiformes*. En: Peters, J.L. (Ed.). *Check-list of the Birds of the World*, pp. 271–425. Harvard University Press, Cambridge.
- Suetens, W., Van Groenendael, P.** (1969). *Notes sur l'écologie de l'aigle de Bonelli (Hieraetus fasciatus) et de l'aigle Botté (Hieraetus pennatus) en Espagne meridional*. *Ardeola*, 15: 19–36.
- Sung, Y.H., Hau, B.C.H., Karraker, N.E.** (2014). *Reproduction of endangered Big-headed Turtle, Platysternon megacephalum (Reptilia: Testudines: Platysternidae)*. *Acta Herpetologica*, 9(2):243–247.

- Sutherland, W. J.** (1996). *From individual behaviour to population ecology*. Oxford University Press, Oxford. 224 págs.
- Sutherland, W. J., Norris, K.** (2002). *Behavioural models of population growth rates: implications for conservation and prediction*. *Philosophical Transactions of The Royal Society B*, 357: 1273-1284.
- Tapia, L., Domínguez, J.** (2007). *Broad-scale habitat use by red-legged partridge (*Alectoris rufa*) in a low-density area in northwestern Spain*. *European Journal of Wildlife Research*, 53(3): 178-182.
- Tapia, L., Domínguez, J., Rodríguez, L.** (2007). *Modelling habitat use and distribution of golden eagles *Aquila chrysaetos* in a low-density area of the Iberian Peninsula*. *Biodiversity and Conservation*, 16: 3559-3574.
- Thiollay, J. M.** (1994). *Family Accipitridae (hawks and eagles)*. En: Del Hoyo, J., Elliot, A., Sargatal, J. (Eds). *Handbook of the birds of the world 2*, pp. 52-205. Lynx Edicions, Barcelona. 638 págs.
- Tikkanen, H., Rytkönen, S., Karlin, O.P., Ollila, T., Pakanen, V.M., Tuohimaa, H., Orell, M.** (2018). *Modelling golden Eagle habitat selection and flight activity in their home ranges for safer wind farm planning*. *Environmental Impact Assessment Review*, 71: 120-131.
- Trainor, C.R., Debus, S.J.S, Olsen, J., Norman, J.A., Christidis, L.** (2013). *Bonelli's Eagle *Aquila fasciata renschi* in the Lesser Sundas, Wallacea: distribution, taxonomic status, likely origins and conservation status*. *Forktail*, 29: 100-106.
- Tucker, G.M., Heath, M.F.** (1994). *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife International (Conservation Series No. 3), Cambridge.
- UICN.** (2008). *Áreas protegidas. Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza*. <https://www.iucn.org/es/node/236> [Consulta: 15 de Enero de 2022].
- UICN.** (2012a). *Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1. 2ª Edición*. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. Gland y Cambridge. 42 págs. <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 y Cambridge. 48 págs. <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/RL-2012-002-Es.pdf> [Consulta: 28 de Julio de 2021].
- UICN.** (2019). *Directrices de uso de las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN*. Versión 14. Comité de Estándares y Peticiones. 128 págs. <https://www.iucnredlist.org/es/resources/redlistguidelines>. [Consulta: 15 de Enero de 2022].
- UICN.** (2021). *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-2*. <https://www.iucnredlist.org> [Consulta: 24 de Noviembre de 2021].
- Unión Europea.** (1997). *European Union Action Plans for 8 Priority Bird Species – Bonelli's Eagle*. 20 págs. https://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/wildbirds/action_plans/docs/hieraetus_fasciatus.pdf [Consulta: 22 de Febrero de 2021].
- Universidad de Extremadura.** (1998). *La agricultura y la ganadería extremeñas 1998*. Caja de Badajoz (Ed.). 275 págs. https://www.unex.es/conoce-la-uex/centros/eia/contenido_portlets_configurables/servinfo/informe/informe98 [Consulta: 15 de Septiembre de 2021].

- Van Buskirk, J., Mulvihill, R. S., Leberman, R. C.** (2010). *Declining body sizes in North American birds associated with climate change*. *Oikos*, 119(6): 1047–1055.
- Van de Pol, M., Vindenes, Y., Saether, B.E., Engen, S., Ens, B.J., Oosterbeek, K., Tinbergen, J.M.** (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., Catry, P.** (2021). *Environmental variability directly affects the prevalence of divorce in monogamous albatrosses*. *Proceedings of the Royal Society B*, 288: 20212112.
- Verdú, J.R., Crespo, M.B., Galante, E.** (2000). *Conservation strategy of a nature reserve in Mediterranean ecosystems: the effects of protection from grazing on biodiversity*. *Biodiversity and Conservation*, 9: 1707–1721.
- Viada, C.** (2021). *Águila perdicera, Aquila fasciata*. En: López-Jiménez, N. (Ed.). *Libro Rojo de las Aves de España*, pp. 125–136. SEO/BirdLife, Madrid. 514 págs.
- Village, A.** (1983). *The role of nest-site availability and territorial behaviour in limiting the breeding density of kestrels*. *Journal of Animal Ecology*, 52: 635–645.
- Virgós, E., Cabezas-Díaz, S., Lozano, J.** (2007). *Is the wild rabbit (Oryctolagus cuniculus) a threatened species in Spain? Sociological constraints in the conservation of species*. *Biodiversity and Conservation*, 16: 3489–3504.
- Watson, J.** (1997). *The Golden Eagle*. T. & A.D. Poyser, Londres. 374 págs.
- Watson, J.E.M., Dudley, N., Segan, D.B., Hockings, M.** (2014). *The performance and potential of protected areas*. *Nature*, 515: 67–73.
- Weathers, W. W.** (1985). *Energy costs of incubation in the canary*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology*, 81: 411–413.
- Westgate, M.J., Barton, P.S., Lane, P.W., Lindenmayer, D.B.** (2014). *Global meta-analysis reveals low consistency of biodiversity congruence relationships*. *Nature Communications*, 5: 1–8.
- Wiens, J. J.** (2011). *The niche, biogeography and species interactions*. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 366: 2336–2350.
- Williams, J. B.** (1993). *Energetics of incubation in free living Orange-breasted Sunbirds in South Africa*. *The Condor*, 95: 115–126.
- Wimberger, P.H.** (1984). *The use of green plant material in bird nest to avoid ectoparasites*. *Auk*, 101: 615–618.
- Xu, Y., Veerabhadran, R., Victor, D. G.** (2018). *Global warming will happen faster than we think*. *Nature*, 564: 30–32.
- Yodzis, P.** (2001). *Trophic Levels*. En: Levin, S.A.(Ed.). *Encyclopedia of Biodiversity, 2nd Edition*, pp. 264–268. Academic Press. 4666 págs.
- Yom-Tov, Y., Yom-Tov, S.** (2006). *Decrease in body size of Danish goshawks during the twentieth century*. *Journal of Ornithology*, 147: 644–647.

ANEXOS

ANEXO 1. RELACIÓN DE VARIABLES UTILIZADAS EN LOS MODELOS DE DISTRIBUCIÓN DEL ÁGUILA PERDICERA A DIFERENTES ESCALAS

TIPOLOGÍA	NOMBRE	DESCRIPCIÓN	Distribución	Hábitat	Lugar Nidif.
TOPOGRÁFICAS	AltMax	Altitud máxima (m) ⁽¹⁾	X	X	X
TOPOGRÁFICAS	AltMin	Altitud mínima (m) ⁽¹⁾	X	X	X
TOPOGRÁFICAS	AltMed	Altitud media (m) ⁽¹⁾	X	X	X
TOPOGRÁFICAS	AltRan	Diferencia altitudinal (m) ⁽¹⁾	X	X	
TOPOGRÁFICAS	AlturaSup	Altura superior al nido			X
TOPOGRÁFICAS	Alturalnf	Altura inferior al nido			X
TOPOGRÁFICAS	Tri	Índice de rugosidad o irregularidad topográfica ⁽¹⁾	X	X	X
TOPOGRÁFICAS	Slope	Pendiente media (grados) ⁽¹⁾	X	X	X
TOPOGRÁFICAS	Oeste	% de orientación al oeste (180°) ⁽¹⁾	X		
TOPOGRÁFICAS	Sur	% de orientación al sur (180°) ⁽¹⁾	X		
TOPOGRÁFICAS	E	Porcentaje con orientación Este (45°) ⁽¹⁾		X	X
TOPOGRÁFICAS	N	Porcentaje con orientación Norte (45°) ⁽¹⁾		X	X
TOPOGRÁFICAS	NE	Porcentaje con orientación Noreste (45°) ⁽¹⁾		X	X
TOPOGRÁFICAS	NW	Porcentaje con orientación Noroeste (45°) ⁽¹⁾		X	X
TOPOGRÁFICAS	S	Porcentaje con orientación Sur (45°) ⁽¹⁾		X	X
TOPOGRÁFICAS	SE	Porcentaje con orientación Sureste (45°) ⁽¹⁾		X	X
TOPOGRÁFICAS	SW	Porcentaje con orientación Suroeste (45°) ⁽¹⁾		X	X
TOPOGRÁFICAS	W	Porcentaje con orientación Oeste (45°) ⁽¹⁾		X	X

TIPOLOGÍA	NOMBRE	DESCRIPCIÓN	Distribución	Hábitat	Lugar Nidif.
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		
CLIMÁTICAS	Tmed	Temperatura media anual(°C*10) ⁽²⁾	X	X	
CLIMÁTICAS	Rmtd	Rango medio de temperaturas diurnas (°C*10) ⁽²⁾	X	X	
CLIMÁTICAS	Isot	Índice de variabilidad de la temperatura (°C*10) ⁽²⁾	X	X	
CLIMÁTICAS	Test	Estacionalidad de la temperatura (°C*10) ⁽²⁾	X	X	
CLIMÁTICAS	Tmax7	Temperatura máxima del mes más cálido (Julio)(°C*10) ⁽²⁾	X	X	
CLIMÁTICAS	Tmax1	Temperatura mínima del mes más frío (Enero)(°C*10) ⁽²⁾	X	X	
CLIMÁTICAS	Tran	Rango anual de temperatura (°C*10) ⁽²⁾	X	X	
CLIMÁTICAS	Ptot	Precipitación anual (mm*10) ⁽²⁾	X	X	
CLIMÁTICAS	Pvar	Coefficiente de variación anual de la precipitación (mm*10) ⁽²⁾	X	X	
CLIMÁTICAS	PPrim	Precipitación "primaveral" (Enero a Julio)(mm*10) ⁽²⁾	X	X	
CLIMÁTICAS	TAut	Temperatura media de otoño (sep-oct-nov)(°C*10) ⁽²⁾	X	X	
CLIMÁTICAS	TSpr	Temperatura media de primavera (mar-abr-may)(°C*10) ⁽²⁾	X	X	
CLIMÁTICAS	TSum	Temperatura media de verano (jun-jul-ago)(°C*10) ⁽²⁾	X	X	
CLIMÁTICAS	TWin	Temperatura media de invierno (dic-ene-feb)(°C*10) ⁽²⁾	X	X	
CLIMÁTICAS	PAut	Precipitación de otoño (sep-oct-nov)(mm*10) ⁽²⁾	X	X	

TIPOLOGÍA	NOMBRE	DESCRIPCIÓN	Distribución	Hábitat	Lugar Nidif.
CLIMÁTICAS	PSpr	Precipitación de primavera (mar-abr-may)(mm*10) ⁽²⁾	X	X	
CLIMÁTICAS	PSum	Precipitación de verano (jun-jul-ago)(mm*10) ⁽²⁾	X	X	
CLIMÁTICAS	PWin	Precipitación de invierno (dic-ene-feb)(mm*10) ⁽²⁾	X	X	
CLIMÁTICAS	Pene	Precipitación de Enero (mm*10) ⁽²⁾	X	X	
CLIMÁTICAS	Pjul	Precipitación de Julio (mm*10) ⁽²⁾	X	X	
CLIMÁTICAS	RadSol	Radiación solar media (kJ m2 día) ⁽²⁾	X	X	
CLIMÁTICAS	PDias	Número de días de lluvia al año ⁽³⁾	X	X	
CLIMÁTICAS	Tabsmx1	Temperatura máxima absoluta mes más frío (°C*10) ⁽³⁾	X		
CLIMÁTICAS	Tabsmx7	Temperatura máxima absoluta mes más cálido (°C*10) ⁽³⁾	X		
CLIMÁTICAS	Tabsmín1	Temperatura mínima absoluta mes más frío (°C*10) ⁽³⁾	X		
CLIMÁTICAS	Tabsmín7	Temperatura mínima absoluta mes más cálido (°C*10) ⁽³⁾	X		
CLIMÁTICAS	Frostday	Número de días de helada al año ⁽³⁾	X	X	
CLIMÁTICAS	Rainmax1	Máximo de precipitación en un día en Enero (mm*10) ⁽³⁾	X		
CLIMÁTICAS	Rainmax7	Máximo de precipitación en un día en Julio (mm*10) ⁽³⁾	X		
CLIMÁTICAS	Rainday1	Número medio de días con lluvia en Enero ⁽³⁾	X		
CLIMÁTICAS	Rainday7	Número medio de días con lluvia en Julio ⁽³⁾	X		
ACTIVIDAD HUMANA	DenPobla	Densidad de población 2019 (hab/km2) ⁽⁴⁾	X	X	
ACTIVIDAD HUMANA	DistPobla	Distancia euclídea mínima a un núcleo de población (m) ⁽⁵⁾	X	X	
ACTIVIDAD HUMANA	NumPobla	Densidad de número de núcleos de población ⁽⁵⁾	X	X	
ACTIVIDAD HUMANA	DistCarre	Distancia euclídea mínima a carreteras asfaltadas ⁽⁶⁾	X	X	X

TIPOLOGÍA	NOMBRE	DESCRIPCIÓN	Distribución	Hábitat	Lugar Nidif.
ACTIVIDAD HUMANA	LongCarr	Densidad de longitud de carreteras asfaltadas ⁽⁶⁾	X	X	
ACTIVIDAD HUMANA	Distcamin	Distancia euclídea mínima a caminos ⁽⁶⁾	X	X	X
ACTIVIDAD HUMANA	LongCamin	Densidad de longitud de caminos ⁽⁶⁾	X	X	
ACTIVIDAD HUMANA	DistElect	Distancia euclídea mínima a tendidos eléctricos ⁽⁶⁾	X	X	X
ACTIVIDAD HUMANA	LongElect	Densidad de longitud de tendidos eléctricos ⁽⁶⁾	X	X	
USOS DEL SUELO	Arroz	% de arroz ⁽⁷⁾	X	X	
USOS DEL SUELO	CulSec	% de cultivo de secano ⁽⁷⁾	X	X	
USOS DEL SUELO	CulLen	% de cultivos leñosos ⁽⁷⁾	X	X	
USOS DEL SUELO	Prad	% de prados y praderas ⁽⁷⁾	X	X	
USOS DEL SUELO	CulHete	% de cultivos heterogéneos ⁽⁷⁾	X	X	
USOS DEL SUELO	Deh	% de dehesa ⁽⁷⁾	X	X	
USOS DEL SUELO	Bosq	% de bosque ⁽⁷⁾	X	X	
USOS DEL SUELO	Mat	% de matorral ⁽⁷⁾	X	X	
USOS DEL SUELO	AguCont	% de aguas continentales ⁽⁷⁾	X		
USOS DEL SUELO	PastNat	% de pastizales naturales ⁽⁷⁾	X	X	
USOS DEL SUELO	Reg	% de regadíos ⁽⁷⁾	X	X	
USOS DEL SUELO	SupArti	% de superficies artificiales ⁽⁷⁾	X	X	X
USOS DEL SUELO	SinVeg	% de áreas sin vegetación y roquedos ⁽⁷⁾	X	X	

TIPOLOGÍA	NOMBRE	DESCRIPCIÓN	Distribución	Hábitat	Lugar Nidif.
ÍNDICES DEL PAISAJE	Np	Número total de parches ⁽⁷⁾	X	X	
ÍNDICES DEL PAISAJE	Pd	Densidad del número de parches ⁽⁷⁾	X	X	
ÍNDICES DEL PAISAJE	Lpi	% del parche de mayor tamaño ⁽⁷⁾	X	X	
ÍNDICES DEL PAISAJE	Lsi	Longitud de bordes ⁽⁷⁾	X	X	
ÍNDICES DEL PAISAJE	AreaMn	Área media de los parches ⁽⁷⁾	X	X	
ÍNDICES DEL PAISAJE	FracAm	Formula entre perímetro y área de los parches ⁽⁷⁾	X	X	
ÍNDICES DEL PAISAJE	Contag	Porcentaje de agregación de los parches ⁽⁷⁾	X	X	
ÍNDICES DEL PAISAJE	Shdi	Índice de diversidad de Shannon ⁽⁷⁾	X	X	
ÍNDICES DEL PAISAJE	Shei	Índice de uniformidad de Shannon en la ⁽⁷⁾	X	X	
VEGETACIÓN	Qfagpy	% de FCC de Quercus faginea o pyrenaica ⁽⁸⁾	X	X	X
VEGETACIÓN	Quesur	% de FCC de Quercus suber ⁽⁸⁾	X	X	X
VEGETACIÓN	Queile	% de FCC de Quercus rotundifolia (ilex)	X	X	X
VEGETACIÓN	Cassat	% de FCC de Castanea sativa ⁽⁸⁾	X	X	X
VEGETACIÓN	Eucssp	% de FCC de Eucalyptus spp ⁽⁸⁾	X	X	X
VEGETACIÓN	AltVeg	Altura de la vegetación superior a un metro ⁽⁹⁾	X	X	X
GANADO Y CAZA	DenCap	Densidad de ganado caprino (Ind/ha) ⁽¹⁰⁾	X	X	
GANADO Y CAZA	DenOvi	Densidad de ganado ovino (Ind/ha) ⁽¹⁰⁾	X	X	
GANADO Y CAZA	DenPor	Densidad de ganado porcino (Ind/ha) ⁽¹⁰⁾	X	X	
GANADO Y CAZA	DenVac	Densidad de ganado vacuno (Ind/ha) ⁽¹⁰⁾	X	X	

TIPOLOGÍA	NOMBRE	DESCRIPCIÓN	Distribución	Hábitat	Lugar Nidif.
GANADO Y CAZA	CazaMa	Densidad de caza mayor (jabalí + ciervo)(Ind/100ha) ⁽¹¹⁾	X	X	
GANADO Y CAZA	CazaMe	Densidad de caza menor (Conejo + Perdiz)(Ind/100ha) ⁽¹¹⁾	X	X	
GANADO Y CAZA	Conejo	Densidad de conejos (Ind/100ha) ⁽¹¹⁾	X	X	
GANADO Y CAZA	Perdiz	Densidad de perdices (Ind/100ha) ⁽¹¹⁾	X	X	
GANADO Y CAZA	Ciervo	Densidad de ciervos (Ind/100ha) ⁽¹¹⁾	X	X	
GANADO Y CAZA	Jabalí	Densidad de jabalíes (Ind/100ha) ⁽¹¹⁾	X	X	
LITOLÓGÍA	Arena	% de Arena ⁽¹²⁾		X	X
LITOLÓGÍA	Caliza	% de Caliza ⁽¹²⁾		X	X
LITOLÓGÍA	Granito	% de Granito ⁽¹²⁾		X	X
LITOLÓGÍA	Pizarra	% de Pizarra ⁽¹²⁾		X	X
HIDROLOGÍA	Hidro	Densidad de ríos ⁽¹²⁾		X	
HIDROLOGÍA	Embalse	% de superficie de Embalses (>10 ha) ⁽¹²⁾		X	

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

⁽²⁾ 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.

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

⁽⁴⁾ LandScanTM 2019 - Oak Ridge National Laboratory

⁽⁵⁾ Entidades de Población 2014 - CC-BY 4.0 CICTEX, Junta de Extremadura

⁽⁶⁾ Base Topográfica Nacional a escala 1:25.000. - Instituto Geográfico Nacional

⁽⁷⁾ CORINE Land Cover - Agencia Europea del Medio Ambiente

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

⁽⁹⁾ Modelo Digital de Superficies Vegetación- MDSnV2,5 - Instituto Geográfico Nacional

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

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

⁽¹²⁾ Sistema de Información Territorial de Extremadura (SITEX)

ANEXO2. RELACIÓN DE VARIABLES UTILIZADAS EN EL MODELO DE DISTRIBUCIÓN DEL ÁGUILA PERDICERA EN FUNCIÓN DEL CAMBIO CLIMÁTICO

TIPOLOGÍA	NOMBRE	DESCRIPCIÓN	EXCLUSIÓN
TOPOGRÁFICAS	Alt	Altitud media (m) ⁽¹⁾	a
TOPOGRÁFICAS	Alt2	Altitud media al cuadrado(m ²) ⁽¹⁾	a
TOPOGRÁFICAS	Slope	Pendiente media (grados) ⁽¹⁾	b
CLIMÁTICAS	BI01	Temperatura media anual ⁽²⁾	b
CLIMÁTICAS	BI02	Rango Diurno Medio (media mensual (temp. máxima - temp. mínima) ⁽²⁾	a
CLIMÁTICAS	BI03	Isotermalidad (BI02/BI07)(×100) ⁽²⁾	
CLIMÁTICAS	BI04	Estacionalidad de la temperatura (desviación estándar ×100) ⁽²⁾	c
CLIMÁTICAS	BI05	Temperatura máxima del mes más cálido ⁽²⁾	a
CLIMÁTICAS	BI06	Temperatura mínima del mes más frío ⁽²⁾	a
CLIMÁTICAS	BI07	Rango anual de temperatura (BI05-BI06) ⁽²⁾	a
CLIMÁTICAS	BI08	Temperatura media del trimestre más húmedo ⁽²⁾	a
CLIMÁTICAS	BI09	Temperatura media del trimestre más árido ⁽²⁾	
CLIMÁTICAS	BI010	Temperatura media del trimestre más cálido ⁽²⁾	a
CLIMÁTICAS	BI011	Temperatura media del trimestre más frío ⁽²⁾	a
CLIMÁTICAS	BI012	Precipitación anual ⁽²⁾	a
CLIMÁTICAS	BI013	Precipitación del mes más húmedo ⁽²⁾	c
CLIMÁTICAS	BI014	Precipitación del mes más árido ⁽²⁾	
CLIMÁTICAS	BI015	Estacionalidad de las precipitaciones (Coeficiente de variación) ⁽²⁾	b
CLIMÁTICAS	BI016	Precipitación del trimestre más húmedo ⁽²⁾	a
CLIMÁTICAS	BI017	Precipitación del trimestre más árido ⁽²⁾	a
CLIMÁTICAS	BI018	Precipitación del trimestre más cálido ⁽²⁾	a
CLIMÁTICAS	BI019	Precipitación del trimestre más frío ⁽²⁾	a

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

⁽²⁾ 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 delante.

