



Serie Monografías de la Dirección General de Sostenibilidad: Especies Protegidas

EL BUITRE NEGRO (*Aegypius monachus*) EN EXTREMADURA: POBLACIÓN Y ECOLOGÍA



JUNTA DE EXTREMADURA

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

EL BUITRE NEGRO (*Aegypius monachus*) EN EXTREMADURA: POBLACIÓN Y ECOLOGÍA



Autores:

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

Memoria correspondiente al:

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

Nº EXPEDIENTE: 2051999FR003

Firmado en Mérida, a 28 de diciembre de 2020.

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

Acción 6: Aegypius monachus.

Financiación del Convenio: Fondos FEADER

Afiliación de los Autores:

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

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

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

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

Pedro José Fernández Rodríguez. Sociedad de Gestión Pública de Extremadura, S.A.U. (GPEX).

Portada:

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

Contraportada:

Diseño de Elisa Cristo da Silva Gamero y Nuria Playá Montmany. Fotos de Ángel Sánchez y Elsa Martín de Rodrigo López.

Ilustraciones interiores:

Antonio José Díaz Fernández.

Fotos de la monografía:

Ver pie de figuras.

Depósito Legal: LE 102-2024

ISBN: 978-84-128028-4-9

Agradecimientos.

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

Directores de censos

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

Técnicos de censos

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

Técnicos participantes en censos

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

Agentes del medio natural

Adolfo Sánchez Álvarez, Adrián Chaves Palacios, Águeda Juliana Mateos, Agustín de Burgos López, Agustín Víctor Martín Ruano, Alberto Britos Galán, Alberto Fernández Honrubia, Alberto Pablos Álvarez, Alberto Pacheco Mejías, Alberto Paniagua Romero, Alejandro García García, Alfredo de Armas Casco, Alicia Forner Estévez, Álvaro García Sánchez, Amable Mateos Vázquez, Amado Franco Salas, Amado Hernández Hernández, Ana Ayuso Arroyo, Ana Isabel Gómez Pérez, Andrés Arroyo Moreno, Andrés Bellido Serrano, Andrés García Morais, Andrés Palacios Piñas, Ángel Amador Camino, Ángel Blasco Vaquerizo, Ángel Castaño Muñoz, Ángel de Antonio Benito, Ángel Vizcaino Cerezo, Ángela Cerro Vacas, Anselmo Díaz Calero, Antonio Galán Delgado, Antonio Galindo Gutiérrez, Antonio García Carmona, Antonio García Montero, Antonio Gutiérrez Sánchez, Antonio José Romero Castaño, Antonio López Murillo, Antonio Macarro Caballero, Antonio Trancón Martín, Apolinar Pérez Durán, Arturo Díaz Herrero, Arturo Romero Domínguez, Augusto Barril Castillo, Aureliano Hidalgo Portillo, Aurelio Domingo Hernández Alonso, Aurelio Martín Sánchez, Avelino Camacho, Bárbara Serrano Pérez, Basilio Gómez Sánchez, Belén Gutiérrez Larena, Benjamín Colmena Ortega, Borja Ledesma Sánchez, Cándido Bravo Jaronés, 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 Tejada 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, Ildelfonso 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 Castaño 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 Benitez, Luis María Guillén de Sande, Luis María Sánchez Bravo, M^a Nieves Gallardo Casado, M^a Rosario Montero Bravo, Manuel Fco. González Alegría, Manuel Fernández Rincón, Manuel Flores Cid de Rivera, Manuel Francisco González, Manuel Giraldo Acedo, Manuel Luis Díaz Navarro, Manuel Mateos Campos, Manuel Pérez Nevado, Manuel Vicente Hernández, Marcelino Tirado Berrocoso, Marco Aurelio Leno López, María del Carmen Álvarez Álvarez, María Gómez Pizarro, María José Moreno Navarrete, María Madruga Vicente, Mariano Rodríguez Valhondo, Marta Rubio Fernández, Matías Tabora 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 Torrecusa, Feliciano Calle Jiménez, José Castellano Hernández, María del Pilar Chamorro Salas, Florencio Corchero García, José María Crespo Seco, Antonio Díaz Samino, Pedro Domínguez Domínguez, José Luis Fernández Perea, Luis Galán Flores, María Francisca Gómez Blanco, Damián González Díaz, Luis María Guillén de Sande, Ubaldo Hernández Fernández, Juan Jiménez Rubio, Isabel Jociles del Solar, Isabel Julián Bueso, Juan Lajas Cabello, Julián Liberal Barriga, Juan Lucas Dionisio, Carlos Martín Marco, Benedicto Martín Sánchez, Emiliano Martín Sánchez, Constantino Martín Sánchez, Rafael Mateos Vicente, Teodoro Millán Morgado, Rufino Mohedano Mariano, Sabas Molina Ríos, Víctor Moyano González, Antonio Muñoz Barba, Gerardo Ruano Gallego, Jesús Sánchez Blázquez, Feliciano Sánchez Martín, Paulino Sayago Cruz, Juan Carlos Timón Galán, Emilio Utrero Babiano, Antonio Trancón Martín, Castor Vaquero Martín y Javier Pérez Cabrera.

Agentes coordinadores

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

Sección de Coordinación de los Agentes

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

ÍNDICE

I. LA ESPECIE: EL BUITRE NEGRO (<i>Aegypius monachus</i>).....	11
1. TAXONOMÍA Y SISTEMÁTICA.....	11
2. DESCRIPCIÓN E IDENTIFICACIÓN: CARACTERES DE CAMPO	12
3. DISTRIBUCIÓN BIOGEOGRÁFICA.....	16
3.1. DISTRIBUCIÓN PALEÁRTICA: MUNDIAL.....	16
3.2. DISTRIBUCIÓN IBÉRICA: ESPAÑA Y PORTUGAL.....	16
4. POBLACIÓN Y TENDENCIA POBLACIONAL	17
4.1. POBLACIÓN Y TENDENCIA PALEÁRTICA: MUNDIAL.....	17
4.2. POBLACIÓN Y TENDENCIA PALEÁRTICA OCCIDENTAL: EUROPA	18
4.3. POBLACIÓN Y TENDENCIA NACIONAL	21
5. SELECCIÓN DE HÁBITAT	24
5.1. HÁBITAT DE REPRODUCCIÓN: COLONIAS.....	24
5.2. HÁBITAT DE CAMPEO Y ALIMENTACIÓN	25
6. ECOLOGÍA TRÓFICA	26
7. BIOLOGÍA DE LA REPRODUCCIÓN	30
7.1. COLONIALIDAD, EMPAREJAMIENTO Y NIDOTÓPICA.....	30
7.2. PUESTA, ECLOSIÓN Y CRIANZA DE LOS POLLOS.....	33
7.3. EMANCIPACIÓN Y DISPERSIÓN DE LOS POLLOS.....	34
7.4. PARÁMETROS REPRODUCTIVOS.....	36
8. MOVIMIENTOS: MIGRACIÓN, DISPERSIÓN Y FILOPATRÍA.....	38
9. CONSERVACIÓN Y AMENAZAS.....	40
9.1. ESTADO DE CONSERVACIÓN.....	40
9.2. FACTORES DE AMENAZA.....	41
9.3. PLANES Y MEDIDAS DE CONSERVACIÓN	43
II. EL BUITRE NEGRO (<i>Aegypius monachus</i>) EN EXTREMADURA.....	47
10. ANTECEDENTES: ESTUDIOS PREVIOS.....	47
11. DISTRIBUCIÓN	48
12. POBLACIÓN, EVOLUCIÓN Y TENDENCIA POBLACIONAL.....	48
12.1. POBLACIÓN REPRODUCTORA	48
12.2. EVOLUCIÓN Y TENDENCIA POBLACIONAL	57
13. LA ESPECIE Y LOS ESPACIOS PROTEGIDOS DE EXTREMADURA	64
14. SELECCIÓN DE HÁBITAT	69
14.1. MACROESCALA: ANÁLISIS DE FAVORABILIDAD. PAISAJE	69
14.2. OTROS ESTUDIOS REGIONALES.....	83
15. DIETA Y ALIMENTACIÓN	94
15.1. ESPECTRO TRÓFICO. DIFERENCIAS ENTRE COLONIAS.....	94
15.2. COMPARACIÓN DE LA DIETA CON OTRAS POBLACIONES IBÉRICAS.....	100
15.3. CAMBIOS HISTÓRICOS EN LA DIETA	101

16. BIOLOGÍA DE LA REPRODUCCIÓN	104
16.1. NIDOTÓPICA: SUSTRATOS DE NIDIFICACIÓN	104
16.2. PARÁMETROS REPRODUCTIVOS	106
17. RELACIONES INTER E INTRAESPECÍFICAS: COMPETENCIA	111
17.1. OCUPACIÓN Y USURPACIÓN DE NIDOS	112
17.2. OCUPACIONES Y USURPACIONES EN DISTINTAS COLONIAS	114
18. AMENAZAS Y CONSERVACIÓN	115
18.1. FACTORES DE AMENAZA	115
18.2. PLAN DE CONSERVACIÓN DEL HÁBITAT DEL BUITRE NEGRO EN EXTREMADURA	124
18.3. EVALUACIÓN DEL ESTATUS DE CONSERVACIÓN	141
19. ADAPTACIÓN AL CAMBIO CLIMÁTICO DEL BUITRE NEGRO EN EXTREMADURA	146
19.1 INTRODUCCIÓN	146
19.2. OBJETIVOS	149
19.3. MATERIAL Y MÉTODOS	149
19.4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	153

III. BIBLIOGRAFÍA.....162

ANEXOS188

ANEXO 1. Relación de variables, descripción (unidades) y tipología de las mismas utilizadas en el modelo de favorabilidad para el buitre negro (<i>Aegypius monachus</i>) en Extremadura	188
ANEXO 2. Relación de variables utilizadas en el modelo de distribución del buitre negro (<i>Aegypius monachus</i>) en función del cambio climático	191

I. LA ESPECIE: EL BUITRE NEGRO (*Aegypius monachus*)

1. TAXONOMÍA Y SISTEMÁTICA

El buitre negro (*Aegypius monachus* Savigny, 1809) se clasifica dentro del orden *Accipitriformes*, el cual comprende un amplio conjunto de rapaces diurnas, tanto cazadoras como carroñeras, con representantes a lo largo de todo el globo. Este taxón se divide en tres familias: *Pandionidae* (águilas pescadoras), *Sagittaridae* (monotípica, pájaro secretario) y la nominal, *Accipitridae* compuesta por buitres, águilas y otras rapaces diurnas, dentro de la cual se incluye la especie (Cramp y Simmons, 1980; del Hoyo, 2020).

Originariamente, el buitre negro se catalogó dentro del género *Vultur* (*V. monachus* Linnaeus, 1766). Posteriormente se consideró clasificarlo en los géneros *Torgos*, *Sarcogyps* y *Trigoniceps*, pero finalmente acabó formando un género monotípico, *Aegypius*, al cual pertenece en la actualidad conformando la especie *Aegypius monachus* Savigny, 1809 (Cramp y Simmons, 1980; del Hoyo et al., 1994; del Hoyo, 2020; Clements et al., 2021) (Figura 1).

- Orden: **Accipitriformes** Sharpe, 1874
 - Familia: **Accipitridae** Vieillot, 1816
 - Género: **Aegypius** Savigny, 1809
 - Especie: **Aegypius monachus** Savigny, 1809

Figura 1. Clasificación taxonómica del buitre negro (*Aegypius monachus*). Fuente: del Hoyo 2020, Clements et al., 2021.

La especie no presenta subespecies reconocidas (del Hoyo, 2020), aunque se pueden encontrar algunas referencias obsoletas que hacen mención de alguna subcategoría de este tipo como *chinou/chinou* Daudin, 1800 en China o *danieli* Meinertzhagen, 1938 en Mongolia (del Hoyo et al., 1994). En este sentido, análisis genéticos han confirmado una diversidad mitocondrial muy baja entre las distintas poblaciones geográficas; tan solo se ha revelado cierta diferenciación gradual (patrón clinal) entre poblaciones europeas y asiáticas, con manifiestas, pero sutiles diferencias fenotípicas desde el oeste (península Ibérica) hasta el este (Asia oriental) influenciadas principalmente por las condiciones ambientales (Poulakakis et al., 2008).

Por otro lado, aunque la nomenclatura vernácula recomendada para la especie es la de “buitre negro” (Bernis et al., 1994; Rouco et al., 2019; del Hoyo, 2020), también se le atribuye la de “buitre monje”, muy aceptado por gran parte del público, principalmente el más veterano y cada vez en mayor desuso. Dicho término proviene de su nombre en latín (*monachus*) y del griego (*monakhos*) ambos con significado de “monje” en lengua castellana. En los últimos años también es fácil encontrar bibliografías donde se utiliza el término “buitre negro euroasiático”, el cual hace referencia al rango distributivo de la especie (Andevski et al., 2017). Finalmente, también se le relacionan multitud de términos correspondientes al imaginario popular de cada región como “*abanto*” en Ciudad Real y “*butre*” o “*utre*” en tierras leonesas y extremeñas (términos genéricos para cualquier especie de buitre) (Bernis, 1955, 1995).

2. DESCRIPCIÓN E IDENTIFICACIÓN: CARACTERES DE CAMPO

El buitre negro se presenta como el mayor rapaz de todo el Paleártico y uno de los buitres más grandes del Viejo Mundo. Se trata por tanto de un gran planeador de silueta oscura y sinuosa capaz de alcanzar un metro de alto (1-1,10 m) y hasta tres de envergadura (2,50-2,95 m) la cual le permite elevar sobre el suelo sus 10 kg de peso (7-12,5 kg) (Brown y Amandon, 1968; Glutz Von Blotzheim et al., 1971; Cramp y Simmons, 1980; del Hoyo et al., 1994).

Cabe destacar cierta variación geográfica en cuanto al tamaño corporal se refiere. Las poblaciones más occidentales (oeste de Europa y norte de África) presentan tamaños más reducidos que las orientales (este de Asia), aunque el solapamiento entre individuos es muy grande (Glutz Von Blotzheim et al., 1971; Cramp y Simmons, 1980). Debido a su gran tamaño es un ave fácilmente identificable durante el vuelo, ostenta unas enormes alas rectangulares y una cola corta (característica para diferenciarlo de las grandes águilas). Suele encontrarse volando de forma solitaria o en pequeños grupos, sin embargo, se comporta como una especie colonial durante el periodo de reproducción (Donázar, 1993), la existencia de estas colonias favorece enormemente la atracción de nuevas parejas conespecíficas (Smith y Peacock, 1990).

De forma general, presenta un plumaje oscuro con partes desnudas muy contrastadas cromáticamente, además posee unas fuertes patas y un poderoso pico (Cramp y Simmons, 1980). Más detenidamente, este último se caracteriza por su gran tamaño, presentando un poderoso diente y una cubierta córnea (ranfoteca) de color negro, bien definida en la mandíbula superior; en la parte inferior se observa, por norma general, tonos amarillentos o grisáceos. La cera del rostro recubre aproximadamente un tercio del pico y presenta unas tonalidades que viran desde el rosa pálido en individuos jóvenes e inmaduros hacia tonos violáceos en ejemplares adultos. Los ojos son marrones en todos los rangos de edad, quizás algo más claros en los ejemplares más longevos. Las patas poseen tonos pálidos, las cuales contrastan con el oscuro plumaje, suelen presentar tonos grises, rosados o blanquecinos. Las garras son fuertes, más curvadas y afiladas que en otros buitres, recordando a las de un ave de presa (Brown y Amandon, 1968; Cramp y Simmons, 1980; Donázar, 1993; Clark, 1999) (Figura 3).

La variación de la tonalidad del plumaje y de las zonas desnudas está íntimamente relacionada con edad del individuo. En ejemplares adultos el tono general del plumaje es pardo oscuro y la cabeza está cubierta por un fino plumón blanquecino; por el contrario, los jóvenes lucen un sólido plumaje negro que recubre, al menos en gran medida, la cabeza (Figura 3 y 4). En individuos reproductores, cabe destacar la aparición de escasas plumas blancas en distintas zonas corporales, como pueden ser costados y partes internas de las alas principalmente, que pueden ser confundidas en muchas ocasiones con leucismos anecdóticos (del Moral y de la Puente, 2017). Pueden distinguirse en la especie diferentes grupos de edad según la coloración y densidad de plumaje de la cabeza, pico y progreso de muda (Suetens y Van Groenendael, 1966; Forsman, 1999; de la Puente y Elorriaga, 2012). No obstante, de forma general no es difícil diferenciar entre los principales rangos de edad: juvenil (primer año), inmaduro (segundo-tercer año) y adulto (más de tres años) atendiendo a las características anteriormente mencionadas (Bernis, 1966). Por último, se trata de una especie muy longeva, capaz de alcanzar los 25 años en estado salvaje (Newton, 1979) e incluso los 40 en cautividad (del Hoyo et al., 1994).

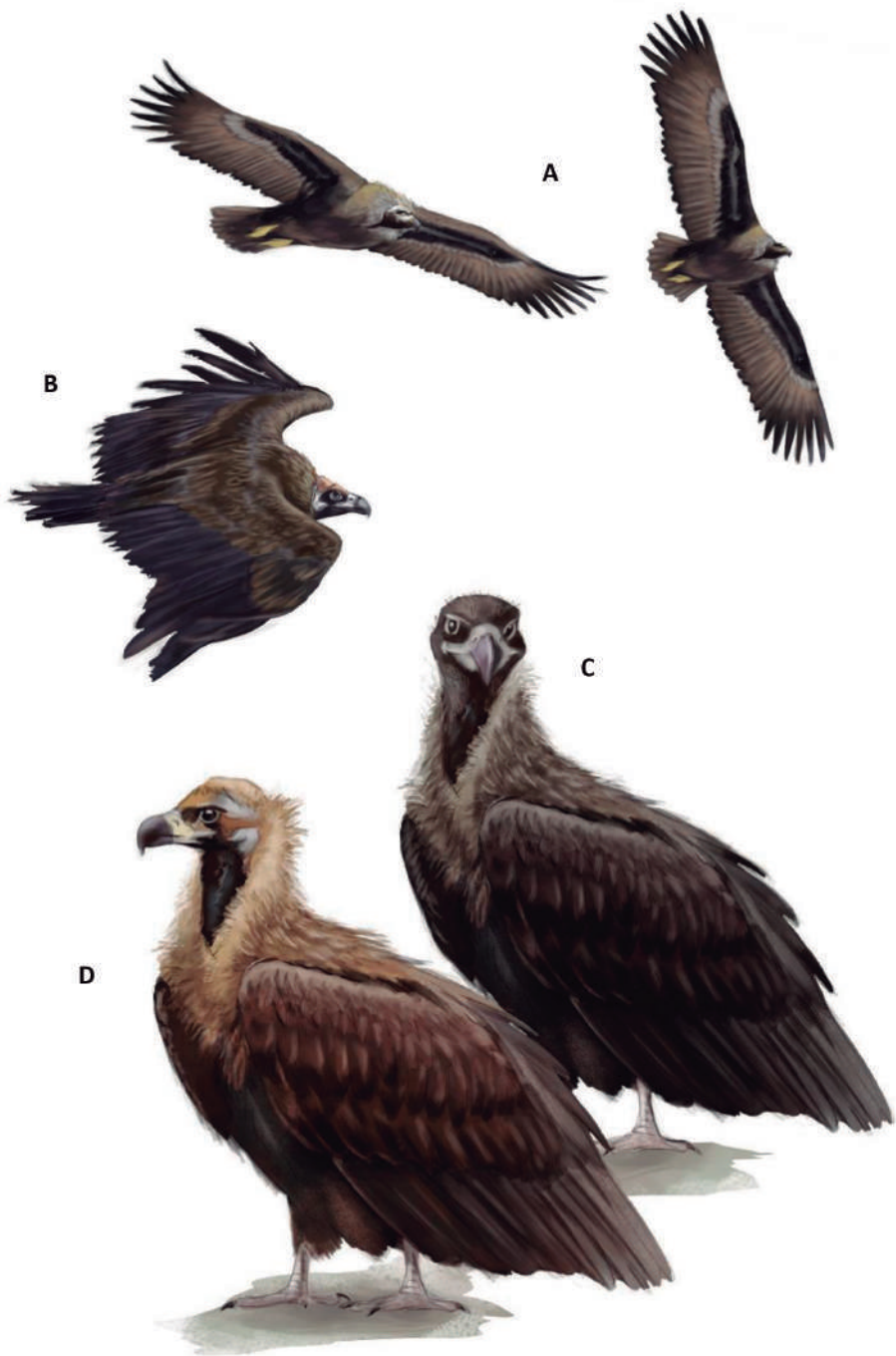


Figura 2. Lámina de identificación de la especie (*Aegypius monachus*) y variaciones en función de la edad. [A: Adulto en vuelo (visión ventral); B: Adulto en vuelo (visión dorsal); C: Plumaje y morfología de un ejemplar joven; D: Plumaje y morfología de un ejemplar adulto]. Autor: Antonio José Díaz Fernández.



Figura 3. Detalles de la cabeza y rostro del buitre negro (*Aegypius monachus*) en función de la edad; Adulto (arriba) y joven (abajo). Autores: Elsa Martín de Rodrigo (arriba) y José María Guzmán (abajo).

Al contrario de lo que ocurre con otros representantes de la familia (géneros *Aquila*, *Hieraetus*, *Milvus*, etc.), donde las hembras son claramente de mayor tamaño que los machos, las carroñeras en general se caracterizan por un leve dimorfismo sexual en cuanto al tamaño (Newton, 1979). El dimorfismo sexual invertido, mayor tamaño de las hembras en muchas rapaces (*Accipitridae*), es debido principalmente a que son estas quienes realizan las funciones de defensa y custodia del nido durante la época reproductora; mientras, por norma general son los machos los encargados del aporte de comida al nido, donde un tamaño más reducido facilita la efectividad en la caza. Este hecho se ve acentuado en especies ornitó-fagas, donde la destreza en la caza requiere especializaciones más acusadas. Del mismo modo, este hecho es observable en especies donde los machos realizan acrobáticos displays sexuales, favorecidos por un tamaño más liviano (Newton, 1979).

En el buitre negro, especie carroñera, es difícil determinar de “visu” el sexo en la especie, pues esta posee un dimorfismo sexual muy poco acusado, el cual presenta un fuerte solapamiento entre individuos (Cramp y Simmons, 1980). Sin embargo, atendiendo estrictamente a mediciones biométricas, las hembras son ligeramente mayores que los machos tanto en envergadura (un 3%) como en peso (en torno a un 8%) (Glutz Von Blotzheim et al., 1971; Cramp y Simmons, 1980). Para ejemplares que permitan una manipulación directa, se utilizan técnicas específicas de sexado genético (Wink et al., 1998).



Figura 4. Ejemplar joven de buitre negro (*Aegypius monachus*). Autora: Elsa Martín de Rodrigo.

En cuanto a la emisión sonora, se trata de un ave bastante silenciosa, sobre todo durante el vuelo, aunque se pueden apreciar ciertos crocoteos y silbidos intimidatorios con otros competidores a la hora de alimentarse o rugidos y maullinos leves durante la época de celo. A su vez, los ejemplares jóvenes en el nido emiten sonidos guturales para comunicarse con los adultos (Brown y Amadon, 1968). Según Bernis (1966) los pollos en el nido son mucho más sonoros que los adultos, se les reconocen gritos gallináceos “güé-güé-güé” sobre todo a edades muy tempranas y notables silbidos intimidatorios cuando se sienten amenazados ya en estadios más crecidos.

3. DISTRIBUCIÓN BIOGEOGRÁFICA

3.1. DISTRIBUCIÓN PALEÁRTICA: MUNDIAL

El buitre negro se distribuye a lo largo de todo el Paleártico sur, presentando una distribución euroasiática desde la cuenca mediterránea hasta las grandes mesetas orientales de China y Mongolia (del Hoyo *et al.*, 1994; del Hoyo, 2020). Se encuentra residente en toda esta franja a excepción del centro y norte europeo, los Urales y al sur del Himalaya. La especie amplía su rango de distribución durante la invernada hasta la península de Corea al este y las llanuras del Ganges, llegando hasta el mar Árabe y alrededores del golfo Pérsico al sur; al oeste, su rango de distribución se extiende desde los Pirineos hasta Los Apeninos (del Hoyo, 2020; BirdLife International, 2022)(Figura 5).

En el Paleártico occidental, se extiende por la península Ibérica, sur de Francia, península de Crimea, el Cáucaso y Turquía, encontrándose extinto en gran parte de los Balcanes (Cramp y Simmons, 1980; del Hoyo, 2020; BirdLife International, 2022). Contrariamente, ha sido reintroducido satisfactoriamente en Francia (BirdLife International, 2018)(Figura 5).

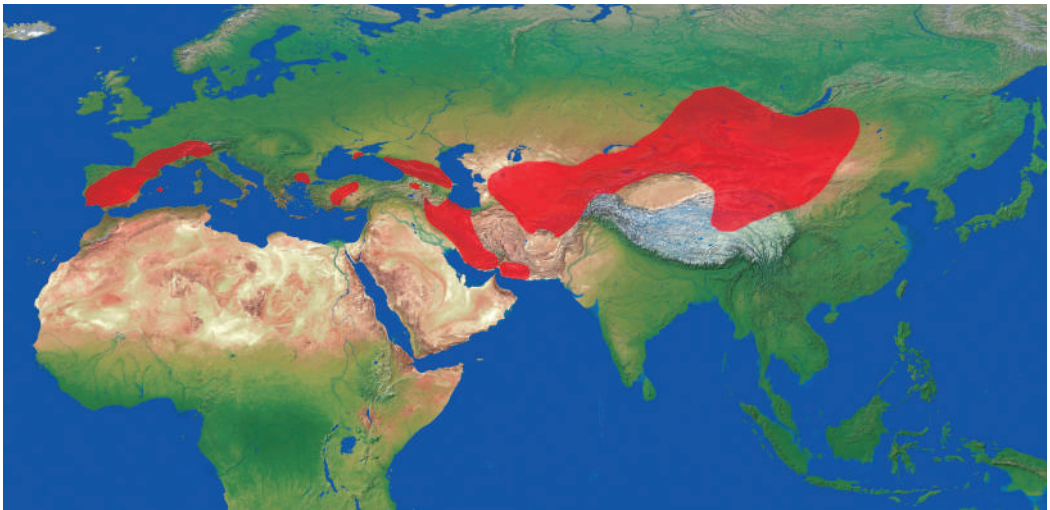


Figura 5. Distribución mundial del buitre negro (*Aegypius monachus*). Fuente: BirdLife International, 2022.

3.2. DISTRIBUCIÓN IBÉRICA: ESPAÑA Y PORTUGAL

En la península Ibérica y más concretamente a nivel nacional, se distribuye a lo largo de los principales sistemas montañosos y serranías del cuadrante suroccidental, destacando el sistema Central, los Montes de Toledo y Sierra Morena; asimismo, existe una pequeña población reproductora en el archipiélago balear (norte de Mallorca) (Bernis, 1966; Donazar, 1993; Sánchez-Artés, 2004; del Moral y de la Puente, 2017; del Moral, 2017). Por tanto, se encuentra ausente en toda la cornisa cantábrica, litoral levantino,

ambas submesetas y archipiélagos a excepción de la anteriormente mencionada isla de Mallorca (del Moral, 2017)(Figura 6).

En Portugal la especie se distribuye por la región más oriental del Alentejo, lindando con el país vecino, España, principalmente por la Reserva Natural da Serra da Estrela, Parque Natural Tejo Internacional y las inmediaciones de la sierra de São Mamede, además de al sur en el Parque Natural do Vale do Guadiana (Infante, 2012; Birdlife International, 2022).

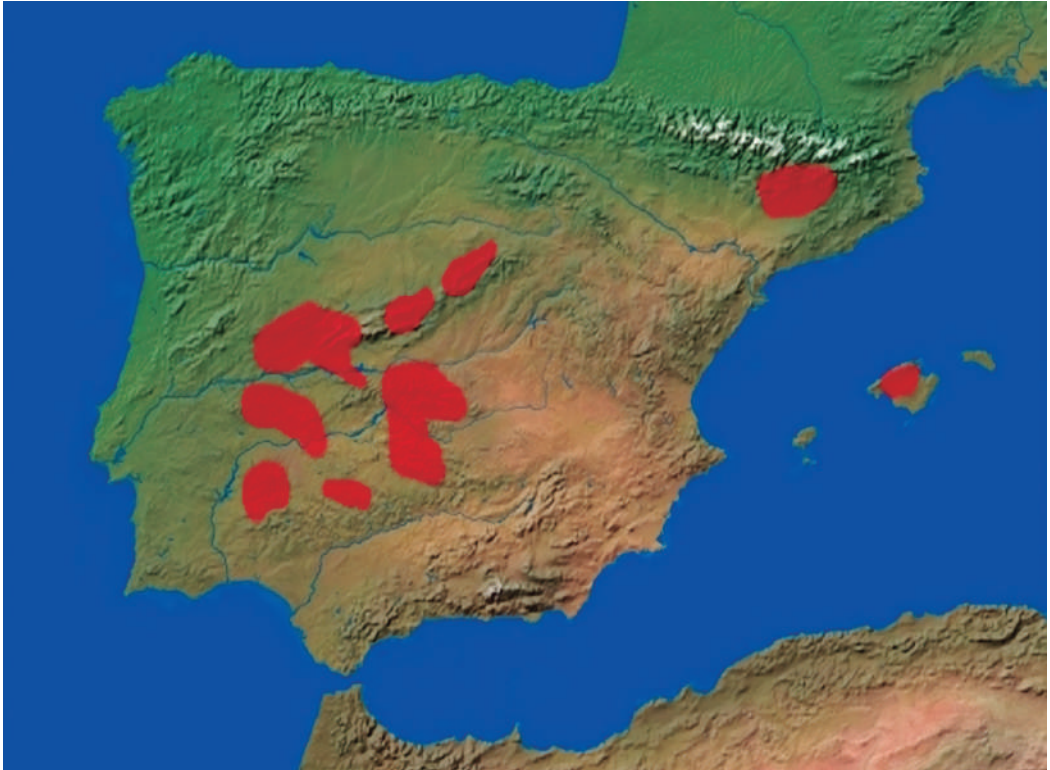


Figura 6. Distribución nacional del búitre negro (*Aegypius monachus*). Fuente: (del Moral, 2017).

4. POBLACIÓN Y TENDENCIA POBLACIONAL

4.1. POBLACIÓN Y TENDENCIA PALEÁRTICA: MUNDIAL

La población global de la especie se estima, según datos de BirdLife International entre 8.400 y 11.400 parejas, que junto con ejemplares no reproductores conforman aproximadamente unos 18.800-22.800 individuos adultos. De todo el contingente reproductor cerca del 75% de la población se encuentra repartida por el continente asiático (5.500-8.000 parejas). Pese a este gran volumen poblacional oriental se desconoce en gran medida las cifras reales de esta población y su reparto por las diferentes regiones, tratándose por tanto de estimas poblacionales donde es difícil cuantificar y evaluar el estado de la especie en este vasto territorio (BirdLife International, 2022).

La principal población a nivel mundial se encuentra en Mongolia donde se estiman más de 4.000 parejas (aprox. 50% de la población mundial; Batbayar, 2012); le siguen España con 2.548 parejas (20%)(del Moral, 2017), China con 1.760 y Rusia con unas 1.000 parejas solo en la parte oriental (Ye Xiao-Ti, 1991). El resto de territorios albergan poblaciones mucho más pequeñas repartida por el área de ocupación de la especie: Asia central (Kazajistán, Uzbekistán, Tayikistán, Kirguizistán o Turkmenistán), región caucásica (Armenia, Georgia o Azerbaij) y Turquía (BirdLife International, 2018; Tabla 1).

La tendencia global de la especie es negativa con un declive lento, pero continuo que se traduce en un decrecimiento general de la población, impulsado principalmente por las poblaciones asiáticas (BirdLife International, 2021).

REGIÓN	POBLACIÓN (PAREJAS REPRODUCTORAS)	AUTOR/REFERENCIA
Mongolia	4.000	Batbayar (2012)
España	2.548	del Moral (2017)
China	1.760	Ye Xiao-Ti (1991)
Rusia oriental	1.000	Ye Xiao-Ti (1991)
Kazakstán	150-300	Galushin <i>et al.</i> (2012)
Turquía	100-200	Erdogdu <i>et al.</i> (2003)
Total	8.400-11.400	BirdLife International (2022)

Tabla 1. Tamaño de la población reproductora de buitre negro (*Aegypius monachus*) en las principales áreas de ocupación a nivel mundial. Fuente: BirdLife International (2022).

4.2. POBLACIÓN Y TENDENCIA PALEÁRTICA OCCIDENTAL: EUROPA

Por otro lado, la población occidental, representa en torno al 25% de la población mundial y se estima en un contingente de entre 2.900 y 3.400 parejas reproductoras, estima esta bien cuantificada y fiable, a diferencia de lo que ocurre con la población asiática (Andevski *et al.*, 2017; BirdLife International, 2022).

La práctica totalidad de esta población occidental se encuentra en la península Ibérica y más concretamente en España (más de 2.000 parejas, 90%). Otros territorios albergan pequeños contingentes reproductores como Portugal (40 parejas), Francia, Grecia, Ucrania o Bulgaria en los que en ningún caso se sobrepasan las 50 parejas. Francia alberga una pequeña población reproductora (31 parejas), gracias a distintos proyectos de reintroducción que han dado como resultado la recolonización de la especie en tierras galas (BirdLife International, 2015; Andevski *et al.*, 2017) (Tabla 2). Por otro lado, el buitre negro se encuentra extinto como reproductor en Chipre, Italia, Moldavia, Rumanía y Eslovenia (BirdLife International, 2021).

PAÍS/REGIÓN	POBLACIÓN (PAREJAS REPRODUCTORAS)	AUTOR/REFERENCIA
España	2.548-3.140	del Moral (2017)
Francia	31	Andevski et al., 2017
Grecia	21-35	Andevski et al., 2017
Portugal	18	Andevski et al., 2017
Ucrania	15-19	Andevski et al., 2017
Bulgaria	0-1	BirdLife International, 2015
Europa	2.900-3.400	BirdLife International, 2022

Tabla 2. Tamaño de la población reproductora de buitre negro (*Aegypius monachus*) en las principales áreas de ocupación a nivel europeo. Fuente: Andevski et al. (2017); del Moral (2017); BirdLife International (2022).

La tendencia poblacional europea se presenta positiva, con poblaciones al alza sobre todo en España, Francia y Grecia tanto a corto como a largo plazo. Del mismo modo se espera un incremento de la población lusa principalmente a corto plazo como resultado de la creciente población española que tenderá posiblemente hacia la estabilidad a largo plazo. Por el contrario, en las regiones más orientales se prevé un descenso poblacional, destacando en este sentido los territorios búlgaros, turcos y rusos occidentales (BirdLife International, 2015)(Figura 7 y 8).

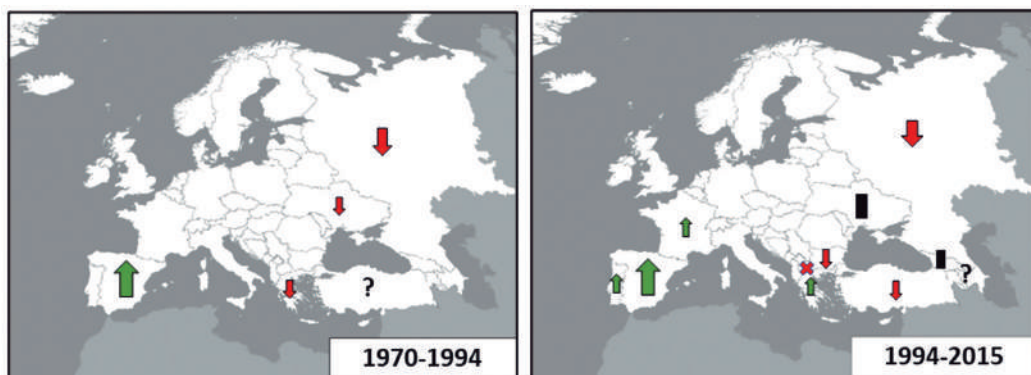


Figura 7. Tendencia poblacional del buitre negro (*Aegypius monachus*) en Europa (1970-2015). Fuente: Tucker y Heath (1994) y BirdLife International (2015, 2018).

Las últimas actualizaciones para la especie en el continente demuestran una tendencia claramente positiva en la práctica totalidad de sus poblaciones, principalmente las mediterráneas. Tan solo se han registrado tendencias negativas en los territorios rusos más occidentales, si bien cabe señalar el desconocimiento de muchos de los núcleos balcánicos, un hecho más que preocupante debido a la importancia de estas poblaciones (BirdLife International, 2021)(Figura 8).

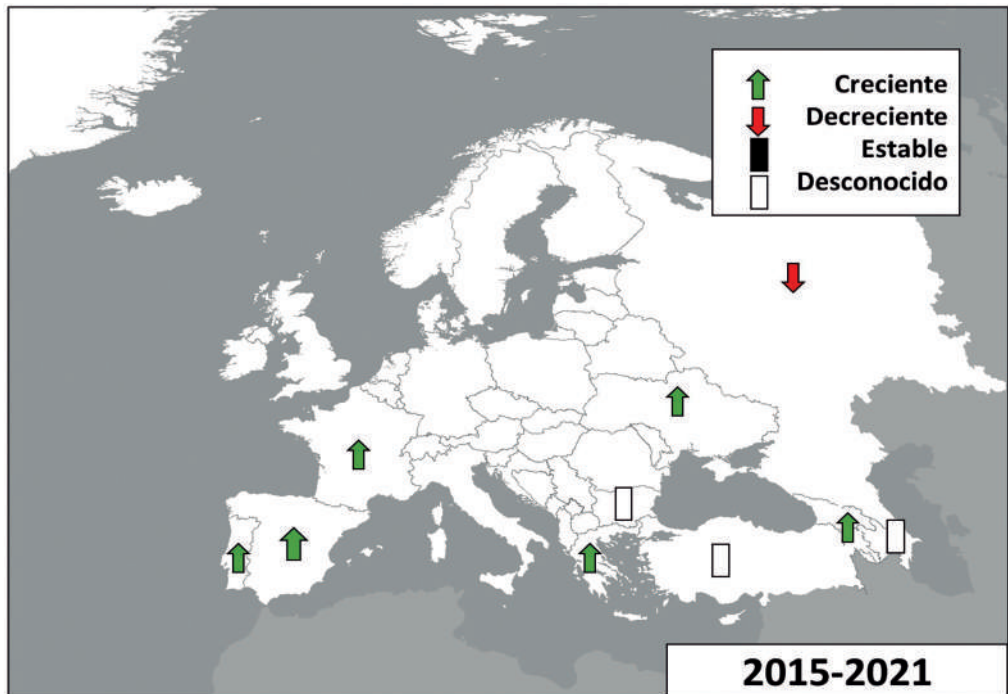


Figura 8. Tendencia poblacional del buitre negro (*Aegypius monachus*) en Europa (2015-2021). Fuente: BirdLife International (2015, 2018, 2021).

Desde un punto de vista histórico, la población europea ha experimentado un gran crecimiento durante los últimos treinta años. A principios de los noventa se estimaba la población entre 1.000 y 1.500 parejas reproductoras (Tucker y Heath, 1994), sin embargo, en la actualidad este contingente se ha duplicado, con cifras que alcanzan más de 3.000 parejas en toda Europa (BirdLife International, 2022) (Figura 9).

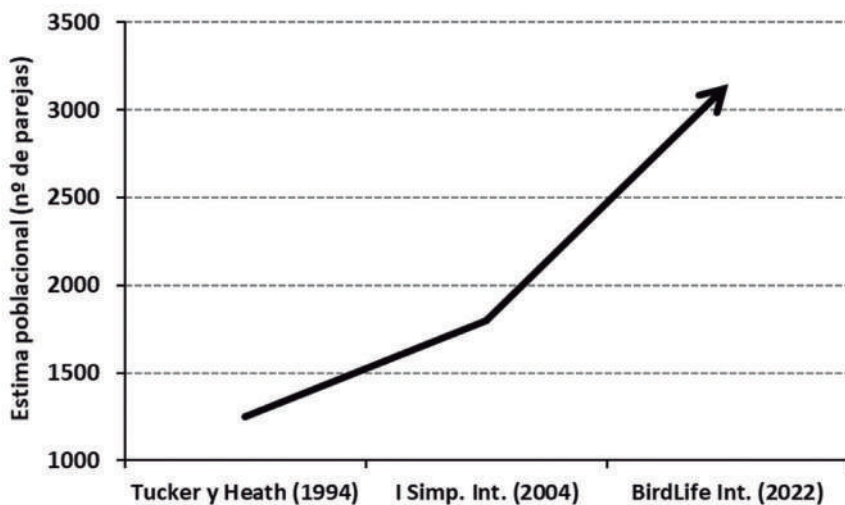


Figura 9. Evolución de la población de buitre negro (*Aegypius monachus*) en Europa desde la década de 1990 hasta la actualidad. Fuente: Tucker y Heath (1994); Dobado y Arenas (2012); BirdLife International (2022).

4.3. POBLACIÓN Y TENDENCIA NACIONAL

A nivel nacional y desde un punto de vista histórico, la población de buitre negro sufrió un importantísimo descenso durante la primera mitad del siglo XX (Bernis, 1966; Hiraldo, 1977). No es hasta después de la década de los setenta cuando la especie empieza a recuperarse gracias, entre otros factores, a las nuevas leyes conservacionistas de la que se empezaron a beneficiar todas las rapaces en España, las cuales eran consideradas como alimañas desde 1902 (Garzón, 1974) (ver Figura 9). El primer censo nacional (1973) estimó la población de la especie en poco más de 200 parejas (Hiraldo, 1974); trabajos posteriores coordinados por el ICONA mostraron cierta mejoría, elevando estas cifras hasta las 365 parejas en 1986 (González *et al.*, 1986). En los siguientes años y debido probablemente a una mejor metodología y conocimiento de la especie, González (1990, tercer censo nacional) informa de cómo la población de la especie aumenta drásticamente hasta las 774 parejas en 1989. Siguiendo esta tendencia al alza, se censaron 1.027 parejas en 1993 (Sánchez-Artés, 1998) y entre 1.203 y 1.295 ya en el año 2000 (Donázar, 2002). A partir de este momento se llevan a cabo diversos trabajos de seguimiento de las poblaciones en las diferentes comunidades autónomas, la puesta en común de estos datos muestra un nuevo crecimiento de la población con 1.301 parejas en el año 2000 y 1.334 en 2001 (Sánchez-Artés, 2004). Los últimos trabajos continúan demostrando un crecimiento constante en la población, prueba de ello son las 1.845-2.440 parejas estimadas en 2006 (de la Puente *et al.*, 2007) y las 2.500 parejas censadas en la última revisión (del Moral, 2017) (Tabla 3; Figura 10).

AÑO	POBLACIÓN (PAREJAS REPRODUCTORAS)	AUTOR/REFERENCIA
1966	200	Bernis (1966)
1973	206	Hiraldo (1974)
1975	250	Garzón (1977)
1977	224	Hiraldo (1977)
1984	290	Dobado y Arenas (2012)
1986	365	González <i>et al.</i> (1986)
1989	774	González (1990)
1993	1.027	Sánchez-Artés (1998)
1994	900-1.000	Tucker y Heath (1994)
1999	1.203	Donázar (2002)
2000	1.295	Donázar (2002)
2000	1.301	Sánchez-Artés (2004)
2001	1.334	Sánchez-Artés (2004)
2003	1.400	Sánchez-Artés (2003)

Tabla 3. Estimaciones históricas de la población reproductora de buitre negro (*Aegypius monachus*) en España.

AÑO	POBLACIÓN (PAREJAS REPRODUCTORAS)	AUTOR/REFERENCIA
2004	1.511	Dobado y Arenas (2012)
2004	1.710	de la Puente (2006)
2006	1.606-2.440	de la Puente et al. (2007)
2011	2.068	BirdLife Internacional (2015)
2017	2.548-3.140	del Moral (2017)

Tabla 3 (Cont.). Estimaciones históricas de la población reproductora de buitre negro (*Aegypius monachus*) en España.

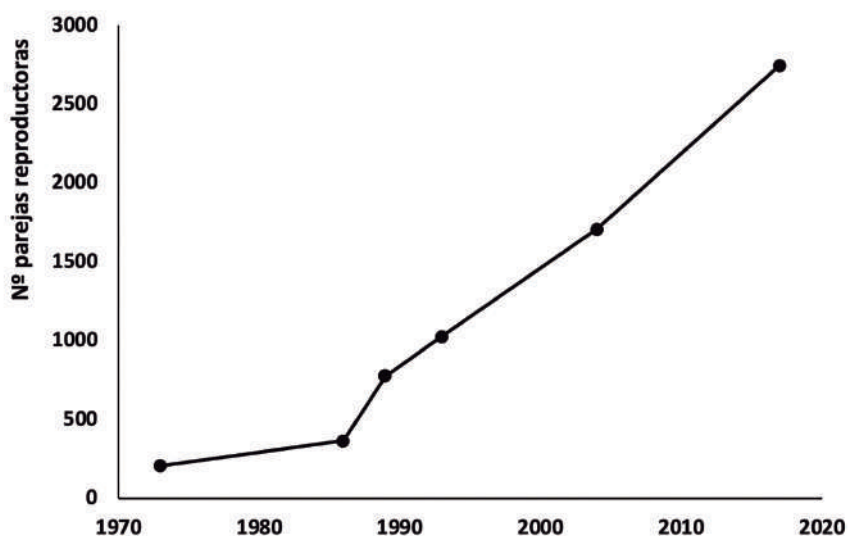


Figura 10. Evolución de la población española de buitre negro (*Aegypius monachus*) según los censos nacionales desde 1973-2017). Fuente: Hiraldo (1974); González et al. (1986); González (1990); Sánchez-Artés (1998); de la Puente et al. (2007); del Moral (2017).

La población española se distribuye por un total de 7 comunidades autónomas, las cuales albergan las 43 colonias de la especie. Las principales poblaciones a nivel nacional se encuentran en Extremadura, con un contingente poblacional estimado de 964 parejas (37,83% de la población española; 8 colonias); mientras, Castilla-La Mancha y Castilla y León albergan un total de 508 y 466 parejas (18,29 y 19,94%) con 6 y 17 colonias respectivamente, distribuidas por los sistemas montañosos de los Montes de Toledo, Sierra Morena y sistema Central. Por otro lado, Andalucía también presenta una importante población de 412 parejas (16,17%; 5 colonias) (del Moral, 2017). Estas cuatro comunidades albergan más del 90% de la población nacional, encontrándose el resto entre las comunidades de Madrid (148 parejas; 5 colonias), Islas Baleares (36; 1), y Cataluña (14; 1), la cual presenta una pequeña colonia reintroducida en el Prepirineo occidental (del Moral, 2017) (Tabla 4).

REGIÓN (CC.AA.)	POBLACIÓN (PAREJAS REPRODUCTORAS)	COLONIAS
Extremadura	964	8
Castilla-La Mancha	508	6
Castilla y León	466	17
Andalucía	412	5
Madrid	148	5
Islas Baleares	36	1
Cataluña	14	1
España (total)	2.548	43

Tabla 4. Tamaño y número de colonias de la población reproductora de buitre negro (*Aegypius monachus*) en España. Fuente: del Moral (2017).

Desde las primeras estimas en la década de los setenta, la tendencia de la especie es positiva en todo el territorio nacional (Tucker y Heath, 1994; del Moral, 2017; BirdLife International, 2021; Tabla 5). Aunque los conteos iniciales carecían en principio de exactitud, sí demostraron ya una importante recuperación en la península Ibérica, además de allanar el terreno para los futuros censos nacionales. En este mismo contexto, cabe señalar un incremento de población de casi el 40% a nivel nacional y crecimientos destacables en varias comunidades como Baleares (227,3%), Andalucía (76,8%) o Madrid (66,3%)(del Moral, 2017).

REGIÓN (CC.AA.)	CENSO 1989	CENSO 2006	CENSO 2017
Extremadura	316	780	964
Castilla-La Mancha	196	296	508
Castilla y León	88	247	466
Andalucía	137	203	412
Madrid	33	69	148
Islas Baleares	4	11	36
Cataluña	-	-	14
España	774	1.606	2.548

Tabla 5. Evolución de la población reproductora de buitre negro (*Aegypius monachus*) en las distintas comunidades autónomas. Fuente: González (1990); de la Puente et al. (2007); del Moral (2017).

5. SELECCIÓN DE HÁBITAT

La especie muestra de forma general una clara preferencia por los entornos montañosos y forestales, con ciertas diferencias propias de cada una de las distintas áreas de distribución (ver apartado "3. Distribución biogeográfica")(Cramp y Simmons, 1980; del Hoyo *et al.*, 1994).

En el Paleártico occidental habita zonas forestales templadas, tolerando altitudes desde los 300 a los 1.400 metros sobre el nivel del mar (m s.n.m.); sin embargo, las poblaciones asiáticas toleran altitudes mucho mayores (hasta 4.000 m s.n.m.) donde además ocupan las vastas zonas áridas y pastizales propios del continente (Cramp y Simmons, 1980; del Hoyo *et al.*, 1994). Como curiosidad, la especie se ha documentado en vuelo a más de 7.000 m de altura en el Everest (Brown y Amadon, 1968), lo que demuestra el amplio rango altitudinal que toleran estas aves. En la península Ibérica anida desde alturas próximas al nivel del mar (Mallorca) hasta los 2.000 m en la sierra de Gredos (Donázar, 1993; Moreno-Opo, 2007).

5.1. HÁBITAT DE REPRODUCCIÓN: COLONIAS

En cuanto a la selección del hábitat de reproducción la especie presenta claras preferencias por zonas remotas, agrestes o de difícil acceso donde exista altitud y pendiente del terreno, hecho este que parece estar relacionado con una reducción del esfuerzo empleado a la hora de emprender en el vuelo en aves tan pesadas (Bernis, 1966; Pennycuik, 1973; Costillo, 2005; Morán *et al.*, 2006a, 2007a) (Figura 11). El gran tamaño corporal de estas rapaces condiciona igualmente la disponibilidad de sustratos aptos para la construcción de las plataformas, pues necesitan de grandes árboles que sustenten el peso de estas construcciones (Newton, 1979).



Figura 11. Hábitat de reproducción del buitre negro (*Aegypius monachus*) en la península Ibérica (sierra de San Pedro, Extremadura). Autor: José María Guzmán.

Además, se ha comprobado como otra serie de factores favorecen o dificultan esta selección; entre estos cabría citar las temperaturas invernales moderadas y más calurosas en verano; presencia de masas forestales, principalmente alcornoque (*Quercus suber*) o pinos (*Pinus spp.*) y en menor medida encinas (*Quercus ilex*); asimismo una mayor densidad de bordes paisajísticos y una reducida actividad humana influyen de manera positiva en la selección del hábitat de cría (Fargallo *et al.*, 1998; Atienza *et al.*, 2001; Donázar *et al.*, 2002; Jiménez, 2002; Poirazidis *et al.*, 2004; Costillo, 2005 y Cuevas y de la Puente, 2005; Morán *et al.*, 2006b). Por último, este hábitat de cría corresponde, por norma general con el de invernada en la península Ibérica (de la Puente, 2012a).

5.2. HÁBITAT DE CAMPEO Y ALIMENTACIÓN

La especie se presenta mucho menos exigente en cuanto al hábitat de campeo, el cual contiene unas dimensiones mayores al hábitat de reproducción (Corbacho *et al.*, 2012). Se ha demostrado como la especie selecciona estos hábitats en función de la disponibilidad de recursos tróficos, más que por la estructura de la vegetación. Este tipo de área varía de unas colonias a otras además de estar influenciadas, como se ha visto anteriormente, por el ciclo anual en el que nos encontremos (Costillo *et al.*, 2007a, b). Así, durante la búsqueda de alimento el buitre negro se adapta a multitud de ambientes (bosques, dehesas, matorral, praderas, llanuras, áreas semidesérticas, etc.) (Carrete y Donázar, 2005; Costillo, 2005). En este sentido, prefiere pastizales dedicados a la ganadería pues siente cierta predilección por los lugares con alta disponibilidad de carroña y, al contrario, evita los terrenos agrícolas carentes de este recurso (Jiménez, 1990).

En cuanto al tamaño de estos territorios de alimentación, muy variables entre colonias dependiendo de la disponibilidad de los recursos tróficos, se extienden sobre enormes superficies de terreno. En la península Ibérica y a lo largo de un ciclo anual se apuntan cifras de entre 150.000 y más de 500.000 hectáreas, aunque diariamente los individuos se alejan de la colonia distancias de entre 15 y 25 km en promedio (Costillo, 2005; Moreno-Opo *et al.* 2010a; Corbacho *et al.*, 2012). No obstante, casos concretos en Mongolia estiman que el área de campeo de ejemplares adultos sobrepasa las 4.000.000 ha, el enorme tamaño de estos territorios puede estar relacionado con la escasez de alimento en las estepas centroasiáticas, lo cual obliga a estos ejemplares a recorrer grandes distancias en busca de sustento (Ready *et al.*, 2020). Estos territorios y distancias son aún mayores en ejemplares juveniles, divagantes y en dispersión, los cuales pueden recorrer en sus vuelos exploratorios cientos de kilómetros desde su área de nacimiento (Costillo, 2005).

A escala territorial y fuera de época reproductora la especie suele agruparse en posaderos/dormideros comunales, los cuales comparte incluso con otras especies como el buitre leonado (*Gyps fulvus*) (Bernis, 1966; Valverde, 1966; Glutz *et al.*, 1971) de los que obtiene beneficios sociales mutuos a la hora de la búsqueda y detección de alimento (Donázar, 1993). También gusta de posarse sobre rocas situadas a cierta altura, por lo que roquedos, peñas y sierras son muy apreciadas por la especie fuera de la época reproductora (Cramp y Simmons, 1980).

6. ECOLOGÍA TRÓFICA

El buitre negro se comporta como una especie carroñera, alimentándose de animales muertos que encuentra por sí solo o en compañía de otros necrófagos, si bien, no descarta la caza puntual de pequeñas presas moribundas o el robo ocasional de estas a otras rapaces (Valverde, 1966; Cramp y Simmons, 1980 y Donázar, 1993). Esta especialización en el consumo de cadáveres implica por parte de la especie una serie de adaptaciones tanto individuales como de grupo (colonia) que optimizan el tiempo y el espacio en la búsqueda de alimento. Sobre esta base, la dieta de estas aves es un factor determinante en su biología y responde a la disponibilidad relativa de las diferentes categorías tróficas en el medio. Según ello, el buitre negro se comporta como una especie oportunista (Donázar, 1993; Costillo, 2005) reflejando en la dieta no solo los recursos a su disposición, sino además los cambios en la disponibilidad de estos a lo largo del tiempo en sus áreas de distribución/alimentación (Carrete y Donázar, 2005; Costillo, 2005). Como en otras especies de rapaces, la cantidad y calidad de energía disponible en el medio influye directamente en cuestiones tan esenciales como su distribución, área de campeo, población o incluso en el éxito reproductor (Newton, 1979).

La búsqueda de alimento es una actividad esencial en la especie que puede llevarle entre siete y once horas diarias, viéndose alterada el área de campeo y el tiempo empleado en función de la fenología y la climatología propia de cada estación (Corbacho *et al.*, 2012); la lluvia, por ejemplo, condiciona y/o impide drásticamente el desempeño de estas funciones principalmente durante los meses de invierno (Hiraldo y Donázar, 1990). Por otro lado, suele buscar el alimento a baja altitud en zonas boscosas y pastizales abiertos (Cramp y Simmons, 1980). Pese a su comportamiento pseudosocial, prefiere alimentarse de forma solitaria o en pequeños grupos, tanto conoespecíficos como interespecíficos (Bernis, 1966; Suetens y Van Groenendael, 1966), donde suele ejercer su dominancia sobre el resto de especies debido principalmente a su mayor tamaño (Costillo *et al.*, 2007b; Moreno-Opo *et al.*, 2020)(Figura 12).



Figura 12. Relaciones jerárquicas entre ejemplares de buitre negro (*Aegypius monachus*), donde puede apreciarse su dominancia sobre el resto de especies. Autor: Ángel Sánchez.

El espectro trófico a nivel global se caracteriza por la ingesta de un gran número de cadáveres de taxonomía variada: mamíferos (marmotas, bóvidos salvajes, etc.), ganado doméstico (ovejas, cabras, yaks...), reptiles (tortugas y lagartos), peces (cipriniformes, anguilas y otros), e incluso cadáveres humanos en ciertas zonas del Himalaya donde son ofrecidos a la naturaleza en rituales religiosos (Valverde, 1966; Cramp y Simmons, 1980; del Hoyo *et al.*, 1994; Batbayar *et al.*, 2006; Yamaç y Günyel 2010; Batbayar, 2012; Grubac *et al.*, 2012; Osipova *et al.*, 2012; Sklyarenko y Katzner, 2012; Skartsi *et al.*, 2015). Por tanto, la especie se adapta a los recursos existentes a lo largo de su área de distribución, ejerciendo un servicio ecosistémico de gran importancia, la labor de limpieza de restos biológicos, actuando en el control natural de enfermedades (Donázar *et al.*, 2016). De esta forma, los buitres se presentan como una alternativa natural, ecológica, económica y cultural para la eliminación de los cadáveres en el campo, evitando así el cuantioso gasto energético que requiere la eliminación artificial de estos despojos (Morales-Reyes *et al.*, 2015).

En la península Ibérica se han realizado numerosos estudios sobre la alimentación de la especie ya desde la segunda mitad del siglo XX (Bernis, 1966; Valverde, 1966; Garzón, 1974; Hiraldo, 1976), aunque bien es cierto que la mayoría de estos trabajos se componían de datos aislados, supusieron valiosos precedentes para futuras investigaciones más elaboradas. En este sentido cabe mencionar estudios de SEO/BirdLife (1997) y Prada *et al.* (2012) en la sierra de Guadarrama, Guzmán y Jiménez (1998) en el Parque Nacional de Cabañeros, Moleón *et al.* (2001) en la sierra de Andújar y Costillo y colaboradores (2007a, 2007b) en Extremadura.

De forma general, el buitre negro selecciona preferentemente presas pequeñas y medianas, de entre 1 y 90 kg, necesitando diariamente al menos 600 gr de carne (5-10% de su peso corporal), aunque puede llegar a ingerir más de 1,5 kg de una sentada (Hiraldo, 1977 y 1983; Donázar, 1993). La cantidad de alimento requerido está condicionada por el ciclo biológico de la misma, incrementándose estos requerimientos en época reproductora (Donázar, 1993).

La especie selecciona de forma general carroñas de mamíferos (ovinos, caprinos, cérvidos y suidos), aunque posee una gran plasticidad trófica en función de la disponibilidad de alimento (Guzmán y Jiménez, 1998; Costillo *et al.*, 2004a, 2007a; Corbacho *et al.*, 2007) (Tabla 6; Figura 13). Por otro lado, en situaciones de necesidad no descarta presas más grandes, que pueden atraer a ejemplares durante varias jornadas hasta que son consumidas (Valverde, 1966).

La preferencia en la selección de pequeñas piezas parece estar relacionada con la competencia interespecífica con el buitre leonado, el cual sí selecciona normalmente presas de gran tamaño, alrededor de las cuales gusta de formar grandes grupos, constantemente jerarquizados donde las disputas se suceden continuamente (Donázar, 1993; Moreno-Opo *et al.*, 2010b). De este modo, la especie aprovecha cadáveres de pequeños animales, como el conejo, que solía ser su presa principal antes del declive de sus poblaciones (Garzón, 1974; Hiraldo, 1976; Costillo *et al.*, 2001a, 2004a). Prueba de ello son los estudios realizados en el Parque Nacional de Cabañeros, en la sierra de Andújar y sierra Pelada donde el porcentaje de aparición de esta categoría fue del 34, 45 y 50% respectivamente (Hiraldo, 1976; Guzmán y Jiménez, 1998 y Moleón *et al.*, 2001) (ver Tabla 6). Sin embargo, las epidemias originadas por determinados patógenos, como la mixomatosis y posteriormente la enfermedad hemorrágica vírica, han provocado importantes descensos poblacionales de esta especie-presa en toda la península, modificando la dieta de este buitre (Costillo *et al.*, 2004a, 2007a; Delibes-Mateos *et al.*, 2007).

CATEGORÍA	DOÑANA ⁽¹⁾	ESPAÑA CENTRAL ⁽²⁾	SIERRA PELADA ⁽³⁾	SALAMANCA ⁽³⁾	SIERRA SAN PEDRO ⁽³⁾	GREDOS ⁽³⁾	SIERRA GUADARRAMA ⁽⁴⁾	P.N. CABAÑEROS ⁽⁵⁾	SIERRA ANDÚJAR ⁽⁶⁾	SIERRA GATA ⁽⁷⁾	GRANADILLA ⁽⁷⁾	SIERRA SAN PEDRO ⁽⁷⁾
Invertebrados						6,88	1,56					
Peces	5,9											
Reptiles			0,52									
Aves	5,9	2,11	1,17	0,83	2,27		4,69		0,07	22,12		0,6
Lagomorfos		21,05	49,28	29,17	40,91	77,61	59,38	34,2	44,66	2,88	5,43	3,6
Suidos	8,85		0,64	6,66	4,54	3,44	1,56	9,3	4,72	10,58	21,74	15,57
Ovino		32,62	42,09	37,51	38,65	8,63	20,31	11,6	3,25	43,27	47,82	58,06
Caprino		23,16	4,05	7,08	6,82			11,6	4,01	2,88		
Bovino	11,8		0,69	5		1,72	9,38		0,73			
Équidos	23,5	6,32	0,26	3,75	4,54	1,72	1,56					
Cérvidos	44,05	2,11						33,3	41,41	1,92	11,96	14,37
Carnívoros		12,63	0,65	10	2,27		1,56			3,85	1,09	0,6
Otros mamíferos									1,15	12,5	11,96	7,2
Material vegetal			++	++	++	++			+	+	+	+
Especies-presa (n)		95	765	240	44	58	64	129	199	104	92	167

Tabla 6. Composición de la dieta del buitre negro (*Aegypius monachus*) en diferentes localidades reproductoras a nivel nacional. Se muestra la frecuencia de aparición (%) de cada categoría de presa en los distintos trabajos. Fuentes: Valverde (1966)⁽¹⁾; Garzón (1974)⁽²⁾; Hiraldo (1976)⁽³⁾; SEO/BirdLife (1997)⁽⁴⁾; Guzmán y Jimenez (1998)⁽⁵⁾; Moleón et al. (2001)⁽⁶⁾ y Costillo (2005)⁽⁷⁾.

Así, los cambios en la disponibilidad del alimento modifican la proporción de las distintas categorías en la dieta de la especie (Costillo *et al.*, 2007b), aumentando en este caso el consumo de ganado ovino y ungulados salvajes (ya sea por muerte natural o restos de caza mayor) frente al de conejos en las últimas décadas (Guzmán y Jiménez, 1998; Moleón *et al.*, 2001; Prada *et al.*, 2012). Caso contrario al ocurrido durante el siglo pasado, donde las ovejas y las cabras completaban una dieta basada en lagomorfos (Hiraldo, 1976, Costillo *et al.*, 2004a). En la isla de Mallorca, la especie se alimenta principalmente de ganado tanto ovino como caprino, aunque no se descarta el aprovechamiento de restos procedentes del mar como varamientos de cetáceos o carroñas costeras (Richford *et al.*, 1975; Mayol, 1977). Finalmente, Suetens y Van Groenendael, 1966, informan de cómo la especie consume material vegetal (hierba) y de cómo además los progenitores alimentan con este a los pollos. Este comportamiento parecer estar relacionado con la ayuda a la formación de egagrópilas tanto en jóvenes como adultos. La ingesta vegetal ha sido registrada por otros autores posteriormente denotando la costumbre de este hecho (Tabla 6).

Por otro lado, los muladares (áreas de alimentación antropogénica y suplementaria) se presentan como importantes lugares de alimentación regular, tanto para jóvenes, los cuales poseen una intensa actividad en los mismos, como para ejemplares reproductores (Figura 12 y 13). Estos últimos hacen uso de estas áreas sobre todo cuando se encuentran cerca de las colonias de cría y en épocas reproductivas (Cortés-Avizanda *et al.*, 2010; del Moral y de la Puente, 2017). Los ejemplares adultos poseen mayor experiencia en la búsqueda de alimentos y concretamente pequeñas piezas, lo que los hace más independientes de estos emplazamientos de alimento fácil (Moreno-Opo y Guil 2007). En los últimos años los muladares cumplen una doble función, habiéndose implantado además de cómo fuente de alimento, con el fin de aumentar las poblaciones de carroñeras y sus parámetros reproductivos, como un recurso para expansión y reducción de la ingesta de carnes envenenadas (Donázar *et al.*, 2009 y Margalida *et al.*, 2010).

Por último, cabe destacar diferencias entre parejas de una misma colonia en cuanto a la composición de la dieta se refiere (Costillo, 2005; Costillo *et al.*, 2007). Este hecho pone de manifiesto la utilización de distintas áreas de campeo entre parejas vecinas, donde se ofertan recursos tróficos diferentes para cada una de ellas (Hiraldo, 1976; Costillo *et al.*, 2007a). Del mismo modo, no se descarta una especialización concreta de la dieta por parte de cada individuo en un mismo núcleo reproductor (Donázar, 1993). Ambos hechos pueden entenderse como una reducción en la competencia entre parejas vecinas y un mayor aprovechamiento de los recursos por parte de la especie en el ecosistema. En relación con esta variación trófica, otros autores señalan cambios fenológicos en la dieta (Hiraldo, 1976; Guzmán y Jiménez, 1998; Corbacho *et al.*, 2012), además de variaciones entre distintas temporadas en función de la abundancia de cada categoría en dichas escalas temporales (Moleón *et al.*, 2001; Corbacho *et al.*, 2007). Todo ello, pone de manifiesto una vez más el carácter adaptativo de la especie, la cual modifica sus hábitos alimenticios en función de la fenología y la oferta trófica en el territorio, existiendo, además, diferentes preferencias de presas no solo entre parejas sino incluso entre individuos (*sensu* "Teoría del forrajeo óptimo"; Stephens y Krebs, 1986).



Figura 13. Ejemplar joven de buitre negro (*Aegypius monachus*) alimentándose de restos de oveja.
Autora: Fermi Martínez.

7. BIOLOGÍA DE LA REPRODUCCIÓN

7.1. COLONIALIDAD, EMPAREJAMIENTO Y NIDOTÓPICA

El buitre negro se agrupa en colonias de cría, aunque en ocasiones pueden darse parejas aisladas (Cramp y Simmons, 1980). Estas colonias presentan una organización laxa y muy poco definida, con nidos distanciados desde pocos a cientos de metros unos de otros (Bernis, 1966; Hiraldo, 1977; Morán *et al.*, 2006a) y donde la densidad de parejas es muy variable (Costillo *et al.*, 2001b); se ha demostrado como esta densidad es mayor en colonias de monte mediterráneo (Morán *et al.*, 2007a). De forma ocasional se han llegado a localizar más de una plataforma en un mismo árbol, aunque por norma general tan solo una se encuentra activa, debido a la competencia que ejercen unas parejas sobre otras (Bernis, 1966). Parece haber un equilibrio entre los beneficios del colonialismo, como puede ser la información compartida, y las desventajas de este producidas por una mayor competencia por los recursos, así como por comportamientos agonísticos (territorialidad entre parejas) en colonias con densidades de población muy altas. Estas interacciones pueden repercutir directamente en la productividad de estas parejas, motivo por el cual se explicaría el espaciamiento de nidos en las colonias y las diferentes áreas de campeo entre parejas (Fernández-Bellón *et al.*, 2016; “6. Ecología trófica”).

La especie presenta parejas estables a lo largo de su vida reproductora (Cramp y Simmons, 1980); sin embargo, en ejemplares marcados se han podido observar intercambios de individuos entre parejas de una misma colonia (del Moral y de la Puente, 2017) o incluso tríos reproductores (Dobado *et al.*, 2012; Luque *et al.*, 2010). Las parejas regentan su territorio durante todo el año, intensificando las visitas al nido a partir del mes de enero (Bernis, 1966). Por otro lado, se trata de una especie muy longeva que alcanza la madurez sexual en torno a los cinco años, pudiendo llegar a criar hasta los treinta (Bernis, 1966; Hiraldo, 1977; Cramp y Simmons, 1980; Forsman, 1999) (ver Tabla 7). Además, presenta el periodo reproductivo más largo de todas las rapaces europeas, pues abarca la práctica totalidad del año, desde el inicio del cortejo a la dispersión definitiva de los pollos (Moreno-Opo, 2007) (Tabla 7).

En cuanto al cortejo, la especie muestra un comportamiento disimulado sin grandes exhibiciones o reclamos, tan solo algún que otro vuelo sincronizado en el que se producen contactos con las garras (Hiraldo, 1977; Cramp y Simmons, 1980; Tewes, 1996). En el nido es común observar un flirteo constante en la pareja, donde la unión de los picos, movimientos de cabeza, alzamientos de la cola por parte de la hembra y una incesante recolocación de material conforman este coqueteo (Cramp y Simmons, 1980) (Figura 14).

La especie, por norma general, anida en lo alto de los árboles donde pueden posarse e iniciar el vuelo sin dificultad; excepcionalmente se ha citado su nidificación sobre roquedos (Bernis, 1966), utilizado probablemente por parejas jóvenes desplazadas o inexpertas las cuales se conforman con este tipo de emplazamientos en sus primeros años (Ruíz *et al.*, 1990). Por el contrario, debido a la escasez de áreas arboladas en muchas regiones asiáticas, la especie sí selecciona sustratos rocosos, arbustivos o incluso el suelo en este tipo de hábitats esteparios, lo que denota la capacidad adaptativa en cuanto al sustrato de nidificación se refiere, aunque muestra preferencia por árboles frente a cualquier otro basamento (Bernis, 1966; Sklyarenko y Katzner, 2012; Ready *et al.*, 2010).

La altura a la que se encuentran los nidos depende en gran medida del sustrato de nidificación (árbol/roca, especie de árbol, edad de este...) y del terreno donde se encuentre (del Moral y de la Puente, 2017). Según diversos autores, los nidos localizados sobre quercíneas se situaron de media a 6,35 m de altura frente a los 17,6 m en coníferas (Tewes, 1996; de la Puente, 2007). De forma general, más del 72% de las plataformas de buitre negro se ubican sobre quercíneas, frente al 27,5% que lo hacen sobre pináceas (de la Puente *et al.*, 2007). Las especies de árboles más utilizadas son los alcornoques (*Quercus suber*), encinas (*Quercus ilex*) y pinos (principalmente *Pinus pinaster*, *P. sylvestris*, *P. nigra* y en menor medida *P. halepensis* y *P. pinea*), pudiendo utilizar de forma puntual enebros (*Juniperus oxycedrus*), madroños (*Arbutus unedo*), acebuches (*Olea europaea*) o quejigos (*Quercus faginea*) (Bernis, 1966; Costillo 2005; Moreno-Opo, 2007; Rodríguez, 2012). El uso de estas especies por parte del buitre negro puede verse alterado en función de los cambios en el uso de los suelos (Dobado *et al.*, 2012) y la altitud del territorio, la cual sesga positivamente el uso de coníferas por parte de la especie (Sánchez-Artés, 2004).

Por otro lado, la especie selecciona a su vez terrenos con pendiente pronunciadas para facilitar la entrada y salida al nido (Bernis, 1966), así como espacios sin perturbaciones alejados de la actividad humana (Morán *et al.*, 2006b; Donázar *et al.*, 2011) (ver "6.1. Hábitat de reproducción").

El nido suele estar formado por ramas secas encontrándose tapizado por pelo, lana y/o material vegetal (Bernis, 1966; Tewes, 1996; del Moral y de la Puente, 2017); las dimensiones de este son enormes, pudiendo llegar a los 2,54 m de diámetro y 1,30 de altura, siendo la media de 1,60 y 0,93 m respectivamente (Cramp y Simmons, 1980; Moreno-Opo 2007). Una sola pareja puede llegar a regentear varios nidos, siendo lo más habitual un par de plataformas por pareja. Ocasionalmente se han llegado a observar hasta 9 nidos distintos, si bien este hecho es considerado anecdótico (de la Puente, 2007; Dobado *et al.*, 2012). La reutilización de la misma plataforma durante varias temporadas es un comportamiento bastante generalizado en la especie (del Moral y de la Puente, 2017), este hecho, sumado a una agresiva exposición meteorológica (Donázar, 1993) requiere la reparación constante del nido y el aporte de nuevo material, lo cual aumenta el tamaño de estos hasta formar colosales plataformas que llegan incluso a partir las ramas de los árboles (Bernis, 1966; Tewes, 1996; Moreno-Opo, 2007).



Figura 14. Cortejo del buitre negro (*Aegypius monachus*). Autor: Ángel Sánchez.

La especie puede sufrir la ocupación de sus plataformas de cría por parte de otras rapaces como buitres leonados (Rodríguez y Sánchez, 1990) o el águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*) (González, 1991) principalmente, pero también se han registrado sucesos de usurpación de nidos por parte de por águilas calzadas, reales o incluso culebreras (Galán *et al.*, 1997a, 1997c) (ver "17. Relaciones interespecíficas e intraespecíficas: competencia").

La cópula se produce tras un breve juego bélico; durante el acto en sí el macho se mantiene en equilibrio sobre la hembra aleteando las alas y sujetándose a esta por la collera (Bernis, 1966). Se han observado cópulas desde enero a marzo y algunas de ellas con huevos ya depositados en los nidos, por lo que no se descarta que se produzcan muchas de ellas sin fines reproductivos y sí como afianzamientos de pareja (Bernis, 1966).

7.2. PUESTA, ECLOSIÓN Y CRIANZA DE LOS POLLOS

La puesta de forma general tiene lugar desde principios de febrero a finales de abril, siendo desde la última semana de febrero a la primera quincena de marzo el periodo con mayor número de estas (Bernis, 1966; Hiraldo, 1983). Por norma general, la hembra aova un único huevo y aunque pueden darse puestas dobles, este hecho es tremendamente escaso (Mayol, 1977; Hiraldo, 1983). Por otro lado, las puestas de reposición en la especie son raras, tan solo han sido observadas en contadas ocasiones y siempre en fracasos reproductores tempranos de primeros intentos; no obstante y en la mayor parte de los casos estas puestas tardías están relacionadas con un mayor fracaso en la reproducción (Galán *et al.*, 1997b). Además, la climatología es un factor determinante en este periodo, las precipitaciones durante las semanas previas influyen muy negativamente en la realización de la puesta (Hiraldo, 1983).

	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC
OCUPACIÓN NIDO												
CÓPULAS												
PUESTAS												
INCUBACIÓN												
ECLOSIÓN												
CRIANZA DE POLLOS												
DISPERSIÓN POLLOS												

Tabla 7. Cronología reproductora del buitre negro (*Aegypius monachus*). Se muestra a mayor intensidad cromática, un mayor número de casos registrados en cada periodo.

Los huevos pesan unos 250 g (210-280 g) y en cuanto a las dimensiones pueden llegar a medir hasta 92 mm de largo ($91,7 \pm 4,0$ mm) y 70 de anchura ($69,7 \pm 2,8$ mm) con ligeras diferencias entre poblaciones occidentales y asiáticas, siendo estas últimas algo mayores (Glutz Von Blotzheim *et al.*, 1971; Hiraldo, 1983). Desde un punto de vista cromático, son de color base blanco o crema presentando en algunos casos manchados de diferentes tonos (pardos, rojizos, grisáceos, verdosos o violáceos), donde como mucho se solapan un par de tonos por huevo, siendo tan solo uno lo más común. Los patrones de manchas más cotidianos son los pardos-rojizos, seguidos de los grisáceos-verdosos, finalmente los violáceos son los más escasos (Hiraldo, 1983).

El inicio de la incubación tiene lugar, en la mayoría de los casos, durante el mes de marzo y tiene una duración de 52-54 días (Bernis, 1966), siendo realizada por ambos progenitores los cuales alternan el cuidado del huevo durante largos periodos que van desde seis horas a cinco días (Hiraldo, 1983; Donázar, 1993). Durante dicha labor realizan pequeños descansos de no más de 4 minutos, los cuales aprovechan para acicalarse, defecar, realizar alguna mejora en la plataforma o simplemente recolocar al huevo (del Moral y de la Puente, 2017).

Una vez nace el pollo y a lo largo de los siguientes tres meses, al menos un adulto custodia permanentemente al mismo. El tiempo dedicado al pollo es prácticamente total durante los primeros días de vida, protegiéndolo de los posibles depredadores y/o de las condiciones meteorológicas. Por ello, el presupuesto temporal empleado al cuidado de los pollos es casi total durante el primer mes, reduciéndose hasta un 75% en el tercer mes de vida (Hiraldo, 1983; del Moral y de la Puente, 2017). Del mismo modo, el tiempo invertido en el empolle se va reduciendo a medida que el retoño va creciendo (del Moral y de la Puente, 2017).

A la hora de alimentar al pollo los adultos regurgitan la comida del buche, estimulados por el comportamiento del pollo (aleteos, estiramiento del cuello, picoteo hacia el adulto...)(del Moral y de la Puente, 2017). En las primeras etapas los adultos facilitan la ingesta del retoño alimentándolo directamente (la ceba), pero a medida que el pollo va desarrollándose se alimenta por sí solo del alimento regurgitado sobre la plataforma del nido (Tewes, 1996); rara vez transportan los adultos alimento en las garras hasta el nido (Pons y Lillo, 1984).

Los pollos tras la eclosión pesan alrededor de 110 gr y lucen un plumón blanco-cremoso como primera vestimenta, el cual conservan hasta los 18 días aproximadamente. Tras él y hasta los 40 días de edad, aparece un segundo plumón más oscuro, de color pardo, más claro en la cabeza (Bernis, 1966). Una tercera fase consta de una mezcla entre el segundo plumón y el nacimiento de las primeras plumas, en este periodo el pollo ya alcanza los 50 cm de longitud y empieza a mudar nuevamente el plumón hacia el definitivo de color blanco presente en los adultos (Bernis, 1966). Durante la cuarta fase (51-70 días) el cuerpo ya está totalmente emplumado, aunque muchas de estas plumas no poseen su tamaño definitivo, ya presenta primarias de 14-20 cm de longitud. La última fase de edad abarca desde los 71 días hasta la edad de vuelo, en esta etapa se encuentra a un pollo volandero el cual ya ha desarrollado las plumas, tornando al pollo del característico color negro del plumaje juvenil (Bernis, 1966). Es en este momento (72 días) cuando los jóvenes comienzan sus ejercicios de musculación (Tewes, 1996). De forma general, los pollos pasan entre 110 y 120 días en el nido hasta que se aventuran a abandonarlo (Moreno-Opo, 2007; Prada *et al.*, 2012).

7.3. EMANCIPACIÓN Y DISPERSIÓN DE LOS POLLOS

Durante el periodo predispersivo, los pollos se mantienen cerca de las colonias donde nacieron, durmiendo en las inmediaciones del nido y no alejándose más de unos pocos kilómetros de estos durante el día (Álvarez y Garcés, 1995; del Moral *et al.*, 2002; Costillo, 2005). Esta dependencia hacia los progenitores según Prada y colaboradores (2012) es de vital importancia para el correcto desarrollo de los pollos, disminuyendo progresivamente hasta que se produce la emancipación total (Costillo, 2005). La dificultad a la hora de encontrar recursos y la fuerte competencia intraespecífica en las carroñas pueden ocasionar en muchas ocasiones un pobre aprovechamiento de los recursos tróficos por parte de los pollos, y por tanto, una

mayor dependencia de los adultos (Moreno-Opo y Guil, 2007). Los vuelos fuera del área del nido/colonia cada vez ocupan distancias más largas y se prolongan más en el tiempo hasta que los pollos se independizan definitivamente, aproximadamente entre los meses de noviembre y diciembre (Donázar, 1993; Godino *et al.*, 2019). En este momento ya han pasado algo más de 200 días (206-280 días; Álvarez y Garcés, 1995) desde su nacimiento y aproximadamente poco más de 90 días desde su primer vuelo (Costillo, 2005; de la Puente *et al.*, 2011).

Como cabe esperar en especies con amplios rangos de distribución, estos periodos fenológicos sufren ligeras variaciones a lo largo de las distintas áreas donde habita, especialmente por adaptaciones a la climatología de las distintas regiones. De este modo poblaciones más orientales, concretamente turcas, parecen adelantarse frente a las ibéricas en torno a 2 semanas, comenzando la puesta a mediados de febrero, eclosionando los huevos sobre la tercera semana de marzo y con pollos ya emplumados a mediados de agosto (Kirazli y Yamaç, 2013).



Figura 15. Juvenil de buitre negro (*Aegypius monachus*) en vuelo. Autor: Ángel Sánchez.

7.4. PARÁMETROS REPRODUCTIVOS

El éxito reproductivo del buitre negro se encuentra principalmente influenciado por factores externos de origen antropogénico y la disponibilidad de recursos tróficos (Galán *et al.*, 1997b; Sánchez-Artés, 2001, 2004; Camiña, 2004; Costillo, 2005; Donázar *et al.*, 2011). Del mismo modo, estos resultados se ven alterados por las variaciones naturales de cada colonia, variables estas incluso entre temporadas (disponibilidad de sustratos de nidificación, competencia intraespecífica, condiciones climatológicas, etc.) (Donázar *et al.*, 2002).

Los principales datos sobre la reproducción de la especie a nivel global se han obtenido en la península Ibérica (de la Puente *et al.*, 2007; del Moral y de la Puente, 2017), siendo estos bastante escasos a nivel europeo y casi inexistentes en el continente asiático. Francia y Grecia son los únicos países europeos aparte de España con registros periódicos de resultados en la reproducción de la especie, pero debido al bajo número de ejemplares en muchas de estas temporadas los resultados son meramente informativos (Vlachos *et al.*, 1999; Skartsi *et al.*, 2008; Terrasse, 2012).

En este sentido y según los últimos datos aportados por las diferentes comunidades autónomas (del Moral, 2017), la población española de buitre negro muestra un éxito reproductor (parejas productivas) del 70% y una productividad poblacional media de 0,63 pollos por pareja (Tabla 8). Estos índices reproductores se mantienen relativamente estables entre diferentes áreas geográficas, aunque la pequeña y recientemente instaurada población de Cataluña es la que muestra los peores resultados para la especie (0,42 y 0,36 respectivamente) (Tabla 8).

Desde un punto de vista histórico, durante los primeros estudios nacionales el éxito reproductor de la especie se encontraba cercano a 1 (Hiraldo, 1983), reduciéndose hasta 0,75 en la década de los noventa y principios de siglo (González, 1990; Sanchez-Artés, 2004). En trabajos posteriores más modernos, de 2006 y 2017 se obtuvieron resultados más acordes a los actuales: un éxito reproductor de 0,6 y 0,7 y una productividad de 0,5 y 0,6 respectivamente (de la Puente *et al.*, 2007; del Moral y de la Puente 2017) (Tabla 8).

AÑO	ÁREA GEOGRÁFICA	ÉXITO REPRODUCTOR	PRODUCTIVIDAD	FUENTE
2006	Andalucía	0,52	0,45	de la Puente <i>et al.</i> (2007)
2017	Andalucía	0,64	0,58	del Moral (2017)
2006	Castilla y León	0,65	0,56	de la Puente <i>et al.</i> (2007)
2017	Castilla y León	0,71	0,65	del Moral (2017)
2006	Castilla-La Mancha	0,78	0,63	de la Puente <i>et al.</i> (2007)

Tabla 8. Parámetros reproductores en las distintas poblaciones de buitre negro (*Aegypius monachus*) en España a lo largo del tiempo.

AÑO	ÁREA GEOGRÁFICA	ÉXITO REPRODUCTOR	PRODUCTIVIDAD	FUENTE
2017	Castilla-La Mancha	0,87	0,75	del Moral (2017)
2017	Cataluña	0,42	0,36	del Moral (2017)
2006	Extremadura	0,72	0,66	de la Puente <i>et al.</i> (2007)
2017	Extremadura	0,71	0,68	del Moral (2017)
1972-94	Baleares	0,34	0,13	Tewes (2002); Mayol (1977)
1995-00	Baleares	0,52	-	Tewes (2002)
2001-04	Baleares	0,66	-	Tewes (2004)
2006	Baleares	0,45	0,45	de la Puente <i>et al.</i> (2007)
2017	Baleares	0,81	0,72	del Moral (2017)
2006	Madrid	0,61	0,47	de la Puente <i>et al.</i> (2007)
2017	Madrid	0,75	0,66	del Moral (2017)
1977	España	0,90	-	Hiraldó (1977)
1989	España	0,76	-	González (1990)
2001	España	0,75	-	Sánchez-Artés (2004)
2006	España	0,58	0,47	de la Puente <i>et al.</i> (2007)
2017	España	0,70	0,63	del Moral (2017)

Tabla 8 (Cont.). Parámetros reproductores en las distintas poblaciones de buitre negro (*Aegypius monachus*) en España a lo largo del tiempo.

De forma general, y atendiendo a los resultados obtenidos a nivel nacional por diversos autores a lo largo de las últimas décadas, los valores de los distintos parámetros analizados para la especie se han visto reducidos en los últimos trabajos. Este hecho puede verse motivado por la dificultad propia que implica la detección de parejas reproductoras en las grandes colonias (Costillo *et al.*, 2001c), hecho este que puede motivar los valores elevados de los

primeros estudios, donde sólo se controlaban parejas reproductoras; posteriormente, un mayor esfuerzo de control sobre las colonias estudiadas ha permitido estimar las tasas reproductoras más exactamente y reducir la sobreestimación de resultados (de la Puente *et al.*, 2007).

Así por ejemplo, en los primeros trabajos la frecuencia de reproducción en la especie era baja (menos del 17% de las parejas conseguían reproducirse al menos durante tres temporadas consecutivas; Hiraldo, 1983). Mientras, en estudios más modernos, hasta el 85% de las parejas se reproduce durante al menos seis temporadas consecutivas (de la Puente *et al.*, 2007).

Las diferencias espacio-temporales en el éxito reproductor, como se ha comentado anteriormente, están íntimamente relacionadas con la disponibilidad trófica en el territorio. En el caso de la especie, el largo periodo de incubación y el lento desarrollo de los pollos, unido a un reducido número de descendientes, se debe a una adaptación, a través de la cual se regula la población en función principalmente de disponibilidad de alimento en el medio (Donázar, 1993). La mayor parte de los fracasos reproductivos ocurren durante la incubación (más del 80%)(de la Puente, 2006), la muerte de los pollos es mucho más escasa y en su caso está normalmente relacionada con episodios de ingesta de veneno, muerte de progenitores o deshidrataciones provocadas por esperas prolongadas en las áreas más calurosas (Sánchez-Artés, 2004; de la Puente, 2012b).

Estos resultados, según Moreno-Opo y Margalida, 2014, podrían considerarse positivos pues demuestran una tendencia creciente para la especie. A pesar de ello, la existencia de multitud de amenazas directas como tendidos eléctricos y venenos, repercuten directamente en el éxito reproductor. Se sospecha, además, que el número de sucesos de este tipo es mucho mayor al que se tiene constancia.

8. MOVIMIENTOS: MIGRACIÓN, DISPERSIÓN Y FILOPATRÍA

Los hábitos y comportamientos migradores/dispersivos del buitre negro se ven profundamente afectados en función de su distribución geográfica, fundamentalmente en relación a un gradiente longitudinal; así, más al este (poblaciones orientales) presentan patrones de migración invernal hacia el sur de sus cuarteles reproductores, mientras que las poblaciones occidentales se muestran mayoritariamente sedentarias (Bernis, 1966; Cramp y Simmons, 1980; del Hoyo *et al.*, 1994). Estas diferencias entre las distintas áreas en cuanto al patrón migratorio están relacionadas con las diferentes condiciones climáticas, disponibilidad de alimento, competencias, etc. No obstante, el periodo migratorio, cuando este ocurre, se sucede de forma similar entre las distintas poblaciones (asiáticas y europeas). El inicio de la migración se produce a finales del otoño, retornando a los territorios de cría entre marzo y abril (Kang *et al.*, 2019; Ready *et al.*, 2010, 2020).

Según ello, los juveniles de poblaciones caucásicas migran hasta la península Arábiga e Irán como áreas de invernada (Gavashelishvili *et al.*, 2012); mientras, en Asia oriental, tanto jóvenes como adultos migran hacia la República de Corea y las poblaciones centroasiáticas hasta la India, sur de China y Extremo Oriente (Batbayar *et al.*, 2006). Otras poblaciones como las mediterráneas más orientales se desplazan en invierno a Turquía (Skartsi 2016) y raramente hacia norte de África y Sudán (Figura 16).

En el Paleártico más occidental, las poblaciones adultas se comportan como sedentaria, mientras que los jóvenes presentan patrones de dispersión más amplios, movimientos estos que en la península Ibérica se limitan principalmente al centro y sur de España (Moreno-Opo y Guil, 2007). De forma anecdótica los ejemplares jóvenes occidentales son capaces de cruzar el estrecho de Gibraltar, llegando incluso a invernar en el África subsahariana (Senegal y Mali), recorriendo más de 3.000 km (Cantos y Gómez-Manzanaque, 1996). Este hecho puede verse motivado por el creciente aumento de la población ibérica en las últimas décadas, pasando desapercibido en el pasado por la propia fenología de la migración, pues esta se sucede a partir del mes de noviembre cuando las actividades de conteos migratorios en el estrecho son menores (de la Puente, 2012a).

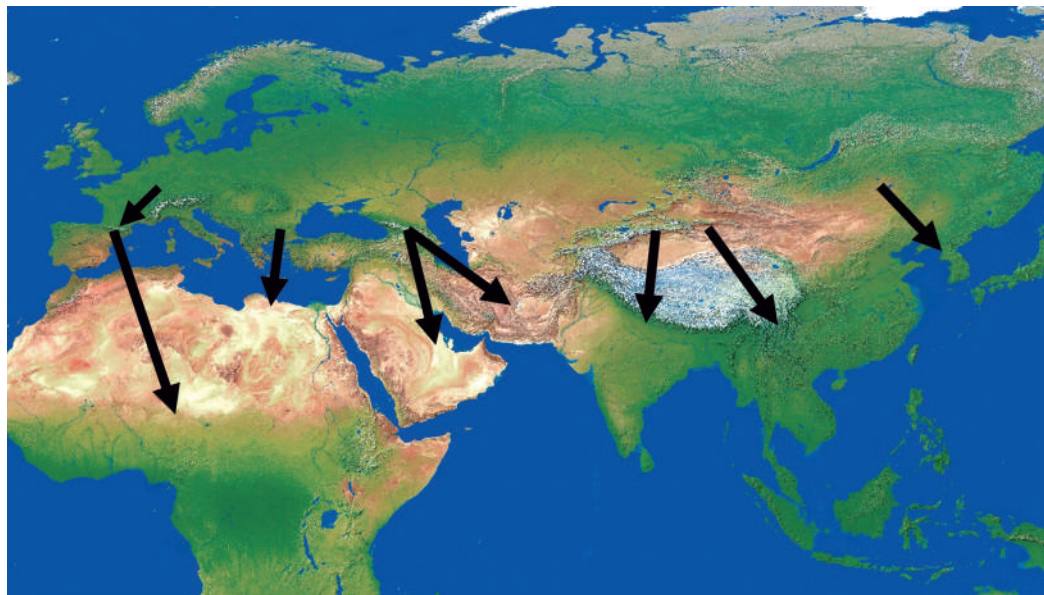


Figura 16. Principales rutas de migración (desplazamientos invernales) del buitre negro (*Aegypius monachus*) a lo largo de su área de distribución biogeográfica. Fuente: Batbayar et al. (2006); Gavashelishvili et al. (2012).

Los jóvenes, una vez independizados, visitan otras áreas querenciosas como pueden ser: otras colonias de cría, importantes zonas de alimentación (Vasilakis et al., 2008) o incluso llegan a zonas fuera del rango de distribución de la especie, uniéndose a grupos de buitres leonados (del Moral y de la Puente, 2017).

La actividad y estatus reproductor, muy relacionada con la edad y el sexo, es otro factor a tener en cuenta en el patrón de movimiento de los ejemplares de la especie. Durante la época de cría los desplazamientos del nido son mucho más cortos y estos se van alargando conforme avanza el periodo reproductor (Corbacho et al., 2001, 2012; Carrete y Donazar, 2005); por el contrario, los ejemplares no reproductores llevan a cabo desplazamientos mucho más amplios, en consonancia con su devenir errante (del Moral y de la Puente, 2017). Así, las hembras se distancian más del nido que los machos en cualquier rango de edad, alcanzando distancias máximas en individuos jóvenes (160 km las hembras y 95 km los machos) (de la Puente et al., 2011; pero ver Castaño et al., 2015).

Por último, los desplazamientos de estas grandes rapaces están profundamente ligados a las condiciones climáticas dominantes, pues dependen de la formación de corrientes térmicas favorables para sus desplazamientos (Gavashelishvili *et al.*, 2012). El tiempo empleado en el movimiento es mucho mayor en condiciones óptimas, mientras que las adversas, principalmente la lluvia, condicionan o incluso impiden los desplazamientos de estos individuos (Hiraldó y Donázar, 1990).

En cuanto a sus movimientos diarios, cabe destacar un patrón de campeo más o menos establecido, consistente en movimientos de larga distancia, pero corta duración que alejan a los individuos del área colonial (Costillo, 2005). Este tipo de excursiones exploratorias han sido descritas en otras grandes rapaces (Newton, 1979), se trata por tanto de un comportamiento a priori esperable, dada las dimensiones de la especie y su facilidad de movimiento.

En general, a pesar de procesos de dispersión juvenil, viajes erráticos y/o exploratorios o invernada, el buitre negro se considera una especie filopátrica, es decir que muestra una tendencia a volver a su área/región natal para reproducirse (Bernis, 1966; de la Puente *et al.*, 2011). En muchas ocasiones regresan incluso a la misma colonia (65% de los casos), mientras que en otras se alejan de la misma más 130 km (Dobado *et al.*, 2012). Esta marcada que-rencia por los lugares de nacimiento dificulta en cierta medida la colonización de nuevos territorios por parte de la especie (Prada *et al.*, 2012). Las dispersiones más alejadas de las colonias de cría se suceden durante su segundo año de vida, regresando a estas o a áreas cercanas posteriormente (de la Puente *et al.*, 2011; Godino *et al.*, 2019). Sin embargo, son pocos los estudios que demuestran en qué momento estos ejemplares dispersivos pasan a formar parte de la población reproductora, un hecho difícil de obtener debido a la falta de individuos marcados, a la alta densidad de parejas en muchas colonias, lo cual dificulta su localización, y a la propia biología de la especie (largos ciclos de vida, periodos de madurez muy prolongados en el tiempo, dispersión juvenil, etc.).

9. CONSERVACIÓN Y AMENAZAS

9.1. ESTADO DE CONSERVACIÓN

El buitre negro se encuentra catalogado globalmente como “*Casi amenazado*” (C1) por la Lista Roja de UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza), debido a que la especie posee una población relativamente pequeña con una tendencia global decreciente, influenciada principalmente por las poblaciones asiáticas (BirdLife International, 2022) (ver “4. Población y Tendencia poblacional”).

No obstante, las mejoras en los planes de gestión de la especie y el esfuerzo de las distintas administraciones y entidades europeas han permitido un incremento de las poblaciones, por lo que en el Paleártico occidental se encuentra catalogado como de “*Preocupación menor*” (LC) (BirdLife International, 2021). A pesar de ello, aparece citado tanto en el Apéndice II del Convenio de Berna, como en el Anexo I de la Directiva 2009/147/CEE o Directiva Aves, en la cual se incluyen especies con catalogaciones de protección especial. Asimismo, la especie se encuentra citada en el “Catálogo de Especies de Interés Europeo para la Conservación” en la categoría SPEC 3 (*Vulnerable*), atribuida a especies con poblaciones no concentradas en Europa, pero que presentan un estado de conservación desfavorable en territorio europeo;

en el caso del buitre negro concretamente, por presentar menos de 2.500 parejas reproductoras en todo el continente (Tucker y Heath, 1994; BirdLife International, 2004).

A nivel nacional, la especie se ha encontrado amenazada desde mediados del siglo pasado, cuando aparecía como "*Amenazada en Régimen de Protección especial*" a final de la década de los cincuenta (Bernis, 1956), pasando a catalogarse como "*Vulnerable*" desde los ochenta hasta 2020 en los distintos Libros Rojos nacionales (ICONA, 1986; Blanco y González, 1992; Martí y del Moral, 2003; Sánchez-Artés, 2004). En la actualidad y según el Real Decreto 139/2011 y su reciente actualización (Orden TED/980/2021, de 20 de septiembre), el buitre negro aparece citado en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial, además de aparecer como "*Vulnerable*" en el Catálogo Español de Especies Amenazadas en esta misma Orden. Recientemente se ha catalogado como "*Casi amenazado*" según el nuevo Libro Rojo de las Aves de España (de la Puente y López-Jiménez, 2021).

9.2 FACTORES DE AMENAZA

Los buitres a lo largo del planeta y entre ellos el buitre negro, han sufrido en el último siglo importantes descensos poblacionales originados en gran medida por la mano del hombre. Las principales amenazas son los envenenamientos, los compuestos veterinarios de reses muertas y la reducción de carroñas en muchas áreas, las colisiones y electrocuciones con líneas eléctricas, conflictos directos con aerogeneradores, la persecución directa tanto por disparo (caza) como por expolios, el comercio ilegal de partes de su anatomía para remedios tradicionales o uso ornamental y por supuesto, la destrucción o alteración de su hábitat (Donázar, 1993; Sánchez-Artés, 2004; Heredia y Margalida, 2008; Margalida *et al.*, 2010; Ogada *et al.*, 2011; Andevski *et al.*, 2017; GREFA, 2020; BirdLife International, 2022).

En Asia, muchas de estas problemáticas siguen afectando directamente a la especie; los cebos envenenados para el control de depredadores continúan siendo la principal causa de muerte no natural, junto con la caza ilegal y los expolios. Además, el creciente número de ejemplares de la especie invernantes en la India está alertando a toda la comunidad científica, debido al pasado de la región en relación con el uso de venenos y sus consecuencias sobre las aves carroñeras (BirdLife International, 2021). Del mismo modo, la falta de alimento (carroñas de ganado) se ha convertido en uno de los pilares claves de su declive poblacional, el éxodo de la población rural hacia las grandes ciudades por todo el continente asiático es el causante de este hecho, sumado a la caza indiscriminada de herbívoros salvajes, los cuales han visto sus poblaciones muy reducidas en los últimos años (Lee *et al.*, 2006; BirdLife International, 2021).

En el caso de los tendidos eléctricos, que afectan a grandes especies de aves, muchas de ellas amenazadas como el buitre negro, el problema es manifiesto. En este sentido, el 64% de las aves electrocutadas en España son rapaces (GREFA, 2020). Dicha situación se agrava cuando la existencia de esta amenaza se sucede en zonas importantes de alimentación y/o reproducción (Fernández y Azkona, 2002; Moreno-Opo *et al.*, 2007). Este tipo de infraestructuras no solo causa muerte por electrocución, sino además las colisiones con los cables provocan una gran cantidad de traumatismos en estas aves de gran envergadura (Moreno-Opo y Guil, 2007). En consecuencia, los tendidos en España representan la principal causa de muerte no natural del buitre negro (Moreno-Opo, 2007). Del mismo modo, los parques eólicos también suponen un grave peligro de colisión para la especie (Camiña, 2007).

Por otro lado, el veneno continúa siendo la principal amenaza para la especie a nivel global (Andevski *et al.*, 2017). La competencia entre el hombre y los depredadores por los recursos cinegéticos y ganaderos han propiciado el uso de cebos envenenados para el control de la fauna silvestre. Se trata de una práctica ilegal, tanto a nivel europeo como nacional, ya que su utilización carece de selectividad y suponen una seria amenaza para multitud de especies. En España, en torno al 35% de los envenenamientos registrados sobre fauna salvaje han afectado a rapaces, sobre todo necrófagas (de la Bodega *et al.*, 2020). Las principales sustancias utilizadas son los fitosanitarios (carbofurano y aldicarb principalmente) y organofosforados (Hernández y Oria, 2007; De la Bodega *et al.*, 2020). La utilización de pequeñas piezas (caza menor) o trozos de carne envenenados destinadas a los mesodepredadores, perjudica gravemente al buitre negro, debido a su querencia por los restos de pequeño-medio tamaño (Hernández y Oria, 2007) (“6. *Ecología trófica*”). Hernández y Margalida (2008) estudiaron diferentes episodios de envenenamiento en la especie ocurridos entre 1990 y 2006 a nivel nacional, como resultado obtuvo un total 456 ejemplares muertos y 8 intoxicados (60% adultos), de igual modo 2.754 buitres fueron encontrados envenenados en España en el periodo comprendido entre 1992 y 2017, de los cuales 624 fueron buitres negros (de la Bodega *et al.*, 2020), demostrando una vez más el trágico final que suponen para la especie estas artes, aun suponiendo que los registros hallados son mucho más escasos que los acontecidos. El problema se agrava aún más si cabe, pues afecta principalmente a la población reproductora (Hernández y Oria, 2007).

Del mismo modo los metales pesados como el plomo o el cadmio suponen un grave peligro para estas rapaces, los cuales provocan importantes intoxicaciones, pudiendo ocasionar incluso la muerte (Monclús *et al.*, 2020). A todo ello, hay que añadir productos veterinarios (fármacos antiinflamatorios no esteroideos) que estas aves incorporan a su organismo al alimentarse de reses muertas (Oaks *et al.*, 2004; Oaks y Watson, 2011). Bien conocido es el diclofenaco, un antiinflamatorio de uso veterinario que diezmo las poblaciones de buitres en Asia a finales del siglo XX. Hoy en día su venta y distribución está prohibida en varios países asiáticos, sin embargo, continúa estando autorizado en países mediterráneos como Portugal, Italia y España donde se alojan las mayores poblaciones de buitres de Europa (Camiña *et al.*, 2018) recientemente se han observado los primeros casos en el buitre negro en la península Ibérica (Herrero-Villar *et al.*, 2021).

La escasez de alimento es otra amenaza bien conocida en la especie, tanto a nivel global como europeo (Andevski *et al.*, 2017). A raíz de la crisis producida por la aparición de la encefalopatía espongiiforme bovina (EEB), en 2001, la Comisión Europea (CE) prohibió el abandono de ganado muerto en el campo (Reglamento (CE) nº 1774/2002). Ello conllevó a la desaparición de una importante fuente de alimento para todas las especies carroñeras. Poco tiempo después, la CE flexibilizó los requerimientos necesarios para la deposición de cadáveres ganaderos en puntos de alimentación autorizados, todo ello a través de la Decisión 830/2005/CE de 25 de mayo. De esta forma, España aprobó el Real Decreto 664/2007, de 25 de mayo, por el que se regula la alimentación de aves rapaces necrófagas con subproductos animales no destinados a consumo humano. El Reglamento (CE) nº 1774/2002 quedó derogado por el Reglamento (CE) nº 1069/2009, del Parlamento Europeo y del Consejo, de 21 de octubre de 2009; y el RD 664/2007, por el Real Decreto 1632/2011, de 14 de noviembre, por el que se regula la alimentación de determinadas especies de fauna silvestre con subproductos animales no destinados al consumo humano.

El buitre negro es una especie muy sensible a las molestias humanas, principalmente durante la época reproductiva, observándose diferencias en el éxito reproductivo en función de determinadas variables ambientales y antrópicas, asociándose el fracaso en la reproducción a una mayor presencia humana en la zona (Donázar *et al.*, 2002; Bautista *et al.*, 2004; Costillo, 2005; Morán *et al.*, 2006). (Morán *et al.*, 2006a). Las perturbaciones humanas pueden ser de naturaleza muy diversa como actividades forestales, cinegéticas, agrícolas-ganaderas o turísticas (Moreno-Opo y Arredondo, 2007). Las actividades forestales cercanas a las áreas de reproducción son tremendamente perjudiciales para la especie sobre todo durante el final del invierno y principios de la primavera, periodo crucial en la pareja (construcción del nido, cópulas, incubación...)(Morán *et al.*, 2007b; Margalida *et al.*, 2011).

La caza directa en Europa hoy supone un mal menor para la especie salvo casos puntuales, pero en Asia continúa siendo una de las principales amenazas (Andevski *et al.*, 2017). Más concretamente en España, la entrada en vigor de las leyes de protección desde mediados de los setenta supuso un antes y un después ante una situación alentada anteriormente por las administraciones. Además, su labor como ayudante del gremio ganadero ha favorecido en cierto modo esta alianza milenaria quebrantada en el pasado (Moreno-Opo y Guil, 2007).

Un problema añadido para el buitre negro son los incendios forestales (provocados/naturales) principalmente durante la época de reproducción, provocando la pérdida de las puestas, muerte de los pollos o la destrucción de las colonias (nidos) (Gentil y Ventanas, 1998; Galán *et al.*, 1998). Aunque, debido al tamaño y situación de la especie la depredación no supone una incidencia destacable sobre la población, cabe citar algún dato registrado de depredación de huevos por parte de otras rapaces o sobre pollos caídos del nido por parte de mamíferos terrestres (Moreno-Opo y Guil, 2007). Por otro lado, pese a la extrema tolerancia a patógenos como consecuencia de su naturaleza carroñera, el buitre negro puede llegar a sufrir diversas infecciones/enfermedades causadas por multitud de parásitos (bacterias, hongos, virus o macroparásitos) como salmonelosis u ornitosis, muy relacionadas con la selección por parte de la especie de pequeñas presas, principalmente aves (Moreno-Opo y Guil, 2007).

Finalmente, el cambio climático puede llegar a afectar negativamente a la especie, principalmente durante el periodo de incubación y crianza de los pollos. Se sospecha que las fluctuaciones en la temperatura del aire repercuten drásticamente en el desarrollo de los huevos, mientras temperaturas muy elevadas y, la consiguiente insolación de los pollos afecta a su desarrollo y supervivencia a edades tempranas (Batbayar *et al.*, 2006).

9.3 PLANES Y MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

En Europa, la especie manifiesta una notable mejoría poblacional en las últimas décadas gracias a numerosos planes de conservación y esfuerzos de administraciones y entidades conservacionistas para la recuperación de la especie (BirdLife International, 2021) (ver "4. Población y tendencia poblacional"). En esta línea, la Unión Europea ha demostrado como la recuperación de una especie amenazada es posible mediante la identificación previa de los factores que la amenazan, así como de la elaboración de planes de recuperación tanto del hábitat como de la propia especie (Andevski *et al.*, 2017).

Concretamente para el buitre negro, no fue hasta mediados de la década de los noventa cuando se desarrolló el primer “Plan de Acción de Especies” (Heredia, 1996), el cual fue adoptado por la Unión Europea y el Convenio de Berna teniendo como objetivos principales: promover políticas tanto nacionales como internacionales que favorecieran la conservación del buitre negro y su hábitat, proteger las colonias de cría de la perturbación humana y la alteración del hábitat, supervisar regularmente el estado y tendencia de las distintas poblaciones de la especie en territorio europeo y concienciar al público general sobre la necesidad de protección de la especie. Este plan ha sido revisado hasta en cuatro ocasiones, dando como resultado la evidente mejoría de las poblaciones europeas; años 2000 (Gallo-Orsi, 2001), 2004 (Nagy y Crockford, 2004), 2011 (Barov y Derhé, 2011) y 2017 (Andevski *et al.*, 2017) respectivamente. A pesar de ello, la población occidental de la especie representa sólo en torno al 25% de la población mundial, poniendo de manifiesto la necesidad de aplicar este tipo de medidas en los territorios asiáticos donde se alojan las tres cuartas partes del contingente global (BirdLife International, 2022).



Figura 17. Buitre negro (*Aegypius monachus*). Autor: Ángel Sánchez.

Del mismo modo, la incorporación de la especie a la Directiva Aves ha permitido establecer una serie de medidas de obligatorio cumplimiento a todos los estados miembros, como son la prohibición de caza o captura injustificada tanto de la especie como de sus huevos, así como el mantenimiento de las poblaciones de estas aves, impidiendo además las molestias injustificadas durante la época de reproducción. En esta línea, los estados miembros también están obligados a designar áreas con presencia de la especie como espacios pertenecientes a la Red Natura 2000. En la actualidad, hay 195 espacios de este tipo entre todos los estados de la Unión Europea, a lo que hay que sumar la gran cantidad de proyectos LIFE (más de cuarenta) en los que está involucrado el buitre negro, muchos de ellos específicos (Andevski *et al.*, 2017).

Por otro lado, son muy numerosos los actos y conferencias internacionales celebrados durante las últimas décadas en favor de la conservación del buitre negro, donde se ha puesto en valor a la especie, identificando tanto sus amenazas como aspectos y conocimientos concretos de su biología a lo largo de toda la distribución. Cabe destacar en este sentido y monográficamente, el primer Simposio Internacional del buitre negro (*"The Black vulture: Status, Conservation and Studies"*, Córdoba-España en 2004; Dobado y Arenas, 2012); conferencias internacionales sobre rapaces carroñeras (*"Primer Congreso Internacional sobre Aves Carroñeras"*, Cuenca-España en 1991; López-Palacios, 1991) o la Conferencia Internacional *"Conservation and Management of Vultures populations."*, en 2005 en Salónica-Grecia; Houston y Piper, 2005.

Por otro lado, los distintos programas de reintroducción han permitido el asentamiento del buitre negro en territorios anteriormente desocupados por la especie como Francia (Barreiro, 1998; Tewes *et al.*, 1998; Eliotout *et al.*, 2007) o los Balcanes gracias a proyectos europeos (Proyecto LIFE14 NAT/BG/000649) (Andevski *et al.*, 2017). También se han producido recolonizaciones naturales fomentadas por las crecientes poblaciones protegidas, como es el caso de Portugal, que ha pasado de la inexistencia de la especie en 2007, a más de 15 parejas en 2016 (Andevski *et al.*, 2017).

Pero sin duda y complementariamente a estas medidas, una de las acciones más influyentes en la mejora de las poblaciones de buitre negro en Europa ha sido la aprobación de la deposición de cadáveres procedentes de ganadería doméstica en el medio natural a través del Real Decreto 1098/2002 y las sucesivas Decisiones de la Comisión Europea (2003/322/CE, 2004/455/CE, 2005/830/CE, 2009/247/CE, 2010/780/UE y 2011/142 CE). Anteriormente y a raíz de los episodios de epizootias como la encefalopatía espongiforme bovina, lengua azul o la gripe aviar se implantaron fuertes medidas sanitarias al sector ganadero, obligando la retirada y eliminación de los cadáveres por medio de las autoridades sanitarias (Reglamento de Comisión Europea 1774/2002), lo cual repercutió drásticamente en las poblaciones de la especie (Margalida *et al.*, 2010).

Finalmente, el último plan de acción *"Flyway Action Plan"* continúa en esta línea de actuación para la especie teniendo como objetivos principales: la lucha contra el uso de veneno, la corrección de las infraestructuras eléctricas, mejorar la protección del hábitat y facilitar recursos tróficos (Andevski *et al.*, 2017).

A nivel nacional, España se presenta como el país de la Unión Europea con mayor implicación en la conservación de rapaces carroñeras y por tanto en el buitre negro. Al igual que a nivel comunitario, España ha llevado a cabo multitud de proyectos y acciones de conser-

vación para la especie tanto a nivel nacional (Proyecto LIFE 03/NAT/E/00050) como autonómico (Propuesta del Plan de Conservación del buitre negro en la provincia de Segovia; Muñoz-Adalia, 2012) o el Plan de Recuperación y Conservación de Aves Necrófagas de Andalucía y numerosos planes de reintroducción en las islas Baleares desde hace más de 30 años (Mayol, 2012); en Cataluña desde 2007, y en Burgos desde 2015 a través de GREFA y el "Proyecto *Monachus*" (del Moral, 2017).

Del mismo modo son muchas las actuaciones y trabajos encaminadas al conocimiento y reducción de las principales amenazas para grandes rapaces en España, destacando la lucha contra el veneno (Pérez-Martín y Arenas, 2012; Dobado y Arenas, 2012; de la Bodega et al., 2020), las electrocuciones (GREFA 2020), el uso indebido de pesticidas (Hernández y Margalida, 2008), intoxicaciones por compuestos veterinarios (Lemus et al., 2008; Camiña, 2012; Camiña et al., 2018) y las actividades forestales (Galán et al., 1996; Margalida et al., 2011). Por otro lado, se ha favorecido a través de programas de alimentación suplementaria una mayor cobertura de las necesidades tróficas de la especie, fomentando una mayor supervivencia, productividad y menor consumo de cebos envenenados. Las distintas comunidades autónomas gestionan desde principios de siglo estos muladares a través de normativas específicas (Moreno-Opo y Guil, 2007), entre la cuales cabe mencionar; la Orden 7/2001 del Gobierno de La Rioja, la Orden Foral de 30 de abril de 2001 en Navarra, la del 1 de octubre del mismo año en Valencia, la Orden de 10 de diciembre de 2004 en Andalucía, el Decreto 207/2005 del Gobierno de Aragón o el 108/2006 de Castilla-La Mancha.

En resumen, los planes de recuperación y los planes de conservación autonómicos son la mejor herramienta para la conservación de la especie. Actualmente existen planes para el buitre negro en Castilla-La Mancha, Baleares y Extremadura (del Moral y de la Puente, 2017; ver después "18.2. Planes regionales Extremadura").



Figura 18. Pareja de buitres negros (*Aegypius monachus*). Autor: Ángel Sánchez.

II. EL BUITRE NEGRO (*Aegypius monachus*) EN EXTREMADURA

10. ANTECEDENTES: ESTUDIOS PREVIOS

Extremadura se ha considerado tradicionalmente uno de los grandes bastiones para el buitre negro, el cual llegó a encontrarse muy amenazado desde la segunda mitad del siglo XX. Este hecho fomentó el interés y estudio de la especie en las décadas siguientes, como así queda manifiesto en la bibliografía publicada.

Los trabajos pioneros, excepción hecha de algunas observaciones aisladas sobre la especie en la región (Bernis *et al.*, 1958, 1959), corresponden a autores clásicos en estas décadas del siglo pasado (Bernis, Hiraldo o Garzón). Así, a finales de los sesenta Bernis (1966) publicó su obra titulada "*El Buitre negro (Aegypius monachus) en Iberia*" en la cual dio a conocer multitud de aspectos sobre la biología de la especie (distribución, hábitat, reproducción, alimentación, etc.) donde gran parte de sus observaciones fueron realizadas en colonias extremeñas. Toda esta información sirvió de base para el resto de investigaciones venideras. En este sentido, Fernando Hiraldo realizó importantes trabajos de censo (Hiraldo, 1974: Primer censo nacional), alimentación (Hiraldo, 1976) y biología en general en su tesis doctoral a finales de los setenta (Hiraldo, 1977), donde la región se presentó como una de las principales áreas de estudio. Del mismo modo, Garzón (1974) también contribuye con el estudio del buitre negro en diferentes campos, pero destaca principalmente la protección y amenazas de la especie, publicando incluso datos estrictamente regionales (Garzón, 1968). En esta línea, la creciente preocupación por la especie fomentó el desarrollo de varios censos nacionales consecutivos (González *et al.*, 1986; González, 1990) donde nuevamente las colonias extremeñas fueron protagonistas. Por otro lado, obras referentes a grandes rapaces ibéricas de finales de siglo, tratan sobre el buitre negro, tanto a nivel nacional (Morillo, 1984; Donázar, 1993; Díaz *et al.*, 1996) como regional (Gragera, 1994; Sánchez y Rodríguez, 1994) demostrando todas ellas la estrecha relación entre la especie y Extremadura.

Ya en la década del 2000, la Universidad de Extremadura y más concretamente el Grupo de Investigación en Biología de la Conservación (GIC) del Área de Zoología, se vuelca con la especie y realiza multitud de trabajos como participaciones en congresos científicos (Corbacho *et al.*, 2001, 2012; Costillo *et al.*, 2001a, 2001b, 2001c, 2004a, 2004b; Morán *et al.*, 2005), publicaciones en revistas (Villegas *et al.*, 2004; Morán *et al.*, 2006a, 2006b; Costillo *et al.*, 2007a, 2007b) y tesis doctorales (Costillo 2005) focalizados todos ellos en las colonias extremeñas, además de numerosas participaciones en manuales y obras de la especie (Corbacho *et al.*, 2007; Costillo *et al.*, 2014). En este sentido, se abarcan diferentes líneas de estudio como la alimentación de la especie (Costillo *et al.*, 2007a, 2007b), selección del hábitat (Morán *et al.*, 2006a, 2007b) o el éxito reproductor entre otros (Costillo *et al.*, 2002; Villegas *et al.*, 2002, 2004).

Finalmente, el presente trabajo actualiza los conocimientos para la especie y estudia otros campos nunca desarrollados monográficamente en la región. Para ello, se han analizado los datos procedentes de los Censos de Especies Protegidas de Extremadura llevados a cabo por los Agentes del Medio Natural y personal técnico de las diferentes Direcciones Generales de Medio Ambiente, Medio Natural o actualmente Sostenibilidad, facilitados en el marco del presente convenio por la Junta de Extremadura y que corresponden al periodo de estudio 2005-2019.

11. DISTRIBUCIÓN

El buitre negro muestra una distribución reproductora restringida en su gran mayoría a la mitad norte de la región, especialmente a lo largo de la provincia de Cáceres y ocupando sólo marginalmente la provincia pacense, los cuadrantes noroeste y noreste (norte de Badajoz) (Figura 19). Las colonias de la especie se localizan en 3-4 grandes áreas-comarcas geográficas que cubren las necesidades propias para la reproducción, como pueden ser: hábitat de nidificación adecuado, disponibilidad de alimento y ausencia de interferencias humanas, en zonas con baja densidad de población. Al contrario, se haya ausente reproductivamente hablando, de grandes superficies donde no se cumplen dichos requerimientos.

Esta área de distribución se extiende por las estribaciones del Sistema Central (sierra de Gata, Las Hurdes y pinares de Granadilla) al norte; por el centro, ocupa de manera casi continua todo el valle central del río Tajo (sierras de Cañaveral-Monfragüe) hasta alcanzar la región norte de Los Ibores, mientras al oeste, ocupa los riberos del Tajo Internacional y el río Salor, así como grandes superficies de la sierra de San Pedro, a caballo entre las dos provincias extremeñas. Fuera de estas grandes áreas, pequeñas pero estables colonias reproductoras se localizan también en los riberos del Alagón, Las Villuercas o la Reserva Regional de Caza del Cijara. Además, parejas aisladas se han reproducido ocasionalmente en la sierra de Montánchez, estribaciones occidentales de las Villuercas, penillanura cacereña o la sierra de Azuaga (Figura 19).

El patrón de distribución para la especie, en líneas generales, se mantiene bastante constante a lo largo de las últimas décadas en la región (ver Sánchez y Rodríguez, 1994; Costillo, 2005), con ligeras modificaciones propias de la evolución poblacional de la especie, la cual empieza a expandirse y colonizar nuevas áreas en territorio extremeño.

12. POBLACIÓN, EVOLUCIÓN Y TENDENCIA POBLACIONAL

12.1. POBLACIÓN REPRODUCTORA

La población reproductora de buitre negro en Extremadura se consolida como la mayor de España, representando casi el 40% de la población nacional (ver "4.3. Población nacional"). Actualmente (2019) se estima en 1.210 parejas, de las cuales 1.065 se consideran parejas seguras (PS) y 145 parejas probables (PP); estas parejas activas que regentan plataformas de nidificación, junto a las 817 plataformas-territorios abandonadas (TA), totalizarían los 2.027 territorios totales (TT) inventariados para la especie en la región durante el periodo de estudio (2005-2019) (Tabla 9).

Al respecto de este estatus poblacional y al igual que en trabajos similares, se ha designado a una pareja como "*pareja segura*" cuando se tiene la certeza de que una pareja regenta y defiende un territorio (plataforma) y por la observación continuada de la misma en dicha área, independientemente se reproduzca o no en una temporada determinada. Por su parte, se ha considerado "*pareja probable*" a aquella pareja que se observa frecuentemente en un territorio, pero no se le conocen plataformas de nidificación ni se ha verificado esta. La suma de parejas seguras y probables (PS+PP) constituirían la estima poblacional, "*parejas estimadas*" (PE), de la especie para un área determinada. Cabe señalar como la mayor

parte de las parejas estimadas han sido designadas como seguras, siendo las parejas probables escasas (menos del 12%), debido posiblemente a la dificultad de determinación de este estatus por parte del observador.

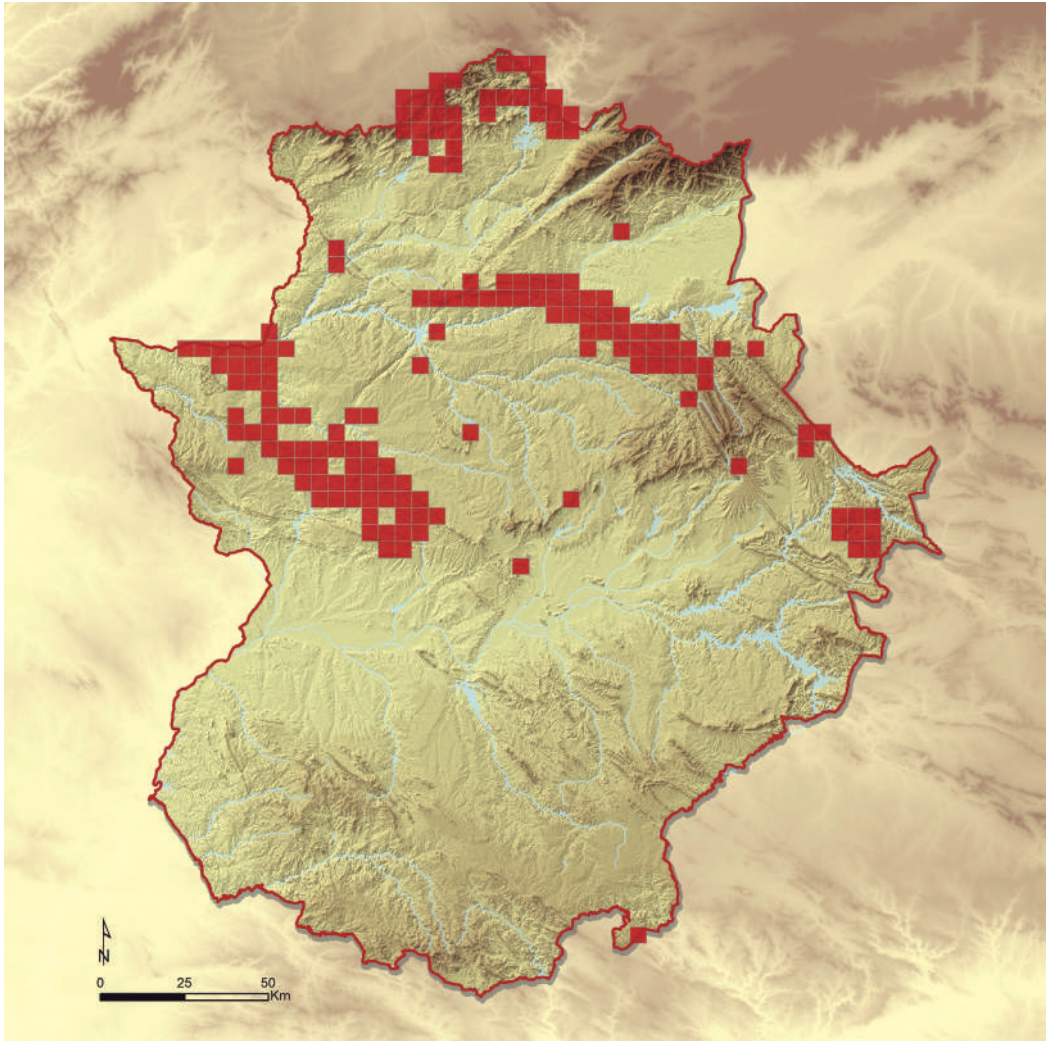


Figura 19. Distribución de la población reproductora (colonias-nidos) de buitre negro (*Aegypius monachus*) en Extremadura en el periodo de estudio (2005-2019). Fuente: Censos de Especies Protegidas de Extremadura. Junta de Extremadura.

A ello y por último, habría que sumar las “plataformas abandonadas” (TA), siendo estas aquellas sin presencia de parejas reproductoras en la actualidad, encontrándose “no activas” por desaparición, desplazamiento de la pareja a otra localidad/territorio o plataforma, pero que en algún momento anterior han estado ocupadas por la especie. Estas localizaciones, han de ser igualmente consideradas y tenidas en cuenta, pues representan áreas/territorios/plataformas favorables para la especie, no ocupados actualmente, pero potencialmente regentables en futuras temporadas.

En un primer lugar y desde un punto de vista provincial, la población de buitre negro se distribuye muy distintamente entre las dos provincias extremeñas. Cáceres constituye el gran bastión para la especie, albergando más del 86% de la población regional (1.045 parejas y 731 plataformas abandonadas), mientras que la población pacense tan solo cuenta con 165 parejas estimadas y 86 abandonos territoriales (Figura 20).

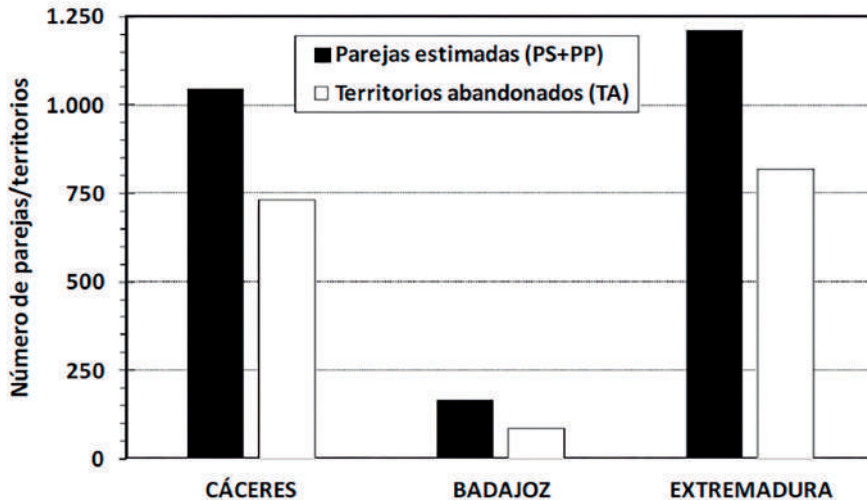


Figura 20. Distribución por provincias (número y porcentaje) de la población reproductora (parejas) y territorios abandonados del buitre negro (*Aegypius monachus*) en Extremadura en 2019.

Desde un punto de vista geográfico, este contingente reproductor extremeño se estructura en 10 colonias y una serie de parejas aisladas, encontrándose todos estos últimos territorios abandonados en la actualidad como se ha mencionado anteriormente (ver “11. Distribución”). Estas agrupaciones reproductoras se han definido por criterios de distribución y características ambientales comunes a dichas colonias y siguiendo el criterio de Sánchez *et al.* (2018). De acuerdo con estos autores y con la evolución de expansión reciente de la especie, se hace compleja la separación de colonias, que en ocasiones llegan a solaparse por la aparición de nuevos nidos en los extremos de las mismas. Por ello, la definición territorial de ciertas colonias es “arbitraria”, habiéndose realizado por mantener la distribución territorial de trabajos previos y poder comparar la evolución poblacional de estas unidades. Sea como fuere, ordenadas de norte a sur, son las siguientes (Tabla 9 y Figura 21):

1. Sierra de Gata-Hurdes: Localizada al norte de la región, se presenta como una de las colonias de mayor importancia para la especie (10%) en el contexto autonómico, estimándose un total de 105 parejas, todas seguras. Además, se han localizado 116 TA, por lo que la colonia alberga una total de 221 plataformas de nidificación potenciales y conocidas para la especie. El buitre negro ocupa principalmente la zona más oriental de la sierra Gata y el área colindante de la comarca de las Hurdes. El núcleo más denso se localiza en el valle alto del río Árrago (sierra de Pilas, sierra del Moro), extendiéndose también a la pequeña vertiente hidrográfica del río Duero. En Las Hurdes, ocupa especialmente las serranías que vierten al río Esperabán y de los Ángeles, en las alquerías hurdanas pertenecientes a Pinofranqueado (Sauceda, Ovejuela, Erías u Horcajo entre otras). Por el sur, esta colonia alcanza la sierras de Dios Padre y Tartamuña (Villanueva de la Sierra).

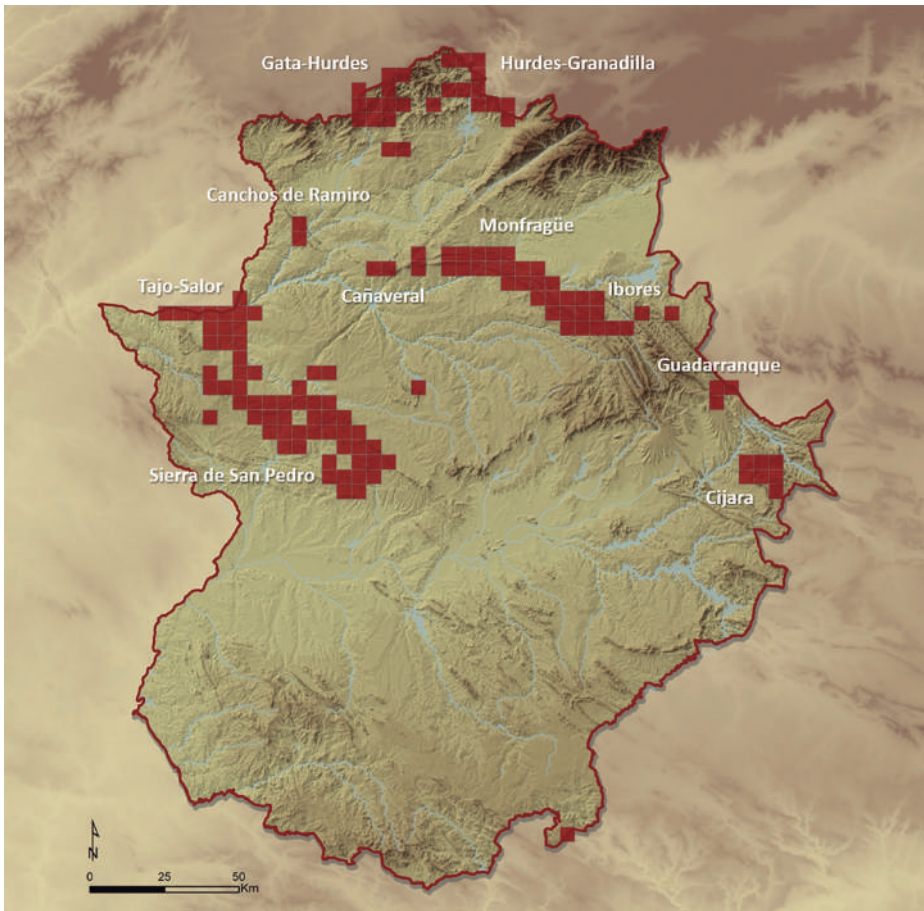


Figura 21. Distribución de la población reproductora de buitre negro (*Aegypius monachus*) en Extremadura (2019). Se representa el estatus reproductor en cada uno de los territorios. Fuente: Censos de Especies Protegidas de Extremadura. Junta de Extremadura.

2. Hurdes-Granadilla: Este núcleo guarda bastantes afinidades ecológicas con el descrito anteriormente, encontrándose ambos en las estribaciones del sistema Central y sobre grandes extensiones de pinares de repoblación afectados por repetidos incendios forestales. A lo largo de la comarca de Las Hurdes en este núcleo, la especie se extiende formando un arco (norte-este-sur) desde la sierra de las Mestas, pasando por la sierra del Cordón y de las Cañas hasta las serranías y riberos más al sur de la comarca (sierra de Horno, sierra de la Cierva). Por otro lado, el sector más oriental de la colonia se extiende por la gran extensión de los Pinares de Granadilla y la sierra de Lagunilla ya en la margen izquierda del embalse de Gabriel y Galán, hasta el límite con el Valle del Ambroz. En conjunto, este núcleo acoge un total de 43 parejas (32 PS) y 57 territorios, de los cuales 14 se encuentran abandonados.

3. Canchos de Ramiro: Se trata de una pequeña colonia formada por 8 PS y un total de 9 territorios (1 TA). Se encuentra ubicada sobre la sierra de la Garrapata en las inmediaciones de los canchos y ribero fluvial de Ramiro, en el río Alagón. Podría considerarse

como una expansión satélite de colonias más densificadas como las cercanas de Cañaverl-Monfragüe o Tajo-Salor, o incluso de la norteña sierra de Gata.

4. Sierras de Cañaverl: Situadas entre el valle del Alagón al norte y el embalse de Alcántara al sur, principalmente en el triángulo formado por las localidades de Cañaverl, Portezuelo y Pedroso de Acim, encontramos un conjunto de serranías que aumentan en altitud en dirección este. Sobre sus laderas cubiertas de pinares y/o bosque mediterráneo se asienta una colonia de cría de buitre negro en crecimiento; en 2019 alberga un total de 30 parejas (PE) y casi medio centenar de territorios. La especie nidifica principalmente en la sierra del Arco-Cañaverl, de Valdecocos, Portezuelo, etc.

5. Monfragüe: Se presenta como uno de los principales núcleos de población a nivel no solo regional, sino también nacional; se estima para el mismo una población de 351 parejas (29% del total) y 602 territorios de los cuales 251 se encuentran abandonados. Este importante contingente poblacional se extiende por ambos márgenes del río Tajo, ocupando densas formaciones de bosque y matorral mediterráneo y, más raramente pinares de repoblación. Geográficamente ocupa desde las sierras más occidentales (Casas de Millán, Santa Catalina), sierras de Mirabel-Serradilla, Peñafalcón, las Corchuelas, Serrejón, etc.; el límite oriental lo constituye la sierra de Piatones-Miravete, junto a la localidad de Casas de Miravete y hasta casi alcanzar el puerto homónimo y la Nacional V. El grueso de la población se encuentra repartida a lo largo de los riberos y serranías del corazón del parque nacional, con alguna que otra pareja dispersa fuera de los límites de este (Figura 21).

6. Los Ibores: Este núcleo, junto con Cañaverl y Monfragüe, forman en conjunto un arco distributivo a lo largo del centro provincial cacereño. En este núcleo, la especie se distribuye principalmente por la zona más septentrional de la comarca, en las sierras de Higuera, Deleitosa o Campillo de Deleitosa; un pequeño contingente de parejas ocupa el valle de torneros y Castañar de Ibor. Se conocen casi un centenar de territorios (96 TT), de los cuales 60 se encuentran custodiados por parejas activas (PE).

7. Valle del Guadarranque: Esta pequeña colonia de tan solo 4 parejas (PS), se sitúa junto al límite autonómico con Toledo, en la parte baja del río Guadarranque sobre las sierras de Altamira y la Mimblera. Constituida muy probablemente por parejas en expansión pertenecientes a otras colonias mayores, como pueden ser la de los Ibores-Monfragüe o las asentadas en los vecinos montes de Toledo (Castilla-La Mancha).

8. Tajo-Salor: Alberga esta colonia un total de 68 parejas (PE) repartidas, muy definitivamente, a lo largo de los riberos de los ríos Tajo y Salor, en el ámbito geográfico del Parque Natural del Tajo Internacional. En primer lugar, la especie se distribuye por el curso del Tajo y tributarios menores desde el término municipal de Santiago de Alcántara hasta las proximidades de Alcántara, sobre los riberos del embalse de Cedillo. Cabe destacar el alto porcentaje de territorios abandonados (98, el 60%) en todo el núcleo, sobre todo en el sector más occidental de este curso fluvial. Por otro lado, una importante fracción de parejas ocupa actualmente los escarpados riberos del tramo final del Salor (y su tributario, la rivera de la Torre), desde el entorno de Salorino hasta su confluencia con el río Tajo.

COMARCA NÚCLEO POBLACIONAL	POBLACIÓN REPRODUCTORA (PAREJAS)	% POBLACIÓN EXTREMENA	PLATAFORMAS ABANDONADAS	TOTAL PLATAFORMAS	SUPERFICIE COLONIA (PMC; HA)	PAREJAS/ KM ²	PLATAFORMAS/ KM ²
Sierra de Gata-Hurdos	105	8,7	116	221	27.733	0,38	0,80
Hurdos-Granadilla	43	3,6	14	57	13.877	0,31	0,41
Canchos de Ramiro	8	0,7	1	9	131	6,09	6,85
Sierras de Cañaveral	30	2,5	16	46	3.507	0,86	1,31
Monfragüe	351	29,0	251	602	24.436	1,44	2,46
Los Ibores	60	5,0	36	96	14.977	0,40	0,64
Valle del Guadarranque	4	0,3	-	4	1.123	0,36	0,36
Cijara	19	1,6	-	19	6.785	0,28	0,28
Tajo-Salor	68	5,6	98	166	29.139	0,23	0,57
Sierra de San Pedro	522	43,1	280	802	115.157	0,45	0,70
TOTAL EXTREMADURA	1.210	100,0	817	2.027	236.865	0,51	0,85

Tabla 9. Población reproductora (parejas, territorios y densidad) de buitre negro (*Aegypius monachus*) en Extremadura en 2019. Para el cálculo de la densidad se estimó el área del Polígono mínimo convexo (PMC; en ha) formado por las localizaciones (puntos) de las parejas/territorios de cada una de las áreas.

9. Sierra de San Pedro: se trata de la mayor colonia de buitre negro en la región con más de 500 parejas reproductoras estimadas en la actualidad, representando en torno al 43% del total extremeño y más del 15% nacional. El buitre negro ocupa la práctica totalidad de sierras de este conjunto montañoso, desde las proximidades de Valencia de Alcántara al oeste, cerca de la frontera con Portugal, hasta las cercanías de la Vía de la Plata al este. En los últimos años esta colonia se ha expandido geográficamente y un cierto número de parejas se asienta también sobre pequeñas sierras periféricas en áreas de Puebla de Obando, Cordobilla de Lácara, Villar del Rey, o riberos en Arroyo de la Luz. El área destaca por la gran cantidad de sustratos de nidificación para la especie representados por las extensas laderas cubiertas de bosque y matorral mediterráneo, así como de un importante aporte alimenticio procedente del gran número de fincas destinadas a actividades ganaderas y cinegéticas (caza mayor). Desde un punto de vista geopolítico es la única colonia con parejas tanto pacenses (150) como cacereñas, siendo estas últimas mucho más numerosas (más de 350).

10. Cijara: Única colonia exclusiva de la provincia de Badajoz, la cual pese a su reducido tamaño (13 parejas; 1,6 %) se trata de un núcleo histórico para la especie en la región. Posee una distribución circular, constituida por tres subcolonias muy próximas entre sí localizadas en parajes de pinares y bosque mediterráneo de la Reserva Regional de Caza de Cijara, en el extremo nororiental de la provincia (Siberia extremeña) en las localidades de Herrera del Duque, Fuenlabrada y Helechosa de los Montes.

11. Otros: fuera de las colonias/agrupaciones descritas se reparten también por la geografía extremeña una serie de parejas reproductoras independientes y aisladas que no forman parte de colonia alguna. Es de importancia señalar que la totalidad de estas plataformas se encuentran abandonadas en 2019, pero han sido ocupadas por la especie en el pasado, durante el periodo de estudio. En concreto, tales parejas se han registrado en la comarca de La Vera (1), en las inmediaciones del embalse de Alcántara (2) y Sierra de Fuentes (1), en serranías próximas a la Montánchez (5), Villuercas (1) y sierra de Azuaga (1). Esta última colonización, muy próxima al límite provincial con Sevilla, parece deberse a dispersión desde la colonia de la sierra Norte sevillana, hecho que pudiera volver a repetirse en un futuro próximo. Fuera del periodo de estudio existen también registros históricos de nidificación en las últimas décadas en las sierras de Siruela-Garlitos, Cornalvo y sierra de Hornachos, áreas abandonadas actualmente.

Adicionalmente a la población (número de parejas) de cada uno de estos núcleos poblacionales, es de interés el análisis de la densidad poblacional en cada uno de ellos (Tabla 9). Esta medida, no obstante, aun cuando constituye un indicador útil, se haya condicionada por la configuración espacial (PMC) de los nidos en cada una de las colonias consideradas. Así, colonias pequeñas como Canchos de Ramiro, la cual presenta un pequeño número de parejas (8) con una disposición muy agrupada, eleva la densidad de esta área muy por encima del resto. En el caso contrario, colonias enormes como la sierra de San Pedro (más de 500 parejas) ha experimentado una colonización reciente de varias sierras periféricas, habiéndose incrementado notablemente su área de ocupación, descendiendo por ello la densidad de parejas (Tabla 9, Figura 22).

Considerando únicamente los núcleos tradicionales e históricos de reproducción de la especie en Extremadura (Figura 22), destaca sobremanera las densidades alcanzadas por la especie en la colonia de Monfragüe (1,4 parejas/km²), muy superiores al resto de áreas. El

resto de colonias muestra densidades relativamente similares, con un mínimo de 0,23 parejas/km² del Tajo-Salor (condicionada esta igualmente por la forma triangular del PMC de dicha colonia) y un máximo de 0,45 en la ya referida sierra de San Pedro. En este contexto, destaca Monfragüe con gran densidad tanto de parejas como de plataformas (2,46), probablemente como consecuencia de la óptima conservación del medio, el grado de protección de este espacio natural y la ausencia de territorios aptos fuera del parque. Por otro lado, sierra de Gata-Hurdes y sierra de San Pedro se caracterizan también por presentar una gran disponibilidad de entornos aptos para la reproducción, lo que se traduce en una gran densidad de territorios (0,80 y 0,70 respectivamente).

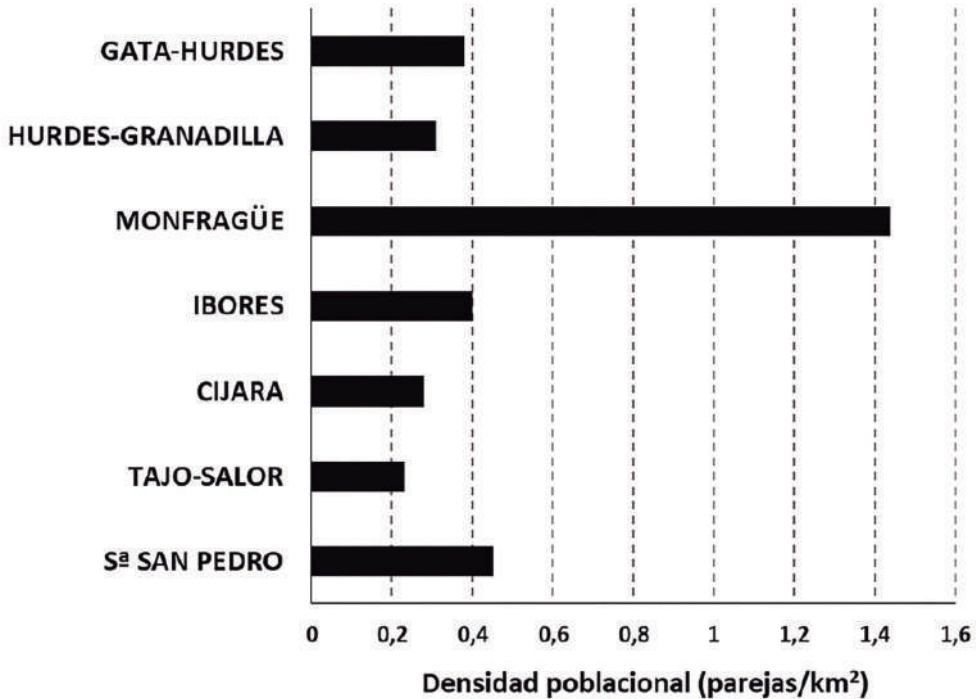


Figura 22. Densidad de parejas reproductoras de buitre negro (*Aegypius monachus*) en los núcleos tradicionales e históricos de reproducción en Extremadura (Censo 2019).

En conjunto y a nivel regional, sumando las áreas de ocupación (PMCs) de las diferentes colonias, la densidad para la especie en la región es de 0,51 parejas/Km² y 0,85 plataformas/Km² respectivamente (Tabla 9).

Desde otro punto de vista, como se observa y para el periodo de estudio, con oscilaciones propias de la dinámica poblacional y espacial de la especie, se ha producido un incremento continuado y “paralelo” tanto del área de ocupación como de la población reproductora en la región (Figura 23). El primero de los parámetros muestra un mayor grado de variación relativa (rango: 84-147%) que el contingente poblacional (91-139%) al ser más sensible la superficie ocupada por las colonias ante el fenómeno descrito anteriormente, la colonización de “áreas externas” al núcleo de las mismas y el consiguiente incremento superficial del polígono formado por estas (Figura 23). Como tal y

ante estos datos, antes que una densificación de los núcleos tradicionales (colonias) de reproducción, la especie está colonizando nuevas áreas, especialmente en las zonas limítrofes a estas agrupaciones reproductoras, pero también en nuevas localidades donde antes no se citaba con este estatus. En la actualidad y en conjunto, el área de ocupación de las distintas colonias extremeñas de buitre negro se estima en unas 237.000 ha (Tabla 9).

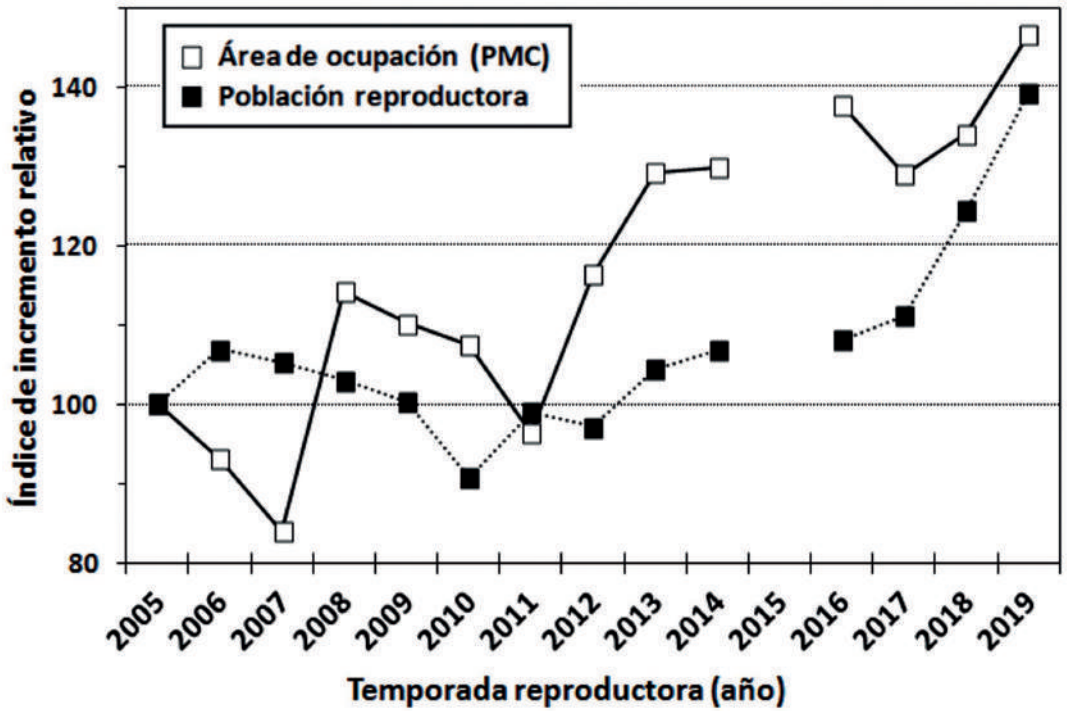


Figura 23. Evolución comparativa de las áreas de ocupación (PMC) y población reproductora de buitre negro (*Aegypius monachus*) en Extremadura durante el periodo de estudio. Se ha considerado el valor de 100 para el valor inicial (2005) de la serie de datos de ambos parámetros.

A nivel local, la especie se encuentra presente como nidificante en un total de 51 municipios extremeños, la mayor parte en la provincia de Cáceres (45) y el resto en la de Badajoz (6). Los términos municipales que albergan mayor número de parejas (y plataformas de nidificación, activas y/o abandonadas) son Cáceres (268), Serrejón (96), San Vicente de Alcántara (93), o las localidades próximas de Jaraicejo, Serradilla y Torrejón el Rubio (60-80) (Tabla 10). Se corresponden con localidades que albergan en sus términos las principales colonias reproductoras de la especie, principalmente sierra de San Pedro y Monfragüe, pero también aparecen en el listado de municipios más importantes algunas colonias menores, como Gata-Hurdes (Santibáñez el Alto, Pinofranqueado) o Tajo-Salor (Membrío, Salorino) (Tabla 10).

12.2. EVOLUCIÓN Y TENDENCIA POBLACIONAL

Los datos de censo utilizados para la realización del presente estudio muestran como el buitre negro mantiene una tendencia creciente en la región durante la última década y media. De forma general, la población ha aumentado desde 869 parejas estimadas en 2005 hasta 1.210 en 2019, lo que supone una tasa de incremento absoluto [Tasa = $((N_{t+a} - N_t) / (N_t)) * 100$] del 39% en dicho intervalo temporal (Tabla 11 y Figura 24).

Anual y estadísticamente, se ha utilizado el índice (K) ideado por Lebreton e Isenmann (1976) [$K = (N_{t+a} / N_t)^{1/a}$] en la cual se relacionan la población inicial (N_t) y final (N_{t+a}) con el número de años transcurridos (a). Los resultados próximos a la unidad implican una estabilidad en la población, menores a esta un decrecimiento poblacional y mayores a uno tendencias positivas. Mediante la aplicación de este índice se ha podido cuantificar un crecimiento medio anual de la población de un 2% ($K=1,02$) en el periodo 2005-2019.

LOCALIDAD (TÉRMINO MUNICIPAL)	COLONIA-NÚCLEO	PAREJAS REPRODUCTORAS	PLATAFORMAS DE NIDIFICACIÓN
Cáceres	Sierra de San Pedro	268	399
Serrejón	Monfragüe	96	165
San Vicente de Alcántara	Sierra de San Pedro	93	136
Jaraicejo	Monfragüe	82	128
Serradilla	Monfragüe	70	115
Torrejón el Rubio	Monfragüe	63	116
Membrío	Tajo-Salor	48	103
Alburquerque	Sierra de San Pedro	47	87
Salorino	San Pedro-Tajo-Salor	46	82
Santibáñez el Alto	Gata-Hurdes	43	81
Pinofranqueado	Gata-Hurdes	33	53
Herreruela	Sierra de San Pedro	30	57
EXTREMADURA (n=51 localidades)	Varias (n=10)	1.210	2.027

Tabla 10. Localidades que albergan las mayores poblaciones reproductoras (y colonias a las que se adscriben) del buitre negro (*Aegypius monachus*) en Extremadura (2019).

Analizando las distintas temporadas se observan dos etapas claramente diferenciadas, una primera que abarca desde 2005 hasta 2010, donde la tendencia poblacional media anual es negativa (-2%; $K=0,98$) y otra desde 2011 hasta 2019 con una tasa de crecimiento anual del 4% ($K=1,04$)(Figura 24).

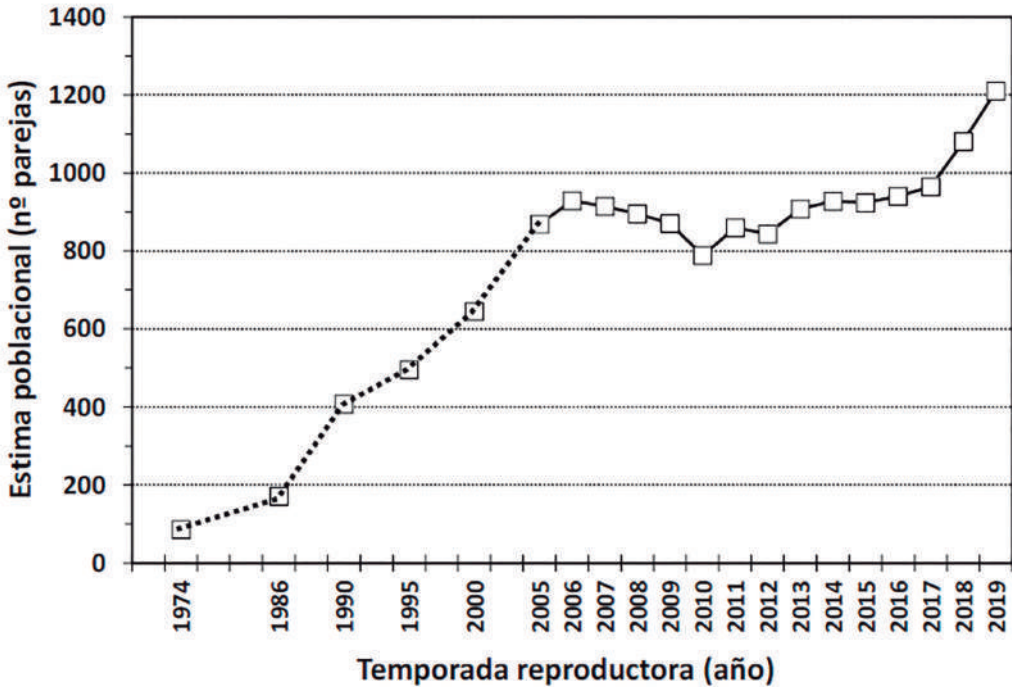


Figura 24. Evolución poblacional del buitre negro (*Aegypius monachus*) en Extremadura (1974-2019). Fuentes: Hiraldo (1974); González et al. (1986); González (1990); Sánchez et al. (1998); Sánchez y Rodríguez (1994); Costillo et al. (2001); DGMN-Junta de Extremadura (2005-2019).

Aunque el incremento poblacional de la especie en nuestra región es real, continuando con la tendencia manifestada en décadas anteriores desde mediados de siglo pasado (Figura 24), hay que tener en cuenta otra serie de factores que pudieran condicionar estos resultados. No cabe duda que desde décadas pasadas y progresivamente se tiene un mejor conocimiento y se lleva a cabo un control cada vez más exhaustivo de estas y otras especies de grandes rapaces por parte de los agentes del medio natural y/o técnicos de la administración ambiental. Sin embargo, la propia dinámica de trabajo y el esfuerzo temporal de este personal no siempre homogéneo y constante, así como las distintas metodologías empleadas para la definición del estatus reproductor/poblacional de la especie a lo largo del tiempo, condicionan parcialmente estos resultados. En este sentido cabe destacar una mayor inversión en personal técnico y esfuerzo de censo en varias colonias en los últimos años (sierra de San Pedro, Gata-Hurdes, etc.), lo cual se ha traducido en un incremento del contingente poblacional en dichas áreas en particular y en la población extremeña en general (ver Tabla 11).

No obstante, otra serie de factores ambientales de diferente tipología pueden haber intervenido también determinando y explicando estos resultados parciales en distin-

tos periodos temporales. Así, la tendencia negativa en la primera etapa del periodo de estudio pudiera deberse a la implantación de las fuertes medidas sanitarias al sector ganadero en relación a la deposición de cadáveres domésticos en el campo, obligándose la retirada y eliminación de los mismos por medio de las autoridades sanitarias (Margalida *et al.*, 2010). Este hecho se llevó a cabo a través del Reglamento de la Comisión Europea 1774/2002, debido a la aparición de diversas enfermedades de fácil transmisión como la encefalopatía espongiforme bovina (EEB) también conocida como “*enfermedad de las vacas locas*”, la lengua azul o la gripe aviar. Por tanto, estas patologías y las normativas promulgadas posiblemente repercutieron en una reducción de la oferta trófica, provocando una disminución del éxito reproductivo y un aumento en la mortalidad de los jóvenes no solo para el buitre negro sino además para el resto de especies carroñeras (Donázar *et al.*, 2009). Prueba de ello fue el alarmante número de ejemplares jóvenes desnutridos tanto de buitre negro como de buitre leonado, que ingresaron en los Centros de Recuperación de Fauna Silvestre de Extremadura en 2006 (Fuente: Base de datos de ingresos en los Centros de recuperación de Extremadura; datos inéditos).

Además, este periodo (2005-2010) se caracterizó por la aparición de notables episodios de envenenamientos para la especie (de la Bodega *et al.*, 2020), por lo que no se descarta este fenómeno como otro negativo modulador de su población.

Por el contrario, a partir de 2011 la tendencia general positiva podría ser el resultado de las medidas adoptadas por las autoridades e instituciones competentes en los años previos, tanto en materia de aporte alimenticio suplementario como en la lucha contra diversas amenazas (veneno principalmente). En particular y como medidas paliativas, se aprobaron la creación y regulación de lugares específicos de alimentación suplementaria para estos animales (muldares) en las principales áreas de ocupación de la especie en Europa (Real Decreto 1098/2002 y sucesivas decisiones de la Comisión Europea 2003/322/CE, 2004/455/CE, 2005/830/CE, 2009/247/CE, 2010/780/UE y 2011/142 CE). Asimismo, la región promovió la creación de la Comisión Mixta de Ecotoxicología de Extremadura en 2010, con el objetivo de erradicar los episodios de envenenamientos en el medio natural, aprobando más tarde (2015) la “*Estrategia extremeña contra el uso ilegal de cebos envenenados*” potenciando aún más la eliminación de esta lacra en la región.

El crecimiento de la población regional en su conjunto es el resultado, analizando las distintas colonias, de un crecimiento poblacional manifiesto en la práctica totalidad de estas (Tabla 11). Como tal y teniendo en cuenta nuevamente tan solo los grandes y tradicionales núcleos de población para la especie (Figura 25), más estables a lo largo del tiempo y menos susceptibles a cambios repentinos en el número de parejas que las pequeñas colonias, se observa cómo se han producido importantes incrementos poblacionales en colonias como los lbores (6% anual; 130% absoluto), Cijara (5%; 110%) o la sierra de San Pedro (4%; 84%); áreas como la sierra de Gata-Hurdes-Granadilla o Tajo-Salor muestran ligeros incrementos, cercanos a la estabilidad poblacional. Colonias pequeñas y de reciente aparición (Canchos de Ramiro, sierras de Cañaveral y valle del Guadarranque) alcanzan por su parte, habida cuenta las circunstancias anteriormente apuntadas, tasas de crecimientos global muy elevadas (700, 500 y 400% respectivamente) (Tabla 11).

Únicamente Monfragüe, lastrado por una población inicial en el periodo de estudio muy elevada (368 parejas) ha perdido (-5%) población reproductora (Figura 26). No obstante, este resultado puede explicarse por la rígida delimitación administrativa-espacial de esta colonia, restringida al espacio natural del Parque Nacional y áreas inmediatas; tan es así, que durante el periodo analizado la considerada como "colonia de Monfragüe" no ha expandido prácticamente su área de ocupación (23.500 vs. 24.400 ha.; más de un 3%). Sin embargo, el enorme crecimiento demostrado por colonias cercanas y satélites a esta (Ibores y sierras de Cañaveral), las de mayor crecimiento de Extremadura, pone de manifiesto un excelente estado y éxito de la misma, actuando como área fuente para estas colonias próximas. La sierra de San Pedro en cambio, con una mayor disponibilidad espacial donde acoger parejas reproductoras y sin un límite administrativo-geográfico estrecho, muestra un incremento continuo tanto poblacional (4% anual; 84% absoluto) como espacialmente (73.000-115.000; más de un 57%) (Figuras 26 y 27). Este incremento, no obstante, se ha producido principalmente en los últimos años, probablemente como un resultado del mayor esfuerzo temporal y personal invertido en esta área (ver antes).

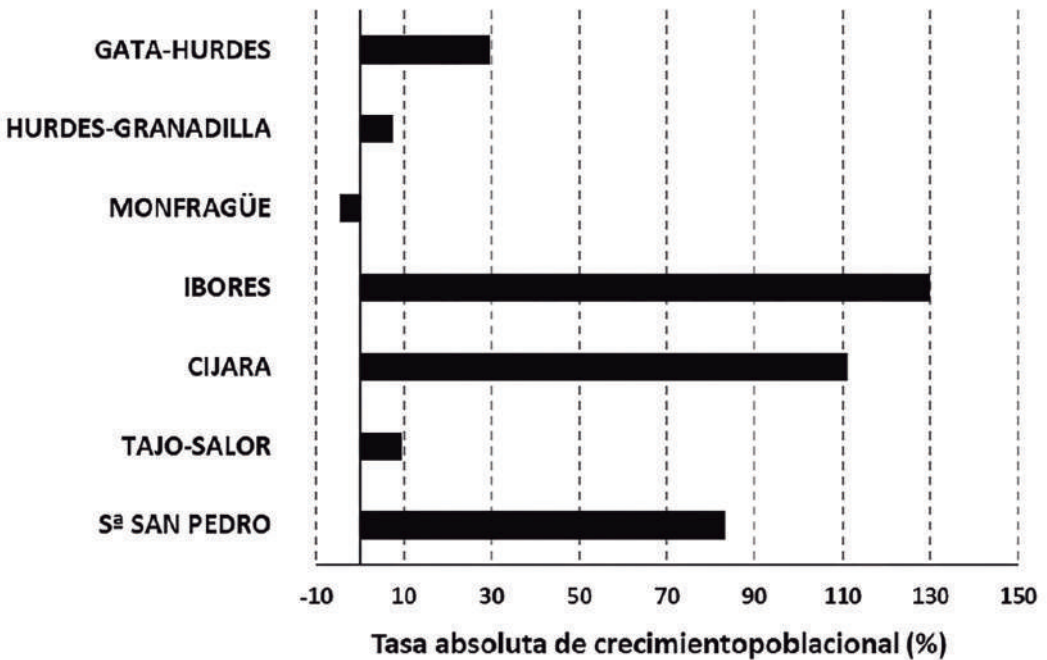


Figura 25. Tasas de crecimiento poblacional absoluto (%) de la población reproductora de buitre negro (*Aegypius monachus*) en los núcleos tradicionales e históricos en Extremadura (2005-2019).

COMARCA	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Sierra de Gata-Hurdes	81	94	101	114	108	95	143	145	164	111	134	115	127	110	105
Hurdes-Granadilla	40	39	40	39	37	43	36	32	35	34	33	41	33	42	43
Canchos de Ramiro	1	1	1	1	2	3	3	4	6	5	7	7	9	8	8
Sierras de Cañaverál	5	4	5	6	7	10	8	8	11	14	18	18	17	22	30
Monfragüe	368	326	—	311	292	223	—	236	262	312	284	283	308	357	351
Los Ibores	26	54	—	38	43	40	40	45	60	51	47	57	53	52	60
Valle del Guadarranque	0	0	0	0	0	0	2	2	4	4	4	4	4	4	4
Cijara	9	10	10	5	5	5	5	10	13	16	16	17	18	17	19
Tajo-Salor	—	63	72	44	44	59	81	45	33	40	66	74	60	82	69
Sierra de San Pedro	284	336	321	335	333	311	314	317	320	340	314	323	336	387	521
Otros	2	2	1	2	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0
TOTAL EXTREMADURA⁽¹⁾	869	929	915	895	871	789	860	844	908	928	924	940	965	1.081	1.210

Tabla 11. Evolución de la población reproductora (en número de parejas) de Buitre negro (*Aegypius monachus*) en las distintas colonias de la especie en Extremadura en el periodo de estudio. Fuente: DGMMA - Censo de Especies Protegidas de Extremadura.

Desde un punto de vista histórico y excepción hecha de algunas fases (ver antes), la tendencia poblacional de la especie ha estado marcada por un constante crecimiento poblacional desde las últimas décadas del siglo pasado (Figura 24; Tabla 12). Así, los primeros trabajos de Hiraldo (1974) cifraban la población conocida en apenas 86 parejas reproductoras “únicamente” en Monfragüe y San Pedro (Figura 26), por lo que la población real probablemente fuese mayor. No en vano, Garzón (1968, 1974) ya señaló la presencia de la especie como nidificante en la sierra de Gata extremeña, estimando su población en el conjunto de este sistema montañoso salmantino-cacereño en unas 40 parejas. Posteriores censos nacionales (González *et al.*, 1986 y González, 1990) señalaron contingentes regionales que duplicaban la población reproductora tras cada estudio. En esta línea, sucesivos trabajos (Sánchez *et al.*, 1998; Sánchez y Rodríguez, 1994; DGMA-Junta de Extremadura y Costillo *et al.*, 2001) continúan afirmando un continuo incremento poblacional que se ha sucedido hasta la actualidad, hasta las más de 1.200 parejas estimadas. La tendencia regional para el buitre negro se ha mantenido por tanto positiva, con una tasa de crecimiento medio anual del 7% y absoluta del 1.300% en este periodo histórico de 50 años (1974-2019; Tabla 12).

Esta tendencia creciente y constante a lo largo del tiempo (Figura 24) se debe con toda seguridad a un importante crecimiento real de la población como resultado de las medidas de conservación adoptadas, pero también del mejor y continuado conocimiento de la especie y su distribución a lo largo del tiempo, especialmente a partir de la segunda mitad de la década de los 80 con la creación de la Dirección General de Medio Ambiente de la Junta de Extremadura. Anteriormente a ello, los primeros censos se encuentran definidos por la falta de precisión, debido entre otros factores a la dificultad propia de estos, inexistencia de muestreos previos, escasez de personal técnico y al estudio incompleto del territorio.

La evolución poblacional de las principales colonias (sierra de San Pedro, Monfragüe y Gata-Hurdes-Granadilla) a lo largo de este periodo mantiene de forma general la tendencia positiva, con ciertas oscilaciones señaladas anteriormente en este mismo apartado (Figura 26).

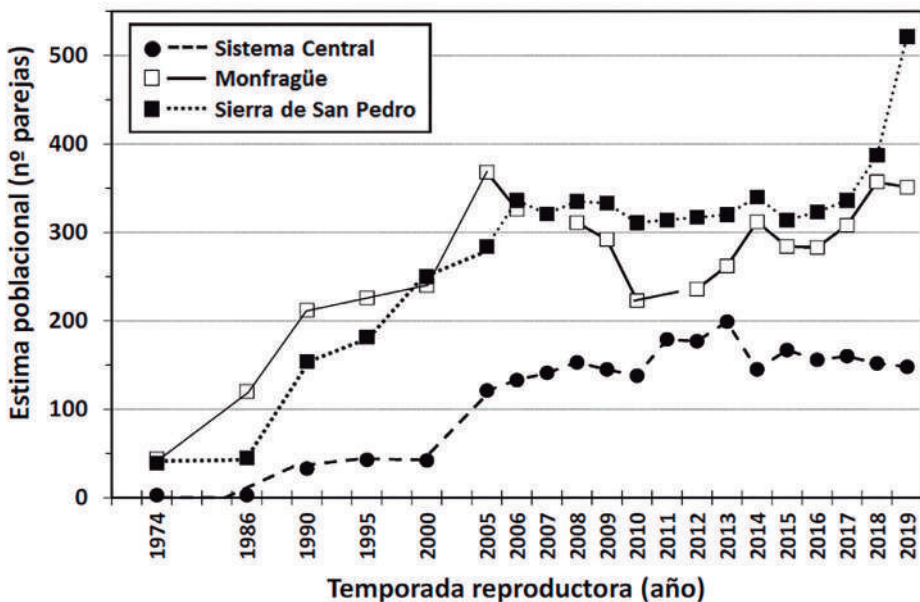


Figura 26. Evolución histórica (1974-2019) de la población de buitre negro (*Aegypius monachus*) en las principales colonias extremeñas. Fuentes: ver Figura 17.

ÁREA/AÑO	1974 ¹	1986 ²	1989 ³	1990 ⁴	1991 ⁴	1992 ⁴	1993 ^{4,5}	1995 ⁶	1998 ⁷	1999 ⁷	2000 ⁷	2005 ⁸	2019 ⁸
Sierra Gata	3	3	14	33	38	36	39	43	42-47	41-42	42		
Las Hurdes					1	2	4	7	7	10	12	121	148
Granadilla					5	7	10	7	9-10	12	12		
Alagón		1				1	1		0	0	1	1	8
Monfragüe	44	120	197	212	230	207	216	226	204-223	237-241		368	351
Los Ibores		2	7	7	12	14	13	8	6-8	6	6	26	60
San Pedro - Tajo	39	45	121	154	160	179	167	197	176-188	230-237	290-296	284	590
Cijara					1	6	2	7	9	9	11	9	19
La Siberia						1	0	1	1	1	0	0	0
EXTREMADURA	86	171	342	408	449	456	455	496	462-501	546-558	639-650	869	1.210

Tabla 12. Evolución poblacional del buitre negro (*Aegyptius monachus*) en Extremadura desde 1974 hasta la actualidad (2019). Fuentes: Hiraldo (1974)¹; González et al. (1986)²; González (1990)³; Sánchez et al. (1998)⁴; Sánchez y Rodríguez (1994)⁵; DGMA, Junta de Extremadura⁶; Costillo et al. (2001)⁷; Presente estudio, DGMA - Junta de Extremadura⁸.

Como se observa (Figura 26), la tendencia mostrada por cada una de estas áreas es sumamente positiva teniendo en cuenta el reducido número de parejas controladas en el primer año, dando como resultado para las mismas tasas de crecimiento anual y absoluto muy elevadas para este periodo. Así, las tasas de crecimiento medio anual se han situado por encima del 5% ($K=1,06$, $K=1,05$ y $K=1,09$) para la sierra de San Pedro, Monfragüe y sistema Central (Gata-Hurdes-Granadilla) respectivamente, mostrando asimismo esas colonias tasas de crecimiento absoluto enormes, por encima del 1.000% en todos los casos.

Estudiando de forma particular las dos poblaciones más importantes de la región, sierra de San Pedro y Monfragüe, cuyas estimas históricas son mucho más fiables que en otros casos, se puede afirmar como la importancia relativa de estas sobre todo el conjunto de la población regional ha perdido peso a medida que el resto de las colonias aumentan su tamaño. Estos dos grandes bastiones para la especie supusieron casi la totalidad de la población extremeña en los primeros años, reduciendo su importancia hasta el 60-70% en la última década (Figura 27).

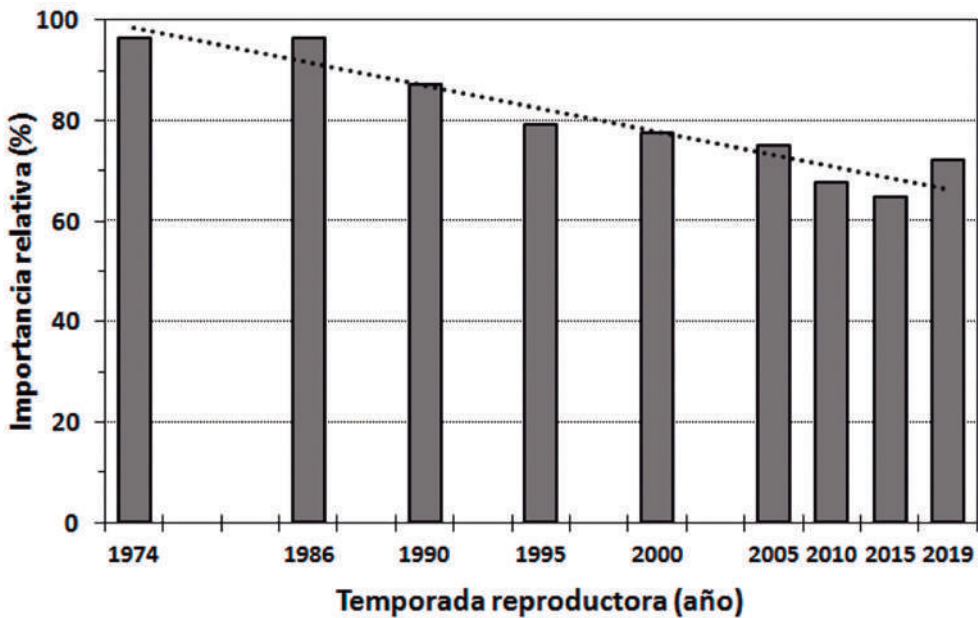


Figura 27. Importancia relativa (%) y tendencia de las principales colonias (Monfragüe y sierra de San Pedro) de buitre negro (*Aegypius monachus*) sobre el total poblacional de Extremadura (1974-2019).

13. LA ESPECIE Y LOS ESPACIOS PROTEGIDOS DE EXTREMADURA

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

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

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

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

Sobre esta base y tipología de áreas y en base a los datos disponibles se puede decir que en la actualidad un total de 1.133 parejas, más del 93% de la población reproductora y 771 plataformas/territorios abandonadas/os (94,4%), se encuentran dentro del conjunto de áreas protegidas de Extremadura (Tabla 13 y Figura 28).

	PAREJAS ESTIMADAS (PS+PP)	PLATAFORMAS ABANDONADAS (TA)	TOTAL PLATAFORMAS (TT)
RENPEX	896 (74,0%)	603 (73,8%)	1.499 (73,9%)
Natura 2000 (ZEC+ZEPA)	1.130 (93,4%)	764 (93,5%)	1.894 (93,4%)
ZEPA	1.121 (92,6%)	762 (93,3%)	1.883 (73,9%)
Áreas protegidas (RENPEX + Natura 2000)	1.133 (93,6%)	771 (94,4%)	1.904 (93,9%)
Áreas no protegidas	77 (6,4%)	46 (5,6%)	123 (6,1%)
EXTREMADURA	1.210 (100,0%)	817 (100,0%)	2.027 (100,0%)

Tabla 13. Distribución de la población reproductora (número y porcentaje) de buitre negro (*Aegypius monachus*) en la Red de Espacios Protegidos de Extremadura en 2019.

Concretamente, en torno al 75% de las parejas (896) y territorios (1.499) se encuentran en espacios RENPEX con una elevada figura de protección (Parques Nacionales, Parques Naturales, Reservas Naturales o zonas ZIR, antes ZEPAS). Este porcentaje se eleva por encima del 93% de la población cuando se consideran espacios de la Red Natura 2000, de los cuales la práctica totalidad de las parejas/territorios se encuentran en zonas ZEPA (92,6%)(Tabla 13). No obstante, hay que tener en cuenta el solapamiento entre figuras de protección, por lo que un mismo territorio puede pertenecer simultáneamente a varias de estas (Figura 28).

El gran número de parejas de buitre negro dentro de espacios protegidos en la región se debe precisamente a la estrecha relación que guardan ambos elementos entre sí; no en vano, muchos de los espacios naturales protegidos de Extremadura se catalogaron como tal en función de la distribución de grandes rapaces amenazadas, donde el buitre negro, junto a especies como el águila perdicera (*Aquila fasciata*), alimoche (*Neophron percnopterus*) o cigüeña negra (*Ciconia nigra*) tuvo un papel decisivo en la elección y delimitación espacial de estas áreas. En cualquier caso, este elevado porcentaje de parejas/territorios dentro de espacios protegidos pone de manifiesto la idoneidad del diseño y declaración de estos lugares para la protección de estas y otras especies de grandes rapaces.

Las principales áreas protegidas para el buitre negro, por tanto, que albergan un mayor número de parejas y territorios asentados dentro de este tipo de espacios son: la sierra de San Pedro (ZIR-ZEPA) con más de 500 parejas y casi 800 plataformas y la ZEC-ZEPA “Monfragüe y Dehesas del Entorno” (378 parejas y 640 territorios), dentro de esta última la mayor parte de las parejas (87%) se encuentran dentro de los límites del Parque Nacional. Por otro lado, con poblaciones mucho más moderadas (60-70 parejas) encontramos la ZEC-ZEPA “Sierra de Gata y Valle de Pílas” (73) y el Parque Natural del Tajo Internacional (58) (Figura 29). Por último, y de forma menos ostentosa, con poblaciones inferiores a las 40 parejas, todas pertenecientes a la Red Natura 2000, tenemos espacios como la ZEPA “Canchos de Ramiro y Ladronera” (35), ZEC-ZEPA “Las Hurdes” (33) y ZEC-ZEPA “Granadilla-Embalse de Gabriel y Galán” (24) (Tabla 14).

A su vez, la pequeña población del valle del Guadarranque se encuentra en otra área de protección como es “Sierra de las Villuercas y Valle del Guadarranque”, del mismo modo parte de la colonia del Cijara, pertenece a la figura de protección de “Puerto Peña-Los Golondrinos” además de pertenecer a la Reserva de la Biosfera de la Siberia (Figura 28 y 30).

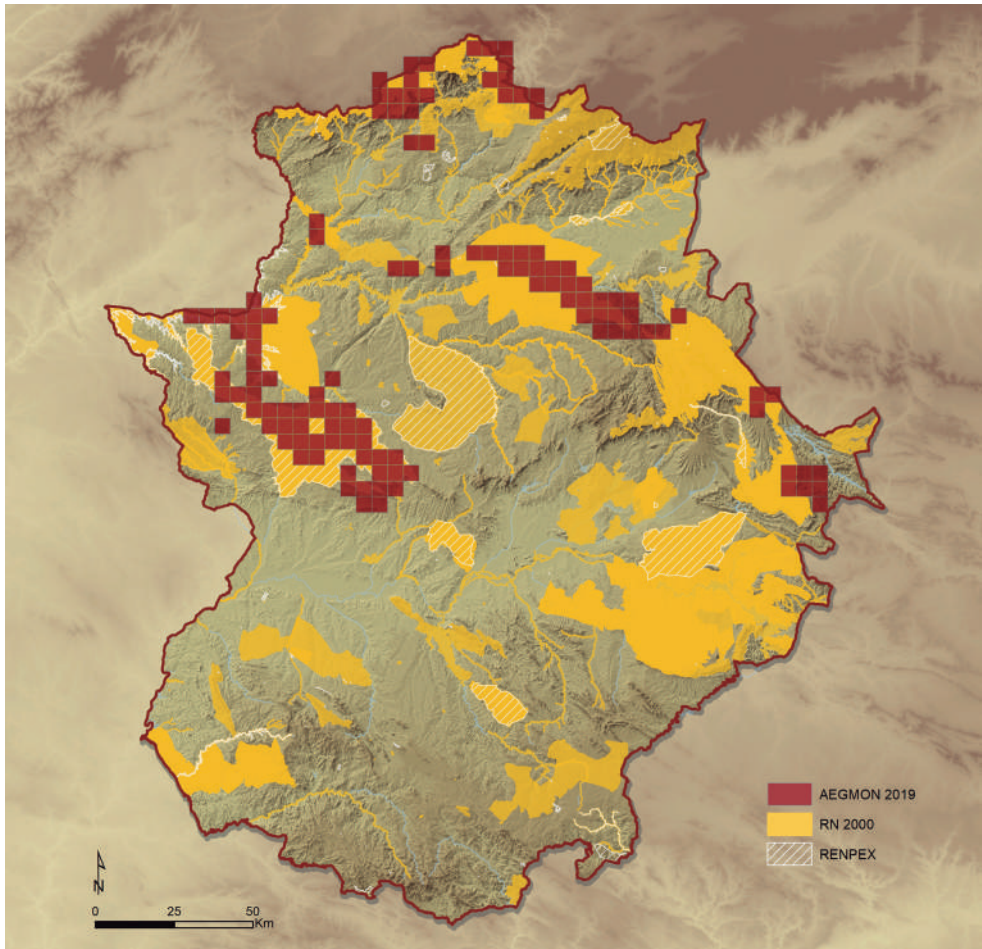


Figura 28. Relación de los territorios de buitre negro (*Aegypius monachus*) con la Red de Áreas Protegidas (RENPEX y Red Natura 2000) de Extremadura en 2019.

Como resultado, menos del 6,5% de las parejas de la región (77) se encuentran en áreas sin ningún tipo de protección; por norma general son parejas/plataformas colindantes a las grandes colonias y por consiguiente se trata de prolongaciones de estas como resultado de la expansión natural de la especie. Por otro lado, gran parte de la colonia del Cijara, perteneciente a la comarca de La Siberia al este de Badajoz, sí presenta este desamparo en cuanto al grado de protección se refiere, localizándose la mayor parte de estos territorios en áreas no protegidas.



Figura 29. El Parque Natural del Tajo Internacional (Cáceres), una de las principales áreas protegidas para el buitre negro (*Aegypius monachus*) en la región, donde se asientan unas 60 parejas reproductoras. Autor: Casimiro Corbacho.



Figura 30. Entorno del embalse del Cijara al este de la provincia de Badajoz, donde se localiza la única colonia de buitre negro (*Aegypius monachus*) sin catalogaciones de protección. Autor: Casimiro Corbacho.

Por último, en cuanto a los territorios abandonados dentro de estos espacios naturales protegidos, encontramos en 2019 un total de 817 (40%), de los cuales muchos de ellos se suponen plataformas alternativas para la especie. Cabe señalar, el Parque Natural del Tajo Internacional y la ZEC-ZEPA “Sierra de Gata y Valle de las Pilas” como las colonias con mayor tasa de abandono, ambas por encima del 50% (59% y 54% respectivamente)(Tabla 14).

RED/ESPACIO NATURAL	PAREJAS ESTIMADAS (PS+PP)	PLATAFORMAS ABANDONADAS (TA)	TOTAL PLATAFORMAS (TT)
ZIR-ZEPA Sierra de San Pedro	510	276	786
Parque Nacional de Monfragüe*	328	244	572
ZEC-ZEPA Monfragüe y Dehesas del Entorno*	378	262	640
Parque Natural del Tajo Internacional	58	83	141
ZEC-ZEPA Sierra de Gata y Valle de las Pilas	73	87	160
ZEPA Canchos de Ramiro y Ladronera	35	17	51
ZEC-ZEPA Las Hurdes	33	30	63
ZEC-ZEPA Granadilla-Embalse de Gabriel y Galán	24	7	31
TOTAL EXTREMADURA	1.210	817	2.027

Tabla 14. Espacios naturales protegidos que albergan las mayores poblaciones reproductoras o territorios del buitre negro (*Aegypius monachus*) en Extremadura. *Solapamiento de figuras de protección y/o superficie.

Otros autores en trabajos previos sobre la especie en la región, exponen asimismo como gran parte de la población de buitre negro en Extremadura se encuentra tradicionalmente dentro de áreas protegidas. Sánchez y Rodríguez (1994) comentan como casi el 50% de la población de la especie se encuentra en Parques Naturales y Gragera (1994) cita colonias pacenses tanto en la Reserva Nacional de Caza de Cijara como en el Parque Natural de Cornalvo. Del mismo modo, Costillo (2005) manifiesta como las principales poblaciones de la especie se encuentran en Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPAs de Monfragüe y sierra de San Pedro). Todo ello demuestra la estrecha relación entre estas áreas y la especie desde hace ya varias décadas, hecho este que podría estar relacionado muy posiblemente con la mejora demográfica de la especie en Extremadura (ver “12.2. Evolución y tendencia poblacional”).

14. SELECCIÓN DE HÁBITAT

El término "hábitat" en general hace referencia al conjunto de factores geográficos, físicos, y biológicos que interfieren la supervivencia y eficacia biológica de una especie; mientras, la "selección de hábitat" comprende el proceso jerárquico de respuestas conductuales que pueden resultar en el uso/selección de algunas de estas variables y que influyen sobre su presencia y/o abundancia en una localidad determinada (Hutto, 1985; Block y Brennan, 1993). El hábitat de una especie estaría pues definido por una serie de variables físicas o bióticas 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). Desde otro punto de vista, el estudio de estos patrones de distribución tiene un gran potencial para proporcionar información que puede ser útil en el manejo de especies y 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 Sobrón, 2012) y acaban ofreciendo importantes herramientas para la conservación y gestión de esta (Jiménez-Valverde y Lobo, 2007).

Desde otro punto de vista, 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). Mientras que los patrones uniformes generalmente se dan en poblaciones en las que los individuos son territoriales y los recursos se encuentran distribuidos regularmente; 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 tanto, constituyen zonas de gran valor para la conservación de sus poblaciones.

14.1. MACROESCALA: ANÁLISIS DE FAVORABILIDAD. PAISAJE

Para evaluar el estado de conservación de una especie y proponer medidas efectivas para la mejora de sus poblaciones mediante la gestión y conservación del hábitat, es necesario no solo conocer la distribución de dicha especie sino también los factores ambientales, geográficos y bióticos que determinan la localización de sus territorios, lugares de nidificación, alimentación, etc. El análisis de estos factores a distintas escalas geográfico-ambientales mediante los modelos de distribución de especies son hoy día ampliamente utilizados (Barbosa *et al.*, 2013) en ecología, conservación y gestión de la propia especie (Jiménez-Valverde y Lobo, 2007).

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 escala (Johnson, 1980; Jones y Robertson, 2001). Se ha sugerido que estos procesos afectan a la selección de los lugares de nidificación (Martínez *et al.*, 2003; Orians y Wittenberger, 1991), 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 desarrollar una estratificación en muestreos para la investigación y el seguimiento (Cowardin *et al.*, 1995; Johnson *et al.*, 2009).

Estos modelos atienden a la necesidad de conocer las razones por las cuales un evento (presencia de la especie) se da en un punto determinado y la probabilidad que hay que tal situación se dé en cualquier punto de su teórica área potencial de distribución. Los modelos basados en la probabilidad de ocurrencia de las especies pueden desarrollarse mediante herramientas diversas, pero existen algunas diferencias entre ellas (Real *et al.*, 2006).

En el caso de los derivados directamente de una clasificación mediante una regresión logística, se produce un sesgo hacia el evento más abundante en la muestra (presencia o ausencia de la especie) (Real *et al.*, 2006), circunstancia esta que es independiente del modelo (Hosmer y Lemeshow, 1989; Rojas *et al.*, 2001). Por lo tanto, si la proporción en el territorio estudiado de presencias y ausencias no es uniforme, difícilmente la probabilidad de presencia de la especie en un punto dado se ajustará a la realidad, ya que el modelo sesgará esta probabilidad hacia el evento más abundante (Real *et al.*, 2006). Para solucionar algunos de los problemas planteados por la desigual frecuencia de presencias/ausencias en los estudios de distribución de especies (Real *et al.*, 2006) proponen la función de favorabilidad que proporciona valores conmensurables independientemente de cuál sea la proporción de presencia/ausencia en nuestros datos. En este caso, la favorabilidad mide el grado en que las condiciones locales permiten una probabilidad mayor o menor que la esperada por azar (esta probabilidad al azar se define como la prevalencia total del evento; Acevedo y Real, 2012).

Por ello en el presente apartado se pretende acometer el modelo de distribución del buitre negro 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 *et al.*, 2018; Romero *et al.*, 2019). Para el desarrollo del modelo de favorabilidad, se han considerado factores antrópicos, físicos, climáticos, del uso del suelo, del paisaje y de vegetación (ver Anexo 1).

14.1.1. Material y métodos

El buitre negro utiliza paisajes sinuosos y abiertos en sus vuelos durante la búsqueda de alimento, puesto que ofrecen recursos tróficos de más fácil aprovechamiento y explotación (Fargallo *et al.*, 1998; Donázar *et al.*, 2002; Poirazidis *et al.*, 2004). Para el estudio de la selección del hábitat que realiza la especie en el presente trabajo, se han empleado variables previamente utilizadas en otros estudios; han sido la fisiografía, el clima, los usos del suelo, la estructura del paisaje o el grado de perturbación por parte del ser humano (Hiraldo, 1977; Donázar, 1993; Poirazidis *et al.*, 2004; Morán *et al.*, 2006a, 2006b; Moreno-Opo *et al.*, 2012),



Figura 31. Buitre negro (*Aegypius monachus*) sobrevolando las sierras centrales de la provincia pacense (sierra Grande de Hornachos, Badajoz). Autor: José María Guzmán.

14.1.1.1. Obtención y descripción de los datos y variables utilizadas

La base del presente estudio lo constituyen los datos de censo y distribución (localización) de las parejas reproductoras de buitre negro en Extremadura, lo cuales provienen de los censos anuales de la Dirección General de Medio Ambiente de la Junta de Extremadura en el periodo de estudio (2005-2019).

Para llevar a cabo el análisis de la favorabilidad en el área de estudio se tomó como base geográfica las cuadrículas UTM de 10 x 10 kilómetros (Muñoz *et al.*, 2005), considerándose como favorables aquellas que han tenido al menos una presencia de la especie como reproductora (pareja segura o probable) en el periodo de estudio. El tamaño de cuadrícula seleccionado ha sido utilizado con anterioridad en otros estudios de rapaces (Carrete *et al.*, 2000; Muñoz *et al.*, 2005; Tapia *et al.*, 2007; Di Vittorio *et al.*, 2012).

Analizando la frecuencia acumulada de presencia de la especie en estas cuadrículas (Figura 32), tras los primeros periodos su número se estabiliza con incrementos muy inferiores a los alcanzados anteriormente. Según ello, se estableció el periodo 2017-2019 como el indicador idóneo de su localización actual en Extremadura, acumulando dicho periodo el 95% del total del área de presencia de la especie en los últimos 10 años (2010-2019). Siguiendo este criterio, se optimiza el mayor número de cuadrículas con el menor número de años, evitando así la inclusión de territorios abandonados por la especie que no sean representativos para su distribución espacial actual. De acuerdo con este protocolo, se obtuvieron 69 de un total de 516 cuadrículas UTM con presencia de la especie, es decir, el 14,2% del territorio extremeño (Figura 33).

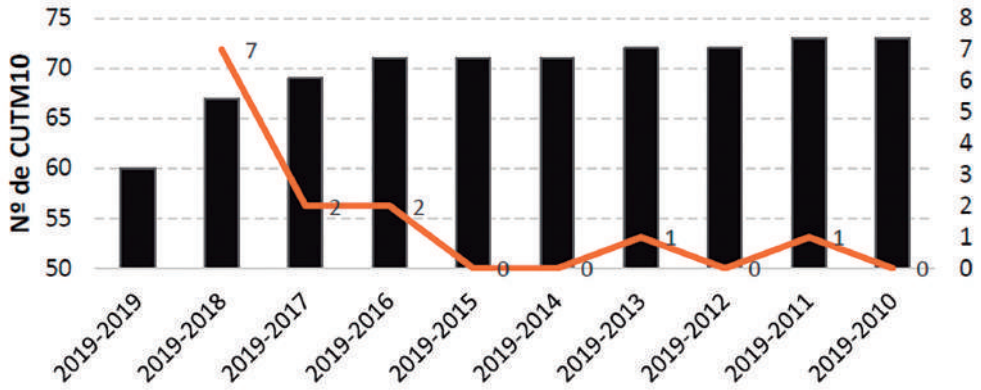


Figura 32. Número de cuadrículas UTM 10X10 km con presencia del buitre negro (*Aegypius monachus*) en Extremadura por periodos acumulativos (negro) e incremento respecto al periodo anterior (naranja).

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

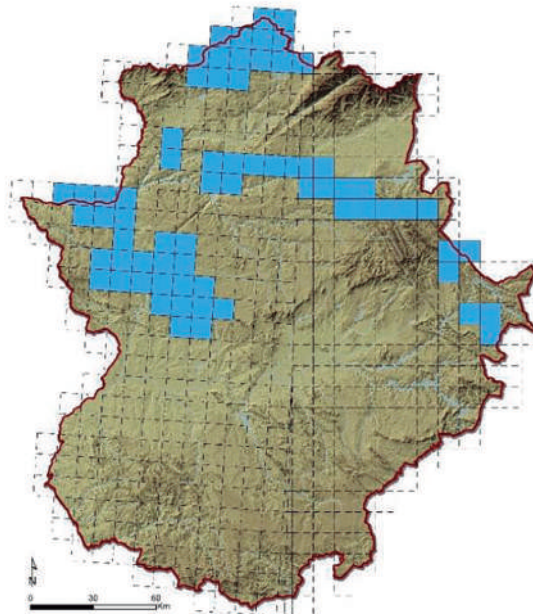


Figura 33. Presencia del buitre negro (*Aegypius monachus*; azul) en la malla de cuadrículas UTM de 10x10 km en Extremadura.

14.1.1.2. Análisis de los datos

Para cada cuadrícula se calcularon los datos medios de las variables anteriores a considerar en el modelo de favorabilidad. Para ello, se utilizaron las herramientas de estadística zonal del software ArcGIS 10.1, salvo los datos de porcentaje de usos del suelo que fueron calculados mediante la intersección de las capas vectoriales de las cuadrículas UTM y la cartografía del Corine Land Cover, utilizándose para ello el mismo software. Los cálculos y tratamientos estadísticos de estos datos para el análisis de la favorabilidad se realizaron mediante el software SPSS versión 27 y hojas de cálculo Excel del paquete Microsoft Office 365.

Inicialmente y sobre el conjunto del total de 78 variables se llevó a cabo un análisis de regresión logística binaria de la presencia/ausencia de la especie respecto a cada una de ellas a fin de obtener un subconjunto de variables predictivas significativas (Muñoz y Real, 2006). Se obtuvo la significancia individual de cada variable dentro del modelo y se seleccionaron aquellas bajo una Tasa de Descubrimiento Falso (FDR, siglas del inglés *False Discovery Rate*) (Benjamini y Hochberg, 1995) de $q < 0.05$ (Benjamini y Yekutieli, 2001). Esta metodología ha sido propuesta en investigaciones de procesos ecológicos para evitar el aumento de hallazgos falsos cuando se analiza un gran número de variables debido al aumento del error de tipo I (García, 2003).

Las variables seleccionadas mediante la técnica anterior se utilizaron de nuevo en un análisis de regresión logística binaria por pasos hacia adelante como variables independientes y la relación de presencias y ausencias del buitre negro 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 obtuvieron 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 obtuvieron los valores de probabilidad total de presencia de la especie para cada cuadrícula UTM, calculados según la función:

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

donde P es la probabilidad de presencia de la especie, e es la base del logaritmo neperiano e ; y es una combinación lineal de variables seleccionadas, obtenida mediante la siguiente fórmula: en la que donde α es una constante, x_n las variables que actúan como predictores espaciales, β_n sus respectivos coeficientes de peso en el modelo.

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

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

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

Siendo F 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 frente a 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 en el modelo, indicando el grado que esos factores favorecen (1) o desfavorecen (0) la presencia de la especie.

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

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

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

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

14.1.2. Evaluación del modelo

Como primer paso para la evaluación de los resultados se obtuvo la bondad de ajuste del modelo Hosmer y Lemeshow (HyL), donde se evalúa el ajuste global, especialmente para los modelos con covariables continuas y en estudios con tamaños de muestra pequeños como es el caso del buitre negro, siendo 1 si el ajuste de la probabilidad predicha se ajusta a la variable y buscando que no haya una significación ($HyL > 0,05$) de las diferencias esperadas de probabilidad respecto de las observadas mediante una prueba chi-cuadrado (Hosmer y Lemeshow, 1989). En segundo lugar, se calculó el área bajo la curva (AUC), siendo la capacidad para clasificar correctamente los resultados cuanto más alto sea este valor ($AUC \rightarrow 1$), considerándose resultados inadecuados los cercanos a 0,5 (Fielding y Bell, 1997). Por último, mediante una matriz de confusión se evaluaron los resultados de favorabilidad que dependen del número de presencias/ausencias de la especie en cada una de las cuadrículas UTM, estableciendo el límite para considerar favorable o desfavorable una cuadrícula el valor de 0,5 (Anderson *et al.*, 2003). En concreto la subestima de la predicción (UPR, de sus siglas en inglés *Under Prediction Rate*), que establece el índice de zonas con presencia localizadas en cuadrículas por debajo del límite de favorabilidad ($< 0,5$); y la tasa sobreestima de la predicción (OPR, en inglés *Over Prediction Rate*), que indica la cantidad de zonas con ausencia que estima como alta favorabilidad (Barbosa *et al.*, 2013).

14.1.3. Resultados

En el estudio de selección a nivel del paisaje que realiza el buitre negro y que configura su modelo de distribución espacial en la comunidad extremeña, la técnica FDR mostró un resultado de 45 variables significativas, las cuales fueron incluidas en el modelo final de regresión logística por pasos. Este modelo (5 pasos), constituyó finalmente 5 variables explicativas estadísticamente significativas en todos los casos ($< 0,05$; Tabla 15). Tres de ellas se mostraron una relación (β) positiva (densidad de ciervos y superficie cubierta por matorral y alcornoque respectivamente) y dos de ellas negativa (densidad de ganado porcino y de caza menor).

Las variables con mayor peso en el modelo (Wald) fue respectivamente y por este orden, la densidad de caza menor, la densidad de ciervos y la fracción de cubierta de alcornoque; por su parte, el matorral y la densidad de ganado porcino, entrando estas en el último paso del modelo, fueron las variables que menos peso tuvieron (Tabla 15).

	VARIABLES	β	E.T.	WALD	SIG.	EXP(B)
1	CIERVO (+)	0,065	0,019	12,242	0,000	1,067
2	MAT (+)	0,022	0,009	6,386	0,012	1,022
3	CAZAME (-)	-0,101	0,025	15,762	0,000	0,904
4	QUESUR (+)	0,131	0,041	10,283	0,001	1,140
5	DENPOR (-)	-1,717	0,695	6,114	0,013	0,180
	CONSTANTE	-1,430	0,432	10,973	0,001	0,239

Tabla 15. Variables incluidas en la regresión logística por pasos (5) 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 del modelo indican un buen ajuste de la capacidad de discriminación de los resultados con un área bajo la curva del 90% (AUC=0,895), no encontrándose diferencias significativas entre lo observado y lo esperado en la prueba de Hosmer y Lemeshow, que obtuvo un valor muy alto (HyL=0,777). La UPR (0,023) establece pocas zonas con presencia de la especie en cuadrículas con valores bajos de favorabilidad; por el contrario, el alto valor de OPR (0,630) demuestra la existencia de una teórica área potencial para el buitre negro en Extremadura, con abundantes zonas con elevada favorabilidad donde la especie en estos momentos está ausente. En este sentido, la matriz de confusión (Tabla 16), en la cual se ha establecido con anterioridad el valor de 0,5 para considerar favorable o desfavorable una cuadrícula, pone de manifiesto que del total de cuadrículas UTM 10x10 con presencia de la especie, únicamente el 11,6% se corresponden con zonas desfavorables, mientras el 88,4% fueron clasificadas como de elevada favorabilidad. De igual forma, esta matriz apunta a que el 66,5% de las cuadrículas de Extremadura no son favorables para la especie, no encontrándose presencia de la misma en ellas.

Nº CUTM10	PRESENCIA	AUSENCIA
Favorable	61	104
Desfavorable	8	343

Tabla 16. Matriz de confusión del número de cuadrículas UTM 10x10 km con presencia/ausencia de buitre negro (*Aegypius monachus*) en zonas favorables (>0,5) o desfavorables (<0,5) en Extremadura.

Espacialmente (Figura 35-A y Figura 35-B) estos resultados muestran como la especie ocupa casi en su totalidad terrenos con una elevada favorabilidad, concentrados mayoritariamente en la mitad norte de Extremadura (Cáceres), la cual alberga la mayor parte de las colonias y parejas reproductoras de la región. Se observa como estas cuadrículas favorables coinciden a grandes rasgos con la localización de las colonias existentes (Gata-Hurdes, Tajo internacional-Alagón o Monfragüe); sin embargo se observa un área favorable de gran extensión en la parte SE de la provincia (área de Ibores-Villuercas; Figura 34) que en buena parte permanece desocupada por la especie, ocupando esta únicamente el extremo norte (colonia de Ibores) y algunas cuadrículas del extremo sur (colonia del valle del Guadarranque). En Badajoz, el área favorable para la especie se limita a escasas cuadrículas del extremo NE y de la sierra de San Pedro, las únicas áreas que albergan colonias pacenses (Cijara y San Pedro, esta última entre las dos provincias).



Figura 34. Paisaje típico correspondiente al área de gran favorabilidad Ibores-Villuercas, Cáceres. Autor: Casimiro Corbacho.

Esta división “provincial” queda igualmente patente en la disponibilidad de zonas con una favorabilidad intermedia (0,2-0,8) para el buitre negro, mucho más extensas en Cáceres, donde ocupan buena parte de la provincia. Mientras, Badajoz queda clasificada en su mayor parte como de baja favorabilidad (<0,2), excepción hecha de algunas cuadrículas en el cuadrante NE (La Siberia-Serena) y franja centro-norte (sierra de San Pedro), junto a escasas localidades aisladas y dispersas por el SO de la provincia (Dehesas del suroeste). Esta catalogación se haya de acuerdo al carácter mayoritariamente llano y agrícola de buena parte de la provincia. La única área “boscoso-adehesada” a gran escala (Dehesas del suroeste) apenas cuenta con áreas de bosque y matorral mediterráneo dedicadas a explotaciones cinegéticas (caza mayor), mostrando al contrario una vocación eminentemente ganadera (porcino y vacuno mayoritariamente). En Cáceres las áreas de baja favorabilidad, relativamente escasas, se corresponden con las áreas de pastizales pseudoestepáricos de la penillanura trujillano-cacereña y vegas fluviales de regadío del Tiétar principalmente (Campo Arañuelo) y otras dispersas por la vega del Alagón.

En general para Extremadura (Figura 35-B), se han identificado respectivamente un total de 65 cuadrículas (12,6%) de alta favorabilidad, 205 (39,7%) de favorabilidad intermedia y 246 (47,7%) de baja favorabilidad (<0,2) para la especie. Más del 85% ($R^2=0,874$) de la favorabilidad total del modelo es explicada por las tres primeras variables que entran en el mismo (Ciervo, Mat y CazaMe), las dos primeras con influencia positiva y la última negativa. Estas tres variables por sí solas son capaces de definir 54 cuadrículas con favorabilidad alta, el 78,3% del total obtenido por el modelo y 213 con valores desfavorables, el 41,53% del total de las mismas (Figura 36).

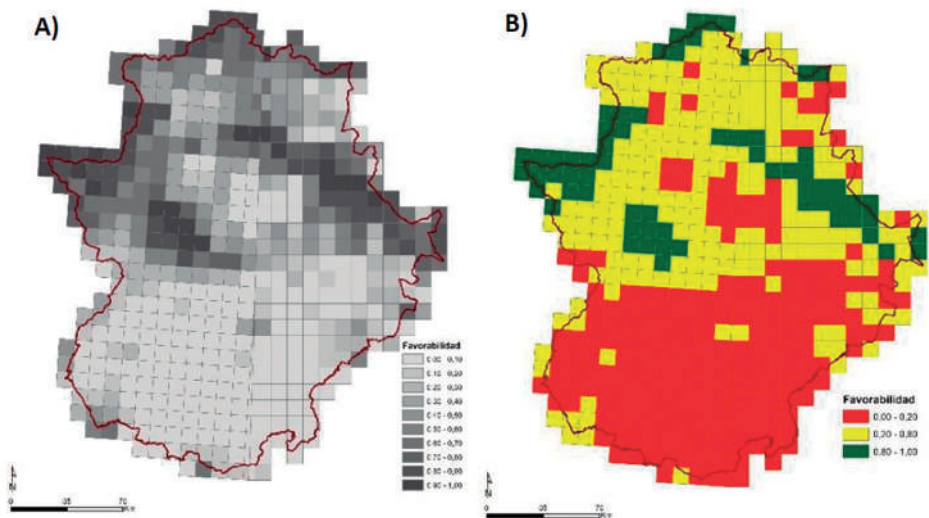


Figura 35. Resultados de favorabilidad para el buitre negro (*Aegypius monachus*). (A) 10 clases con pasos regulares de 0,1, (B) zonas desfavorables (<0,2), zonas intermedias (0,2-0,8) y favorables (>0,8).

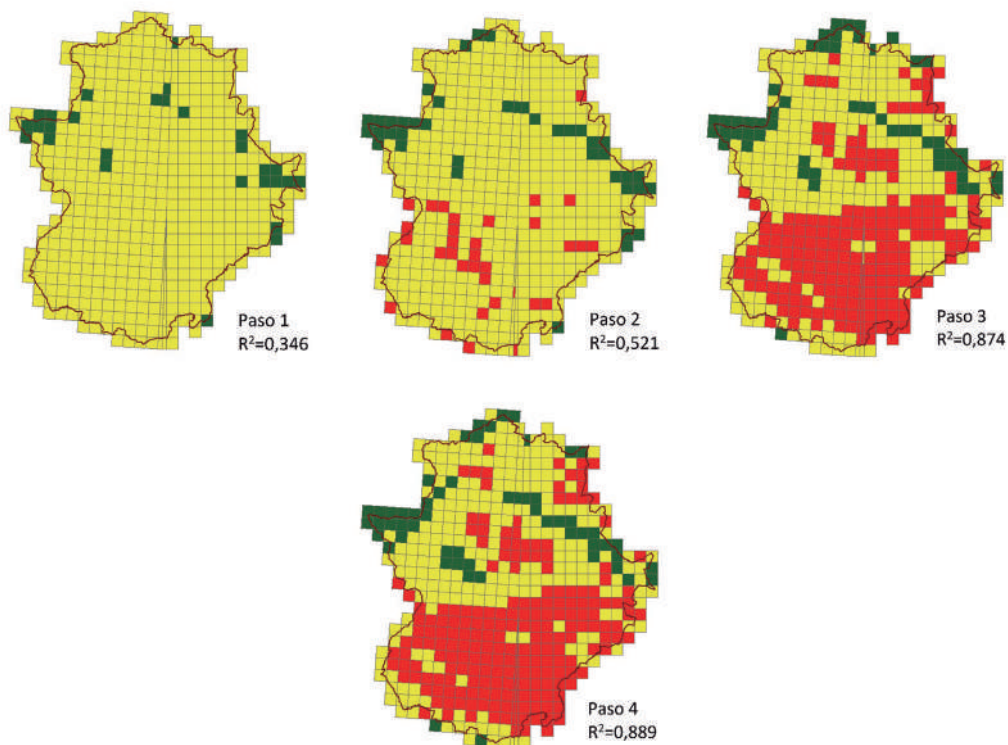


Figura 36. Resultados de las correlaciones de Pearson de la favorabilidad de cada paso de la regresión con el resultado final de favorabilidad del buitre negro (*Aegypius monachus*).

Del total de las variables seleccionadas por el modelo (5), cuatro se corresponden con factores ambientales bióticos y solo una con factores antrópicos, no seleccionando el modelo final ninguna variable de tipo abiótico (Figura 37 superior). Se puede observar que el número de variables implicadas sí está en consonancia con el peso que estos factores tienen sobre el modelo final, absorbiendo el 68% de la varianza los factores bióticos, respecto del 11% de los antrópicos. La interacción entre estos factores es positiva y tiene un efecto mucho mayor que el propio factor biótico por sí mismo (Figura 37 inferior).

La correlación entre la abundancia de parejas reproductoras y los valores de favorabilidad por cuadrícula UTM de 10 km resultó significativa ($R^2=0,094$, $p<0,01$), indicando que los resultados de favorabilidad 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 determinada.

Por último, en relación al modelo, las zonas fuente en Extremadura son abundantes ($n=36$), alcanzando más de la mitad (55,4%) de las cuadrículas con presencia de la especie en la región, localizándose en casi todos los núcleos de población menos en la sierra de Cañaverál. Solo existen dos zonas sumidero, una al norte en la sierra de Dios Padre y otra en la zona del Cijara, esta última considerada como sumidero por la localización en una cuadrícula desfavorable de los nidos más meridionales de este núcleo por escasos 500 metros (Figura 38).

FACTORES AMBIENTALES ABIÓTICOS	FACTORES ANTRÓPICOS	FACTORES AMBIENTALES BIÓTICOS	
	DenPor (-)	Ciervo (+) Mat (+)	CazaMe (-) Quesur (+)

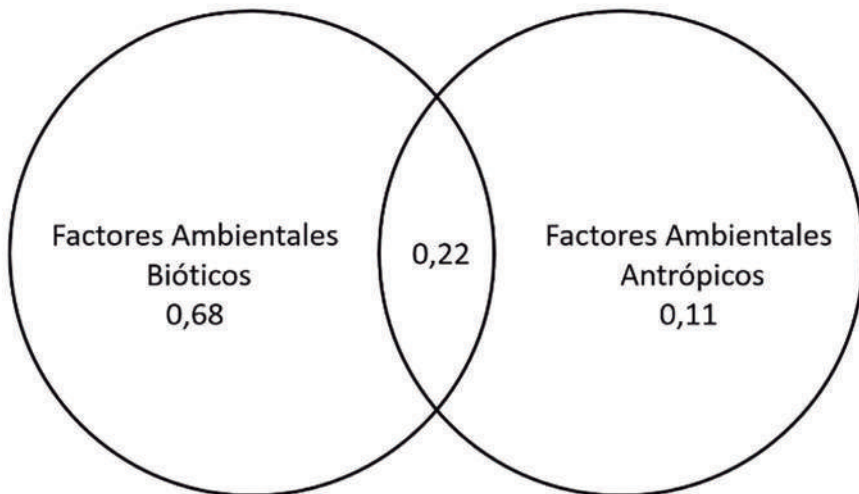


Figura 37. Clasificación de variables por factores (superior) y resultados de la partición de la variación (inferior) de los resultados de favorabilidad de buitre negro (*Aegypius monachus*) en estos factores en tantos por uno.

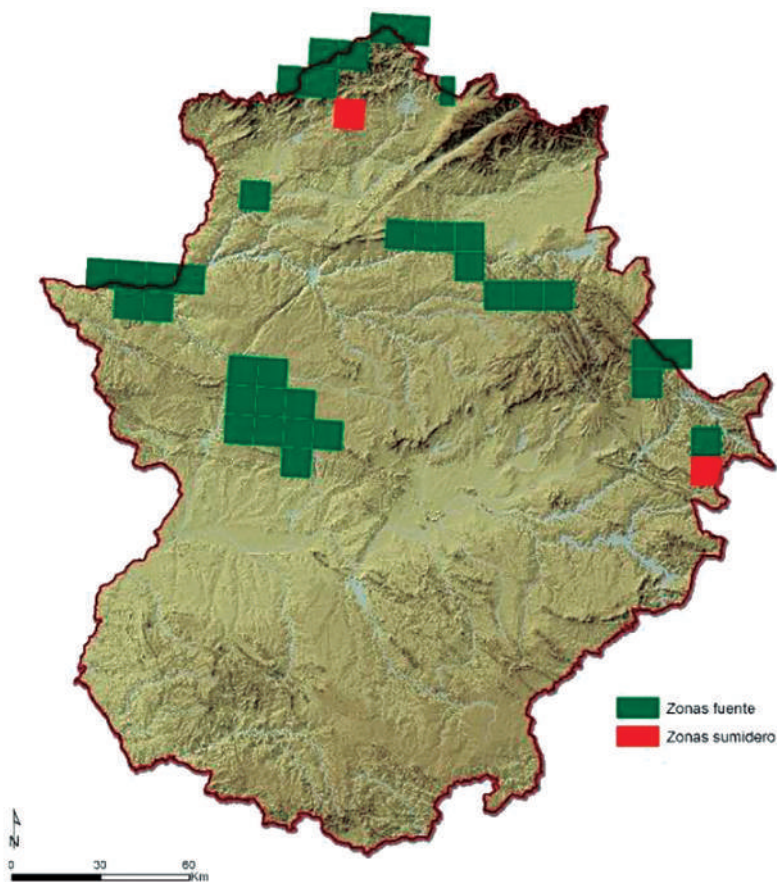


Figura 38. Zonas fuente (verde) y sumidero (rojo) de buitre negro (*Aegypius monachus*) en Extremadura.

14.1.4. Discusión

Los resultados del análisis de favorabilidad del buitre negro en Extremadura muestran una gran concordancia a gran escala con el patrón de distribución (colonias) que manifiesta la especie en la región, demostrándose como de gran utilidad para la gestión-conservación de la especie, ya sea para la definición de áreas protegidas donde la especie se reproduce actualmente, como para la protección de aquellas potenciales que en un futuro pudieran ser colonizadas por parejas reproductoras.

Como ya se describió en los primeros trabajos sobre la especie (Bernis, 1966; Garzón, 1974; Hiraldo, 1977), el buitre negro en la península Ibérica se encuentra muy asociado a masas boscosas, ya que requiere de estas zonas para el establecimiento de sus nidos. Estos hábitats de nidificación pueden ser generalmente, de dos tipos: bosques de pinos en niveles supramontanos y subalpinos; y zonas de “monte bravío”, con una variada mezcla de arbustos (*Cistus*, *Phillyrea*, *Erica*, *Arbutus*, *Pistacia*) que engloban tanto pequeños como moderados núcleos de bosque de quercíneas (principalmente alcornoque), así como extensos jarales en los que solo existen dispersos algunos alcornoques (*Quercus suber*) o encinas (*Quercus ilex*) (Figuras 39, 40 y 41).



Figura 39. Grandes masas boscosas (pinar) sobre las estribaciones del sistema Central en la provincia cacereña. Sierra de Gata-Hurdes. Autor: Casimiro Corbacho.

Este segundo hábitat es el seleccionado mayoritariamente por la especie en Extremadura (Bernis, 1966), no siendo de extrañar que dos de las variables que configuran el modelo de distribución en la comunidad y que la especie selecciona positivamente, sean la superficie cubierta alcornoque y matorrales (Figura 40). Al igual que ocurre a nivel nacional, esta especie es utilizada como el principal sustrato de nidificación para el buitre negro en la región (Sánchez *et al.*, 2018; ver después “16.1. Nidotópica: sustratos de nidificación”). La positiva selección hacia el alcornoque puede ir de la mano con una mayor cobertura de matorral en este tipo de ecosistemas, además de situarse esta especie, por norma general en laderas, a mayores pendientes que la encina, la cual se distribuye por áreas más llanas y dedicadas a la ganadería, por tanto, con baja presencia de matorral y mayor presencia humana (Costillo, 2005; Morán *et al.*, 2006b).

La densidad de ciervos se aparece asimismo como otra de las variables más influyentes. Desde el prisma de los resultados del modelo de nidificación, coincide con el hecho de que gran parte de la población reproductora de buitre negro en Extremadura se localiza en grandes fincas dedicadas a la caza mayor (sierra de San Pedro, Monfragüe, Tajo Internacional-Salor, Ibores, etc.), produciéndose dicho solapamiento. Este ungulado utiliza de forma preferente las áreas de transición entre las zonas boscosas o cubiertas con vegetación arbustiva y las áreas abiertas donde existe producción de plantas herbáceas (Carranza, 2017); se trata de la especie cinegética más característica de los montes mediterráneos, solapando pues su distribución en gran medida con el hábitat de nidificación

de buitre negro (ver "5.1. Hábitat de reproducción"). Desde otro punto de vista, esta especie supone además, en líneas generales, un recurso trófico de importancia para el buitre negro (Cramp y Simmons, 1980; Moreno-Opo *et al.*, 2007a). En Extremadura en particular, el ciervo constituye una categoría relevante en la dieta de la especie, sobre todo en colonias como la sierra de San Pedro (Costillo *et al.*, 2007a, b)(ver "15. Ecología trófica"); más aún, en esta importante colonia, se ha observado un aumento de la ingesta de ungulados silvestres en las últimas décadas tras el descenso de las poblaciones de lagomorfos en la zona, su principal presa en el pasado (Corbacho *et al.*, 2007).



Figura 40. Dehesas extremeñas con presencia de buitre negro (*Aegypius monachus*). Sierra de San Pedro, Cáceres. Autor: Casimiro Corbacho.

Por otro lado, la selección negativa de la especie hacia las áreas de caza menor (conejo y perdiz), se debe principalmente a que estas áreas presentan, en muchas ocasiones, bajas densidades de arbolado y por lo general son zonas con parches paisajísticos (cultivos, lindes, zonas abiertas, etc.), muy querenciosas para estas especies cinegéticas, pero que no cumplen los requisitos reproductores del buitre negro (zona arbolada, matorral denso, pendiente...)(Morán *et al.*, 2006b). Además, estas zonas de caza menor se presentan por normal general, como lugares transitados, con intensa presencia humana lo cual dificulta más si cabe la presencia reproductora de la especie (Morán *et al.*, 2006a; Moreno-Opo *et al.*, 2012).

Respecto a la selección negativa que muestra el buitre negro hacia el ganado porcino, este efecto "secundario" puede estar provocado por las distribuciones tan características que tienen ambas especies en la comunidad. Mientras que prácticamente la totalidad de colonias de la especie están situadas en la provincia de Cáceres, la gran mayoría de cabezas de ganado porcino se encuentran en el SO de Badajoz (Dehesas de Jerez). Del total de cerdos censados en la comunidad en 2019, más del 87% pertenecían a explotaciones pacenses (MAPA, 2019); de tal forma que apenas existe coincidencia espacial entre las zonas en las

que se encuentran las colonias de reproducción de la especie, y los lugares ocupados por la ganadería porcina. Las dehesas ocupadas por el cerdo ibérico y, en paralelo otro tipo de ganadería extensiva (ovejas, vacas, etc.) en el SO de Badajoz, son formaciones adehesadas manejadas para favorecer la producción de bellota y donde apenas existe cobertura de matorral. No obstante, el cerdo también puede formar parte de la alimentación de la especie, aunque su identificación en las egagrópilas es complicada, puesto que es prácticamente imposible de diferenciar del jabalí (Costillo *et al.*, 2007a); por otra parte la sensibilidad de esta ganadería hacia epizootias de tipo peste porcina, de gran relevancia en el pasado, hace que apenas se dejen carroñas de este ganado en el medio natural.



Figura 41. Buitre negro (*Aegypius monachus*) sobre matorral mediterráneo (*Cistus ladanifer*) en serranías extremeñas. Autor: José María Guzmán.

Como conclusión, la existencia de una correlación positiva significativa entre el número de parejas y las zonas de alta favorabilidad estaría demostrando la idoneidad de este modelo para la conservación de la especie, así como para definir la existencia de otras áreas potenciales desocupadas en la actualidad, pero favorables para la misma. Al contrario, la baja presencia del buitre negro en zonas de baja favorabilidad estaría indicando la dependencia que tiene la especie de zonas que reúnan las condiciones necesarias para poder desarrollar todas las facetas de su biología con normalidad.

14.2. OTROS ESTUDIOS REGIONALES

Como se ha mencionado con anterioridad y al igual que en otros capítulos de esta monografía, el buitre negro ha sido objeto de diversos estudios llevados a cabo por el Grupo de Investigación en Biología de la Conservación (GIC) de la Universidad de Extremadura. Entre todos ellos, algunos versan sobre selección de hábitat a diferentes escalas (lugar de ni-

dificación) y/o sobre su influencia en diferentes aspectos de la bio-ecología de la especie (éxito reproductor, áreas de campeo, dispersión juvenil, etc.). A continuación, y complementariamente al epígrafe anterior, se procederá a sintetizar algunos de sus resultados.

14.2.1. Hábitat de reproducción. Lugar de nidificación

Morán-López y colaboradores (2006a) estudiaron la caracterización de las áreas de cría del buitre negro en la región, a pequeña escala: el lugar de nidificación (sensu "nest-site"). Utilizando datos procedentes de censos (año 2000) y un conjunto de variables ambientales predictivas de carácter ambiental y antropogénicas, mediante el uso de sistemas de información geográfica y modelos estadísticos uni (test no paramétricos de Man-Whitney U y Kruskal-Wallis) y multivariantes (análisis de regresión logística) se procedió a la caracterización del hábitat de nidificación en las colonias. Dicho estudio se llevó a cabo en la casi totalidad de colonias extremeñas (Gata-Hurdes, Granadilla, Monfragüe, Ibores, San Pedro y Tajo Internacional), a través de la comparación de localizaciones reproductoras (nidos) con localizaciones (puntos) obtenidos al azar.

Los principales resultados del estudio a nivel global mostraron que en Extremadura los lugares de nidificación, la altitud y la pendiente eran mayores, las temperaturas invernales más bajas y las estivales más altas que en puntos al azar. En estas zonas también se vio que la insolación era menor, las precipitaciones mayores a lo largo del año, y que existía una mayor proporción de alcornoques y eucaliptos, frente a una menor proporción de encinas. De igual forma y fundamentalmente, se encontraron diferencias en los factores antrópicos, situándose los nidos en lugares más alejados de las carreteras, caminos y pueblos, en zonas de menor población humana y con menor número de infraestructuras.

Comparativamente y a nivel de cada una de las colonias, se dieron ciertas diferencias. No obstante, la marcada influencia del grado de humanización que se demostró a nivel global, también se repitió localmente, con ciertas particularidades en algunas colonias, y se manifestó a través de una correlación con la mayor distancia a las infraestructuras de transporte (carreteras y caminos). El resto de variables explicativas mostraron diferencias locales en su influencia sobre el lugar de nidificación; así, la altitud, que a nivel global no había mostrado una gran influencia, presentó una relación positiva con la colonia que estaba situada a mayor altitud (Gata-Hurdes) y una relación negativa con la que se encontraba a menor altitud (Tajo). La gran influencia positiva global de la pendiente también se manifestó en casi todas las colonias, a excepción de Gata-Hurdes. Respecto al sustrato de nidificación, a nivel global se observó una relación positiva con el alcornoque y una negativa con la encina, repitiéndose esta última en otros núcleos (Ibores y San Pedro).

Morán-López y colaboradores (2006b) en otro estudio analizaron la influencia de las variables ambientales y antrópicas presentes en el área de nidificación por un lado y por otro, el área de campeo de la especie sobre su éxito reproductor. En este caso, el análisis se restringió a las dos grandes colonias (Monfragüe y San Pedro), y a las colonias del norte de la región (Gata, Hurdes y Granadilla), el procedimiento metodológico fue similar al caso anterior.

En primer lugar y como principales resultados, en el área de nidificación se encontró que de forma general el fracaso reproductor en la región no estaba relacionado con casi ninguno de los factores topográficos ni ambientales. Únicamente la distancia a caminos mostró

una correlación negativa con el éxito reproductivo a nivel general. Asimismo se obtuvieron diferencias geográficas (entre colonias) en los factores determinantes del éxito/fracaso en cada una de ellas. En colonias del norte de Extremadura, que se encuentran a mayores altitudes, el fracaso estuvo asociado a la rugosidad del terreno.

El éxito reproductor también se demostró influenciado por las condiciones climáticas bajo las que se encontraban los nidos, pero solo en aquellas colonias sometidas a condiciones climáticas extremas. Así, en Monfragüe, la temperatura máxima de verano influyó negativamente, mientras que tanto en Monfragüe como en San Pedro, las precipitaciones máximas estivales tuvieron una influencia positiva. Por su parte, la distancia a caminos solo tuvo una influencia marginal en Monfragüe y San Pedro.

En segundo término y en relación al área de campeo, de forma general no se encontraron factores correlacionados con el éxito reproductor, pero sí a nivel particular para cada una de las colonias. En el caso de los factores topográficos, en Monfragüe y San Pedro el éxito reproductivo estaba correlacionado con zonas de forrajeo a menor altitud y una mayor heterogeneidad topográfica (rango altitudinal). Respecto a las variables climáticas, el fracaso reproductor se correlacionó positivamente con las temperaturas medias máximas de verano en Monfragüe. Además, en estas dos colonias, el éxito reproductivo se asoció positivamente con las precipitaciones máximas de verano, pero negativamente con el número de días de precipitación de invierno. En San Pedro, el éxito también se asoció negativamente con la precipitación total estival y máxima invernal. En el caso de los usos de suelo, en todas las colonias se produjo una correlación positiva con la presencia del matorral, mientras la carga ganadera (ovino), solo mostró correlación positiva con el éxito reproductivo en Monfragüe. Respecto a los factores antrópicos, el fracaso en la reproducción se asoció a mayor población humana en dichas áreas, pero no a un mayor número de núcleos urbanos (solo en las colonias del norte de Extremadura).

Los trabajos de Morán y colaboradores (2006a, b) recalcan la importancia de la fisiografía del hábitat de cría para el buitre negro, al igual que se ha indicado con anterioridad (Fargallo *et al.*, 1998; Atienza *et al.*, 2001; Donázar *et al.*, 2002; Poirazidis *et al.*, 2004). En estas zonas de grandes altitudes y pendientes pronunciadas, las corrientes de ladera utilizadas por los buitres para despegar (Cramp y Simmons, 1980) son más frecuentes, lo que explicaría la elección de estos lugares para la construcción de los nidos. Hiraldo y Donázar (1990) encuentran que cuanto mayor es la altitud y la pendiente, mayor es la importancia de las corrientes de ladera sobre las térmicas para el buitre negro. Las corrientes de ladera permitirían vuelos más tempranos que los fenómenos convectivos, que serían aprovechados posteriormente; tal circunstancia permitiría maximizar el tiempo de búsqueda del alimento, estrategia tanto más ventajosa cuanto menor sea la disponibilidad de éste, el número de horas de luz y peores las condiciones de vuelo (Donázar, 1993). Como contraste, la ocupación de zonas de menor pendiente y altitud ha sido asociada a una mayor disponibilidad de térmicas o en condiciones de fuentes abundantes de alimento donde el ahorro energético en los desplazamientos prospectivos será menos determinante. En definitiva, la selección de pendientes y altitudes variables depende de otros factores relacionados no sólo con el lugar de nidificación, sino también con la calidad (disponibilidad de alimento) del área de campeo (ver por ejemplo Fargallo *et al.*, 1998; Atienza *et al.*, 2001; Donázar *et al.*, 2002 o Poirazidis *et al.*, 2004).

Los factores climatológicos también tienen un papel importante en la selección del área de reproducción de la especie en la comunidad. Las temperaturas e insolación prolongadamente elevadas pueden crear un conflicto en los adultos, ya que tienen que administrar su inversión parental entre sombrear a los pollos para evitar los golpes de calor (Bernis, 1966) y la búsqueda de alimento (Donázar, 1993).

Por otra parte, condiciones climáticas adversas como las precipitaciones persistentes en ciertas épocas del año, aumentan el fracaso reproductor, debido a que el tiempo disponible para la búsqueda de alimento es menor ya que estas condiciones no permiten el vuelo, llegando a cesar por completo con la lluvia (Donázar, 1993). Se ha observado que este hecho puede tener una mayor importancia en aquellas colonias que se encuentran a bajas latitudes, puesto que las aves tendrían que aumentar el tiempo de espera hasta la creación de corrientes térmicas adecuadas que les permitieran alzar el vuelo (Pennycuick, 1972; Hiraldo y Donázar, 1990). Las precipitaciones pueden tener otros efectos negativos, como la caída y hundimiento de los nidos (Costillo, 2005) o una menor condición corporal de los pollos (Villegas *et al.*, 2004).

Respecto a la influencia positiva de la cobertura de alcornoques respecto a la localización de los nidos, es claro su efecto al ser esta especie la que acoge un mayor número de plataformas de nidificación en Extremadura, denotándose su efecto incluso a escalas mayores (ver "14.1. Macroescala: paisaje"). Sin embargo, se observó que otras especies pueden llegar a ser seleccionadas como sustrato de nidificación (pinos y encinas fundamentalmente) en función de la diferente disponibilidad de dichas especies en cada una de las colonias (ver "16.1. Nidotópica. sustratos de nidificación"). No obstante, debido al gran tamaño de los nidos, la existencia de árboles de tamaño adecuado se aparece como más importante que el tipo o la densidad de los mismos (Bernis, 1966; Fargallo *et al.*, 1998; Donázar *et al.*, 2002; Poirazidis *et al.*, 2004).

En cuanto a los recursos tróficos presentes en el hábitat, el ganado ovino es el que tiene mayor influencia en la selección del mismo, principalmente en la colonia de Monfragüe, ya que las parejas con mayor densidad de ovejas en su hábitat tuvieron un mayor éxito reproductivo. Actualmente, el ganado ovino posee un papel muy importante en la alimentación de la especie en Extremadura, habiendo experimentado la dieta del buitre negro un cambio en las últimas décadas, disminuyendo el consumo de conejos y ganado caprino y equino y aumentando el de ovejas y los ungulados silvestres (Corbacho *et al.*, 2007; ver "15. Dieta y alimentación").

Las poblaciones estudiadas mostraron una clara preferencia por seleccionar lugares de nidificación que se encontraran aislados de infraestructuras humanas, evitando zonas densamente pobladas por el hombre. Esta asociación negativa se ha observado en otras colonias (Fargallo *et al.*, 1998; Atienza *et al.*, 2001), teniendo el tráfico a lo largo de las pistas forestales y caminos un impacto importante en este fenómeno (Sánchez, 1998; Donázar *et al.*, 2002; ver después "18.1. Factores de Amenaza"), más aún en rapaces que anidan en árboles, más sensibles a las perturbaciones antropogénicas que aquellas que anidan en los acantilados (Cramp y Simmons, 1980). En otros estudios se ha observado que la probabilidad de nidificación en zonas boscosas aumenta con la pendiente y disminuye con la perturbación humana, representada por las carreteras (Donázar *et al.*, 2011). Incluso se ha visto que aquellas parejas que se encuentran cerca de este tipo de infraestructuras suelen situar sus nidos en zonas para evitar ruidos mayores de 40 dB (Iglesias-Merchán *et al.*, 2016).

14.2.2. Tamaño de las áreas de campeo y de dispersión juvenil

Por su parte, el estudio del tamaño de las áreas de campeo (adultos) y del fenómeno de la dispersión juvenil del buitre negro en Extremadura fue realizado por Costillo (2005), Costillo *et al.* (2007c) o Corbacho *et al.* (2012). Para ello, entre 1998 y 1999 se marcaron cuatro pollos en nido en la colonia de San Pedro, y seis adultos, tanto en San Pedro como en Monfragüe. El grupo de los individuos adultos estaba formado por tres reproductores (*Macho 1#*, *Hembra 2#*, *Hembra 3#*) y tres no reproductores (*Hembra 1#*, *Macho 2#*, *Macho 3#*). A los individuos se les colocaron transmisores mediante arneses torácicos, que permitieron su localización desde tierra; con las localizaciones obtenidas, se llevó a cabo el cálculo del polígono mínimo convexo (PMC) para cada uno de los individuos, así como distintos estimadores Kernel para estimar el tamaño de las áreas a distintas probabilidades.

14.2.2.1. Áreas de campeo

Las áreas de campeo de individuos adultos se extienden sobre amplias superficies del territorio entorno a los lugares de nidificación, mostrando variaciones estacionales ligadas al ciclo biológico/reproductor, pero estando igualmente sujetas a importantes variaciones específicas a nivel individual, así como a otros factores no tenidos en cuenta (disponibilidad de alimento, condiciones climáticas, etc.).



Figura 42. Área de campeo del buitre negro (*Aegypius monachus*) en el Parque Nacional/Natural de Monfragüe (Cáceres). Autor: Casimiro Corbacho.

La superficie total del área de campeo fue similar entre individuos adultos, ya fueran reproductores o no, con un promedio de 2.475 km². No se pudieron establecer diferencias en estos valores entre la época reproductora y no reproductora, sin embargo, el promedio de la primera fue ligeramente mayor que el de la segunda (Tabla 17). Un estimador más fiable, el kernel 95% obtuvo un promedio de 523 km² de superficie, y la diferencia entre época reproductora y no reproductora fue mucho más acusada, obteniéndose de igual forma los mayores valores en época reproductora cuando los requerimientos derivados de la crianza de los pollos son mayores y han de llevar a cabo búsquedas más intensas y lejanas de estos recursos tróficos (Tabla 17)(Costillo, 2005).

Corbacho y colaboradores (2012) analizaron de forma más concisa tanto el dominio vital (*home range*) como el área de campeo/forrajeo (*foraging area*) de una pareja reproductora en tres estadios del ciclo anual para una única temporada de cría. El área de campeo de la pareja fue estimada en unas 75.000 ha., demostrándose un elevado grado de solapamiento entre las áreas de macho y hembra (Figura 43). Diariamente y por término medio, la pareja reproductora recorrió un área de unas 10.000 ha (máx. 210.000 ha), desplazándose a una distancia máxima de 16 km (máx. 77 km) y recorriendo un total de unos 49 km diarios. No obstante, tanto el dominio vital como el área de campeo, y en paralelo la magnitud de los desplazamientos, se encontraron fuertemente influenciadas por el ciclo reproductor (Figura 34). Así, el tamaño de estas áreas se incrementó desde el periodo de incubación (17.000 y 35.000 ha respectivamente) al de crianza de los pollos (27.000 y 60.000 ha), alcanzando un máximo durante el periodo no-reproductor (50.000 y 250.000 ha).

Factores como la distribución de usos del suelo, disponibilidad de alimento o efectos denso-dependientes pueden asimismo condicionar estos resultados. Por otra parte, el tamaño de estas áreas de campeo para el buitre negro en Extremadura es similar al apuntado por otros autores para otras especies de carroñeros (ver Donázar, 1993).

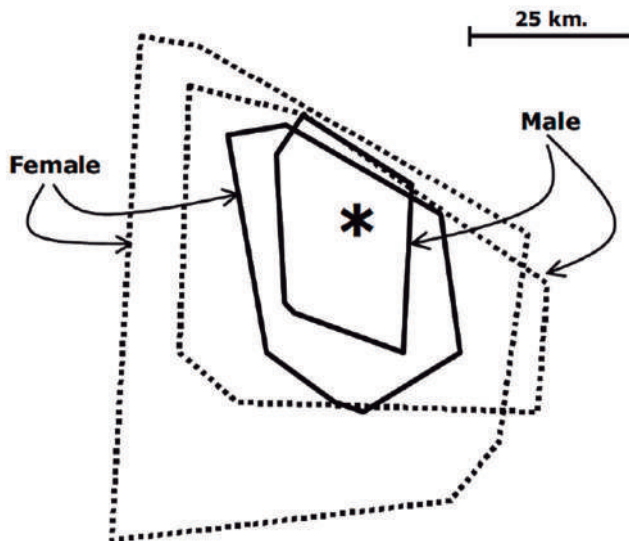


Figura 43. Dominio vital (línea continua) y áreas de campeo (línea discontinua) de los miembros una pareja reproductora de buitre negro (*Aegypius monachus*) en Extremadura. Fuente: Extraído de Corbacho et al. (2012).

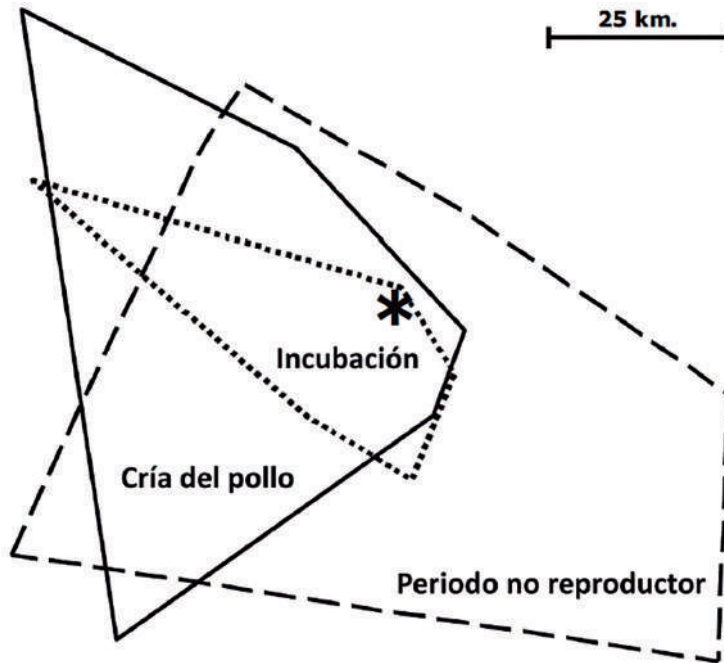


Figura 44. Dominio vital (línea continua) de los miembros una pareja reproductora de buitre negro (*Aegypius monachus*) en Extremadura a lo largo de un ciclo reproductor anual. Fuente: Extraído de Corbacho et al. (2012).

Los resultados obtenidos en estos estudios previos demuestran que el buitre negro manifiesta un comportamiento de forrajeo con lugar central (“*central-place foraging behaviour*”), como ya había sido señalado por otros autores para colonias ibéricas de la especie (Carrete y Donazar, 2005). La teoría sobre este modelo de comportamiento señala que un ave parte de su lugar central de alimentación (en este caso, nido o colonia) y se desplaza hasta conseguir alimento volviendo posteriormente a su origen; este lugar central se convierte en principio y fin de los viajes de las aves para alimentarse (Stephens y Krebs, 1986).

En el caso de los buitres negros, para los adultos, sus nidos y la colonia se convierten en los lugares centrales, mientras que para los jóvenes, a pesar de permanecer ligados a las mismas, muestran un comportamiento diferente (ver después). De igual modo, también se aprecian diferencias en el tamaño del área de campeo entre los individuos de una misma colonia, de tal modo que los adultos reproductores muestran áreas de campeo más pequeñas que los no reproductores y toda su actividad está centrada en torno al nido. Por el contrario, en las aves no reproductoras, a pesar de contar con un área central en su área de campeo donde pasan gran parte de su tiempo, visitan además otras áreas que utilizan como dormitorios, desde los que pueden partir para la búsqueda de comida (Costillo, 2005; Corbacho et al., 2012). La utilización de dormitorios nocturnos fuera de las áreas de nidificación también se ha observado en los individuos que estaban reproduciéndose, aunque en menor medida (Costillo, 2005). Hiraldo (1977),

basándose en la frecuencia de buitres observados en distintos hábitats, concluye que para la búsqueda de alimento el buitre negro utiliza preferentemente zonas de matorral, dehesas y baldíos (zonas de pastizal y cultivos con matorral), aunque esta selección está basada más en disponibilidad de alimento que en la estructura de la vegetación.

14.2.2.2. Áreas de dispersión juvenil

Entre los diferentes juveniles seguidos, se obtuvieron superficies dispares en las áreas de campeo (PMC), no pudiéndose comprobar la existencia de diferencias significativas debido al bajo número de ejemplares marcados. Aun así, el promedio fue de $82.014 \pm 74.015 \text{ km}^2$. Sin embargo, al comparar los datos obtenidos para cada individuo entre las fases de dependencia e independencia, se produjeron grandes diferencias en el tamaño del área de campeo, siendo mucho menor la superficie promedio cubierta por los individuos durante el periodo de dependencia, que la del periodo de independencia (Tabla 18).

Los juveniles realizaron movimientos exploratorios fuera de San Pedro, su colonia de procedencia. Se observaron dos zonas preferenciales en las cuáles desarrollaron su comportamiento exploratorio, que se identificaron por el Kernel al 50%. Una de estas áreas se encontraba cercana a la colonia cría, englobando la colonia de cría del Tajo y sierras Portugal cercanas a la sierra de San Pedro. La otra zona se situó en la provincia de Salamanca, a unos 150 km de la colonia de origen (Figura 45).

Como se ha señalado anteriormente para esta especie, en el caso los adultos, sus nidos y la colonia se convierten en los lugares centrales, mientras que para los jóvenes, a pesar de permanecer ligados a las mismas, muestran un comportamiento diferente (Corbacho *et al.*, 2012). La estancia en las zonas de nacimiento es vital durante el periodo de dependencia, situándose la mayoría de las localizaciones de los ejemplares marcados en el área de influencia de la colonia y gran parte de ellas centradas en el entorno del nido (Costillo, 2005).

Alvárez y Garcés (1995) o del Moral *et al.* (2002) señalan también que durante estas primeras etapas de la dispersión los pollos de buitre negro duermen en el nido o en áreas muy cercanas. Poco a poco los pollos, aparte de los desplazamientos diarios desde los nidos, también realizan movimientos exploratorios a distancias mayores (más de 200 km.) y de corta duración, regresando posteriormente a la zona del nido. Esta situación probablemente venga determinada por la gran capacidad para llevar a cabo grandes desplazamientos de los buitres (Donázar, 1993). Por tanto, puede suponerse que hasta la emancipación probablemente exista una dependencia parcial de los padres, a pesar de que los pollos puedan alimentarse por sí mismos ocasionalmente (Costillo, 2005).

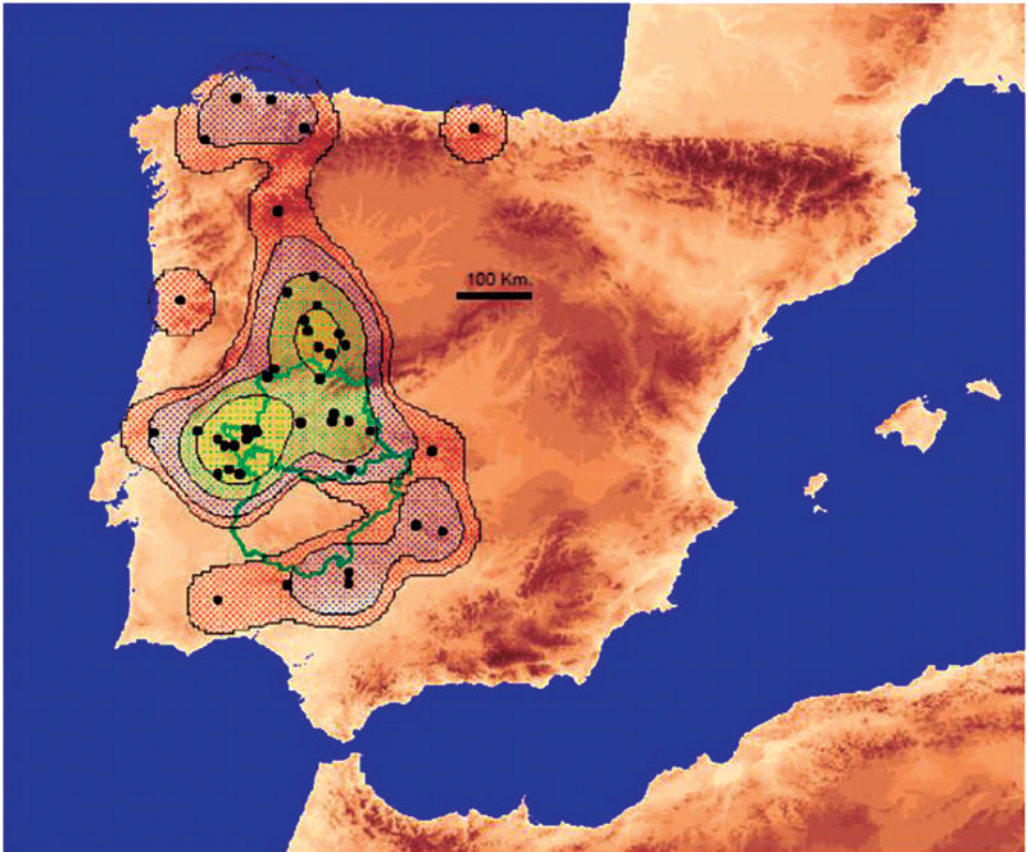


Figura 45. Áreas preferenciales en las salidas o movimientos exploratorios fuera de la colonia de sierra de San Pedro de los juveniles de buitre negro (*Aegypius monachus*) marcados. Se muestran los polígonos Kernel al 50% (amarillo), 75% (verde), 90% (azul), 95% (rojo). Fuente: Extraído de Costillo (2005).

Los buitres marcados en la colonia de sierra de San Pedro mostraron que el período de dependencia o emancipación dura hasta finales de noviembre, con una edad media de 217 días (21 de noviembre, d.s. = 13; n = 4). Álvarez y Garcés (1995) encuentran periodos similares, apuntando que la salida del área natal se produce entre los 206 y 280 días. La duración de este período es similar a la registrada para el buitre leonado (Donázar, 1993). Estos largos períodos de dependencia muestran que, a pesar de que las carroñas pudieran ser vistas como recursos fácilmente accesibles, los jóvenes deben madurar en los comportamientos relacionados con la búsqueda y obtención de alimento en las mismas (Newton, 1979). Se ha observado cómo los jóvenes de buitre negro son capaces de alimentarse por sí solos e incluso desplazar a buitres leonados de una carroña, sin embargo son fácilmente apartados por los adultos de su misma especie.

Una vez alcanzada la independencia, los jóvenes de buitre negro muestran comportamientos distintos que entran dentro de los patrones establecidos para otras rapaces (Newton, 1979). En todos los casos, se muestra que para los jóvenes buitres el área de la colonia de cría es muy importante, ya que la mayoría de las localizaciones tienen lugar en el área de influencia de la misma, tanto en el período de dependencia como fuera de él (del Moral *et al.*, 2002).

Incluso cuando los individuos se alejan a mucha distancia siempre vuelven a la colonia de origen, ya sea tras un breve período de tiempo (como sucede en las aves que llevan a cabo excursiones) o tras estancias más largas (en las aves que se dispersan). Además de para conseguir alimento, este comportamiento les sirve a las aves juveniles para localizar nuevas áreas de cría. Ferrer (1993) también muestra que las águilas imperiales ibéricas (*Aquila adalberti*), a pesar de asentarse en áreas alejadas de sus lugares de nacimiento durante el periodo de dispersión juvenil, continuamente regresan a los mismos, aunque la distancia y la duración de las estancias son mucho menores que en nuestro caso.



Figura 46. Buitre negro (*Aegypius monachus*) marcado con emisor. Autor: Ángel Sánchez.

Por tanto, la pauta de los movimientos seguidos por los pollos es muy diferente a la de los adultos (Costillo, 2005). Mientras que los adultos de buitre negro centran su actividad en el nido ("central-place"), los jóvenes se mueven de manera errante eligiendo diferentes dormitorios de la colonia. Al ser una especie que forma colonias laxas no existe una territorialidad acusada, lo que permite a los jóvenes deambular por las distintas zonas de cría de la colonia, al contrario que otras rapaces territoriales que son expulsadas por los adultos reproductores (Ferrer, 1993).

Este comportamiento en los ejemplares inmaduros puede facilitar que las aves se familiaricen con las distintas áreas de reproducción y alimentación. Prueba de ello, es que un notable porcentaje de estas excursiones llevadas a cabo por los juveniles marcados en San Pedro ha sido a otras colonias de la especie; así, prácticamente todas las colonias que rodean a la de sierra de San Pedro han sido visitadas por alguno de los buitres marcados en ella. El resto de zonas son áreas con una clara orientación ganadera, por lo que es de suponer que cuentan con una buena disponibilidad de alimento para la especie (Costillo, 2005).

	TOTAL			ÉPOCA REPRODUCTORA			ÉPOCA NO REPRODUCTORA		
	N	PMC	95%	N	PMC	95%	N	PMC	95%
Macho 1#	318	2.921,9	140,0	102	931,7	88,2	216	2.397,8	201,4
Hembra 1#	22	2.126,4	4.327,4	19	1.807,6		3		
Macho 2#	47	2.560,7	1.561,9	32	2.548,7	1.639,0	15		
Hembra 2#	318	1.691,6	61,7	162	811,2	59,4	156	1.624,6	88,8
Hembra 3#	150	3.007,9	111,9	99	1.740,5	113,7	51	1.090,1	180,1
Macho 3#	78	2.546,4	738,2	39	2.546,4		39	166,7	150,4
Media		2.475,8	522,7		1.731,0	667,6		1.319,8	155,2
d.s.		453,0	575,2		686,1	714,0		812,0	42,4

Tabla 17. Superficie (km²) del área del PMC y del estimador Kernel 95%. Se representan los datos totales para los individuos adultos, tanto como para las épocas reproductora y no reproductora. Fuente: Extraído y modificado de Costillo (2005).

	TOTAL			PERIODO DE DEPENDENCIA			PERIODO DE INDEPENDENCIA		
	N	PMC	95%	N	PMC	95%	N	PMC	95%
Juvenil 1#	75	7.830	1.019	27	171	133	48	7.811	2.371
Juvenil 2#	79	181.410	46.228	12	1.500	2.987	67	150.616	72.966
Juvenil 3#	83	88.571	13.644	25	8.319	5.390	58	63.679	20.969
Juvenil 4#	164	50.246	3.283	53	3.521	395	111	42.959	8.471
Media		82.014	12.854		3.378	2.226		66.266	26.194
d.s.		74.015	19.422		3.570	2.471		60.777	32.127

Tabla 18. Superficie (km²) del área del PMC y del estimador Kernel 95%. Se representan los datos totales para los individuos juveniles, tanto como para las épocas de dependencia e independencia. Fuente: Extraído y modificado de Costillo (2005)

No obstante, en otras aves coloniales, se ha hallado que existe una fuerte competencia intraespecífica para los jóvenes que se quedan, pues aunque el entorno de las colonias suelen ser buenas áreas de alimentación, los jóvenes son desplazados por los adultos a lugares de peor calidad. Esta situación podría producirse en el caso de los jóvenes de buitre negro. También en relación con la dispersión, aunque se han marcado pocos individuos, los resultados muestran que las aves que se han dispersado son las hembras. En otras grandes rapaces, también se observan diferencias entre sexos en relación a los movimientos de los jóvenes, siendo general en las rapaces el hecho de que las hembras se muevan distancias más lejanas que los machos, aunque hay excepciones al respecto (Newton, 1979).

15. DIETA Y ALIMENTACIÓN

No existen estudios históricos en la bibliografía consultada acerca de la alimentación del buitre negro en la región. Los datos existentes (Bernis, 1966; Garzón, 1974 o Gragera, 1994) se corresponden con registros aislados e información relativa a observaciones puntuales; únicamente el Dr. Fernando Hiraldo (1976, 1977) aporta información sistemática sobre la dieta de la especie en la colonia de la sierra de San Pedro. No será hasta principios de este siglo cuando el Grupo Investigación en Biología de la Conservación (Área de Zoología, Universidad de Extremadura) acomete un análisis completo y temporal sobre el espectro trófico y alimentación de la especie en Extremadura (Corbacho *et al.*, 2007; Costillo *et al.*, 2007a, b), siendo estos estudios la base de los resultados aquí expuestos. Tales trabajos tuvieron como principales objetivos: el análisis de la dieta en las distintas colonias extremeñas, la variación del espectro trófico dentro de una misma colonia, los cambios entre periodos temporales y por último, la comparación de estos resultados con otras poblaciones de la península Ibérica, caso de Cabañeros (Guzmán y Jiménez, 1998), sierra de Andújar (Monleón *et al.*, 2001) y Guadarrama (Prada *et al.*, 2012).

15.1. ESPECTRO TRÓFICO. DIFERENCIAS ENTRE COLONIAS

El estudio de la dieta en las colonias extremeñas (1998-2000) se realizó mediante el análisis de egagrópilas recogidas, de forma general, bajo las plataformas de nidificación y/o en posaderos cercanos a estas a lo largo de todo el año. De esta forma, las muestras pudieron ser asignadas a una pareja concreta, pudiendo estudiar las posibles variaciones entre grupos reproductores.

El área de estudio abarcó las colonias extremeñas de las que se consiguieron un mayor número de muestras (egagrópilas) con el fin de conseguir una mayor fiabilidad; en particular, sierra de Gata, Granadilla y sierra de San Pedro, aunque se aportan datos también de las colonias de Ibores y Cijara (Costillo *et al.*, 2007a). Además, dentro de estas se consideraron distintas "subcolonias", entendiéndose como tales a aquellos agregados de nidos de gran proximidad entre sí dentro de una misma colonia (Morán *et al.* 2006b). Las diferentes tipologías de cada una de estas colonias permitieron además la comparación de la dieta entre los distintos entornos que ocupa la especie en la región (Costillo *et al.*, 2001b). Así, las colonias de Gata y Granadilla se presentaron como áreas forestales de montaña, donde la especie anida principalmente sobre pinos (*Pinus pinaster*); por el contrario, la sierra de San Pedro representó zonas de baja altitud y vege-

tación autóctona de bosque y matorral mediterráneo con amplios entornos adeshados (Costillo et al., 2007a).

Metodológicamente, la determinación de las muestras se realizó mediante observación de pelos en lupa y microscopio, comparando los componentes obtenidos con una base de referencia elaborada exclusivamente para este fin, sobre la base de claves de identificación específicas (Faliu et al., 1980; Chehébar y Martin, 1989; Teerink, 1991). La ingestión de partes blandas (sin pelo) puede impedir su detección en las egagrópilas (Rosenberg y Cooper, 1990), pero el buitre negro destaca por su preferencia por las partes externas de los cadáveres (incluyendo pieles), por lo que esta fuente de sesgo quedaría eliminada o al menos reducida en gran medida (Hiraldo, 1976; König, 1983).

Todas las muestras fueron determinadas a nivel específico, salvo aquellas en las que el parentesco filogenético impidió identificar dichos taxones, agrupándose, por tanto, en categorías superiores. Esta situación se dio, por ejemplo, entre los restos de jabalí (*Sus scrofa*) y cerdo doméstico (*Sus domesticus*), los cuales fueron agrupados en "Suidos"; del mismo modo, fueron agrupados en la misma categoría ("Lagomorfos") el conejo (*Oryctolagus cuniculus*) y la liebre (*Lepus granatensis*). Finalmente, cuando la determinación específica no fue posible se incluyó en la categoría "Mamíferos indeterminados" (Costillo et al., 2007a).



Figura 47. Ejemplar adulto de buitre negro (*Aegypius monachus*) alimentándose de conejos en el mular "Llanos y Pedrizas" (sierra de Grande de Hornachos, Badajoz). Autor: José María Guzmán.

Sobre las presas identificadas se aplicó un “criterio conservativo” (número mínimo de presas), mediante el cual se consideró que la presencia de una especie en una muestra (egagrópila) implicaba un único consumo de esta durante esa digestión (Hiraldo, 1976). Sobre la matriz de datos y para cada área considerada, se calculó la “frecuencia de aparición (%)” de cada especie-presa en la alimentación, calculada como esta como la relación entre el número de egagrópilas en que aparecía dicha especie y el número total de egagrópilas de la muestra para dicha localidad. Asimismo, para el cálculo de la “diversidad trófica” en cada localidad se empleó el clásico índice de diversidad de Shannon (H'), mientras para estimar el “índice de dominancia” de cada especie-presa o categoría en una muestra particular se utilizó el índice de Berger-Parker, significado este como la proporción (%) de la presa con mayor representación en la muestra (Magurran, 1998).

Desde un punto de vista general y globalmente, se identificaron un total de 378 presas presentes en las 283 egagrópilas que componían el total de la muestra obtenida en las diferentes colonias extremeñas (Tabla 19).

La dieta del buitre negro en Extremadura muestra como categoría de presa más consumida a los caprinos, en particular a la oveja, especie que se consolidó como el taxón más consumido (51,6%); le siguen en orden de importancia las dos grandes especies de caza mayor, los suidos (probablemente jabalí) (15,1%) y el ciervo (10%). En menor medida, la especie también se alimentó de aves y lagomorfos (menos del 10% en ambos casos). Por último, una décima parte de las muestras quedó sin determinar, asignándose la categoría de mamíferos indeterminados (Tabla 19).

Colonialmente, se han encontrado diferencias en la frecuencia de aparición de las distintas categorías de presa entre las diferentes colonias extremeñas (Tabla 19). La categoría de presa “Oveja” volvió a ser la dominante, alcanzando valores próximos al 50% de la composición de la dieta en todas las colonias estudiadas, aunque en la pequeña colonia de Cijara llegó a representar más del 80% de las presas consumidas. Resultó notable el consumo de ungulados salvajes, los cuales representaron el 30% de las piezas consumidas, en las colonias de Granadilla y sierra de San Pedro, mientras en la sierra de Gata destacó la frecuencia de aparición de aves, procedentes en su mayoría de granjas intensivas de pollo. La ingesta diferencial de estas categorías de presa secundarias (caza mayor y aves) entre colonias determinó diferencias significativas en la composición de la dieta entre las mismas. A pesar de estas variaciones en la composición, la diversidad en la dieta en todas las colonias estudiadas fue muy similar, no encontrándose diferencias significativas (test de Hutchenson). De forma individual, la colonia con mayor diversidad trófica fue la sierra de Gata y la menos diversa la sierra de San Pedro (Tabla 19).

Merece destacarse asimismo la presencia significativa de conejos en la dieta de la especie en Cijara (17%), así como de la cabra en los lbores (22%), representativo esto último de la importante cabaña ganadera de esta especie en esta comarca cacereña.

Un análisis más localizado demostró asimismo diferencias en la dieta dentro de una misma colonia (subcolonias) (Tabla 20), hecho motivado muy probablemente por la utilización por parte de las parejas de distintas áreas de campeo, traduciéndose ello en una composición de la dieta específica o incluso, por una especialización de los individuos por recursos (presas) concretos (Spaans, 1971). Hiraldo (1976) ya se percató de estas diferencias entre parejas de una misma colonia, demostrando la especialización trófica individualizada de la especie.

	SIERRA DE GATA	GRANADILLA	SAN PEDRO	TEST	IBORES	CIJARA	EXTREMADURA
Suidae (Cerdo-jabalí)	10,6	21,7	15,6	4,6 ns	-	-	15,1
Cervidae (Ciervo)	1,9	12,0	14,4	11,3*	-	-	9,8
Subfam. Caprinae	46,2	47,8	58,1	5,0 ns	66,7	83,3	52,9
Oveja <i>Ovis aries</i>	43,3	47,8	58,1	-	44,4	83,3	51,6
Cabra <i>Capra hircus</i>	2,9	-	-	-	22,2	-	1,3
Leporidae (Lagomorfos)	2,9	5,4	3,6	0,9 ns		16,7	4,0
Otros mamíferos	16,4	13,0	7,8	5,7 ns	33,3	-	11,9
Carnívoros	3,9	1,1	0,6	-	11,1	-	1,9
Mamíferos indeterminados	12,5	12,0	7,2	-	22,2	-	10,1
Aves	22,1	-	0,6	56,8**	-	-	6,4
Total de presas	104	92	167		9	6	378
Total egagrópias	81	65	125		7	5	283
Diversidad (H')	1,39	1,35	1,22		0,64	0,4	1,41
Dominancia (Dmáx)	46,2	47,8	58,1		66,7	83,3	52,9

Tabla 19. Composición de la dieta (frecuencia de aparición de cada categoría de presa) del buitre negro (*Aegyptius monachus*) en colonias de Extremadura. Test indica los valores de chi-cuadrado "X²" entre colonias principales (Gata, Granadilla y San Pedro) y su significación estadística (ns: no significativo; * p < 0,01; **p<0,001). Fuente: Costillo et al. (2007a).

Mediante un análisis de correspondencia (Figura 48), el cual posiciona en un mismo espacio factorial presas y localidades (subcolonias), se mostró un patrón muy parecido al obtenido para las colonias, pero con diferencias propias de cada subárea. En líneas generales, la dieta en las distintas subcolonias presentó pocas diferencias, caracterizándose, como ya se ha comentado anteriormente, por el consumo de ganado doméstico y ungulados salvajes. No obstante, ciertos sectores de Gata (Gata I, IV y V) presentaron un mayor consumo de aves frente al resto. Del mismo modo, Granadilla I también se diferenció de otras subcolonias presentando una mayor frecuencia de aparición de lagomorfos. Así como, aunque de forma menos acusada, algún sector de sierra de San Pedro (I) se caracterizó por una menor ingesta de suidos que el resto de los sectores pertenecientes a la colonia (Figura 48 y Tabla 20).

SUBCOLONIAS	N	SUIDAE	CERVIDAE	OVEJAS	LAGOMORFOS	OTROS	AVES	H'
GATA I	14	0,0	7,1	35,7	0,0	21,4	35,7	1,25
GATA II	41	17,1	0,0	41,5	0,0	19,5	2,4	1,08
GATA III	23	13,0	4,4	60,9	0,0	21,7	0,0	1,04
GATA IV	9	11,1	0,0	22,2	11,1	0,0	55,6	1,15
GATA V	9	0,0	0,0	55,6	11,1	0,0	33,3	0,94
GRANADILLA I	18	50,0	5,6	22,2	16,7	5,6	0,0	1,30
GRANADILLA II	74	14,9	13,5	54,1	2,7	14,9	0,0	1,27
SAN PEDRO I	23	8,7	0,0	56,5	17,4	17,4	0,0	1,14
SAN PEDRO II	34	20,6	32,4	41,2	2,9	2,9	0,0	1,26
SAN PEDRO III	19	21,1	10,5	57,9	0,0	10,5	0,0	1,12
SAN PEDRO IV	61	13,1	13,1	67,2	1,6	4,9	0,0	1,02

Tabla 20. Frecuencia de aparición (%) de las distintas categorías de presa en la dieta del buitre negro (*Aegyptius monachus*) en las distintas subcolonias estudiadas. N: número total de presas; H': diversidad. Fuente: Costillo et al. (2007a).

En cuanto a la diversidad de la dieta en las distintas subcolonias pudo comprobarse como en dos subáreas pertenecientes a la colonia de Granadilla (I y II) se hallaron los valores más altos de diversidad (1,30 y 1,27 respectivamente), encontrándose sectores o áreas con índices de diversidad similar en otras dos subcolonias (Gata I y San Pedro II).

Por otra parte, el consumo de oveja presentó una fuerte correlación negativa frente al índice de diversidad de la dieta ($r = -0,702$; $p < 0,05$; $n = 11$), consolidándose como una categoría seleccionada positivamente en todas las áreas (Figura 49). Para el resto de las categorías no se hallaron correlaciones significativas.

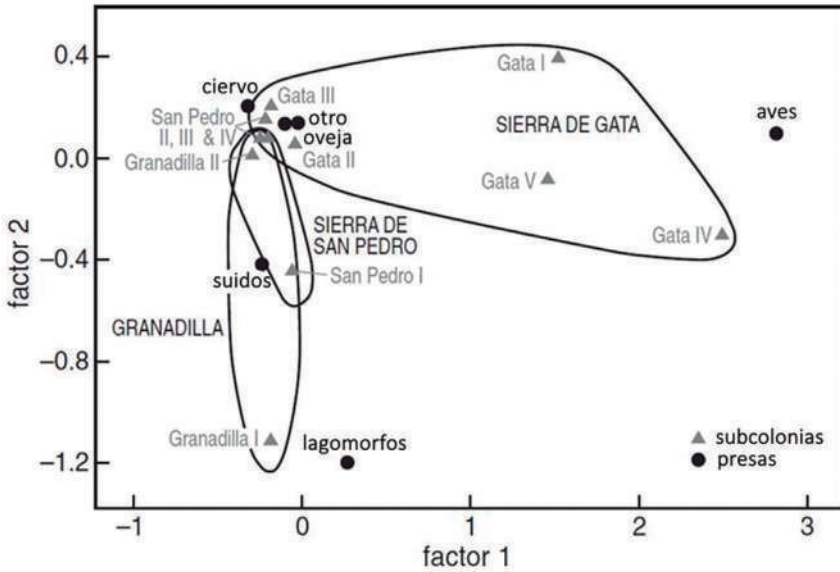


Figura 48. Análisis de correspondencia (presas - subcolonias) para la dieta del buitre negro (*Aegypius monachus*) en Extremadura. Cada colonia se muestra agrupada por polígonos. Fuente: Costillo et al. (2007a).

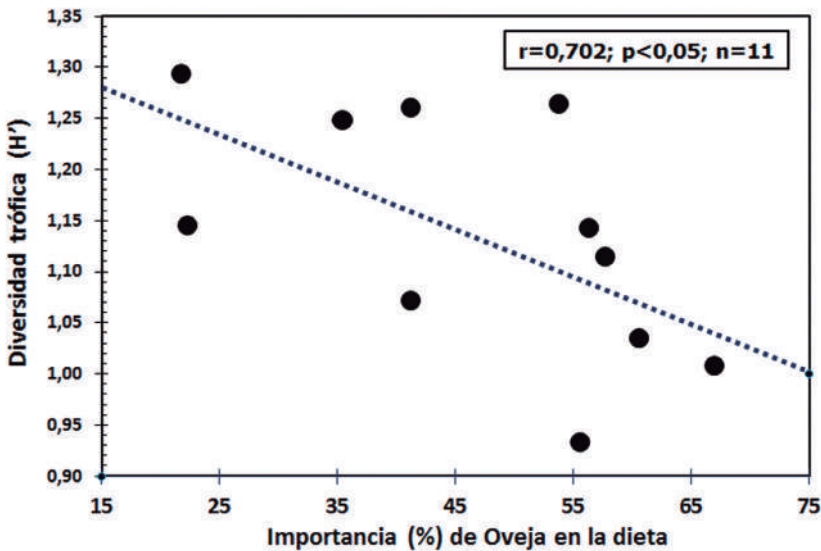


Figura 49. Relación entre la frecuencia de aparición de ovejas en la dieta del buitre negro (*Aegypius monachus*) y el índice de diversidad (H') en las subcolonias estudiadas. Fuente: Costillo 2005.

15.2. COMPARACIÓN DE LA DIETA CON OTRAS POBLACIONES IBÉRICAS

La dieta del buitre negro tanto a nivel mundial (Cramp y Simmons, 1980; Del Hoyo et al., 1994) como en la península Ibérica está compuesta por una gran variedad de presas (Valverde, 1966; Garzón, 1974; Hiraldo, 1976), consumiendo la especie aquellas categorías más disponibles y de más fácil acceso en cada una de las áreas geográficas (ver "6. Ecología trófica"). Así y al igual que lo apuntado para las colonias extremeñas, al comparar la dieta de la especie en la región con otras colonias ibéricas, se puede apreciar notables diferencias; estas, residen no tanto en el espectro trófico de la dieta como en la importancia relativa de cada una de las categorías en las diferentes colonias estudiadas (Costillo et al., 2007a)(Figura 50).

En este sentido, cabe destacar como a diferencia de las colonias extremeñas donde la oveja es la presa dominante, el consumo de lagomorfos (conejos) y cérvidos constituye la base de la alimentación en colonias de montes de Toledo (Cabañeros) y Sierra Morena (sierra de Andújar), áreas estas definidas por la existencia de grandes cotos de caza y elevada riqueza de estas especies-presa (Guzmán y Jiménez, 1998; Monleón et al., 2001). Por el contrario, en la sierra de Guadarrama el consumo de estas categorías es bastante escaso y la dieta se compone principalmente de otros mamíferos, suidos y ovejas (Prada et al., 2012)(Figura 50). En Extremadura, el consumo de conejos se ha visto muy afectado debido en gran medida a las epidemias víricas que ha sufrido la especie (Costillo et al., 2007b; ver después), lo que probablemente haya determinado un mayor consumo de ganado doméstico en la región (ovino principalmente). Este taxón correlaciona negativamente con la diversidad de la dieta, lo que demuestra la predisposición de la especie por la elección de dicha presa, sumado al creciente número de cabezas de ovino en la región (MAPA, 2021b) convierten a la oveja en la presa más común (mayor disponibilidad) y por tanto más fácil (menor energía de búsqueda) de aprovechar ("teoría del forrajeo óptimo"; Stephens y Krebs, 1986).

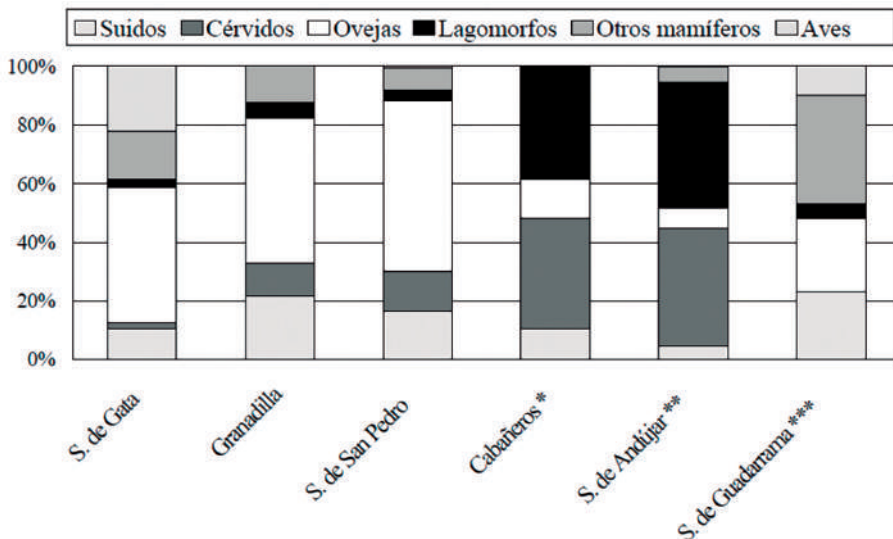


Figura 50. Composición de la dieta del buitre negro (*Aegypius monachus*) en distintas colonias españolas. Se indica el número de presas en cada caso (*n=129, Guzmán y Jiménez, 1998; **n=199, Monleón et al., 2001; ***n=60, Prada et al., 2012). Fuente: Costillo et al. (2007a).

15.3. CAMBIOS HISTÓRICOS EN LA DIETA

Costillo y colaboradores (2007b) también analizaron la variación histórica en la dieta del buitre negro a lo largo del tiempo (1970-2000) en la sierra de San Pedro, una de las principales colonias de la región y a nivel nacional. Los cambios en las poblaciones de presas naturales (conejos), así como los acontecidos en la cabaña ganadera y ganado doméstico, fomentaron el estudio de su influencia sobre la dieta de la especie en Extremadura.

Los primeros datos aportados para esta colonia durante la década de los setenta por Hiraldo (1976), pusieron de manifiesto la importancia de la oveja, y en menor medida la cabra, en la dieta de la especie (45,5% en conjunto), pero con una frecuencia de consumo pareja de conejos (40,9%), señalando la importancia de esta presa clave en los ecosistemas mediterráneos para las grandes rapaces, buitre negro incluido, como también apuntaron Bernis (1966) o Gragera (1994). Posteriormente (año 2000), destaca un notable aumento en el consumo de oveja (58%; la cabra ha desaparecido de la dieta) y un drástico descenso en la ingesta de lagomorfos (3,6%), provocado, como se ha comentado anteriormente, por los diferentes episodios víricos sufridos en estas especies en décadas anteriores (ver "6. Ecología trófica"). Asimismo, destaca el notable incremento en el consumo de especies de caza mayor (jabalí y ciervo; 30%), antes muy poco consumidos, mientras que las carroñas de animales de carga (equinos: burros, mulas, etc.) han desaparecido (Tabla 21; Figura 51). Estos reemplazamientos de categorías de presa entre uno y otro periodo no han determinado sin embargo cambios en la diversidad de la dieta, pero sí en el grado de dominancia de la categoría más consumida, la oveja en este caso.

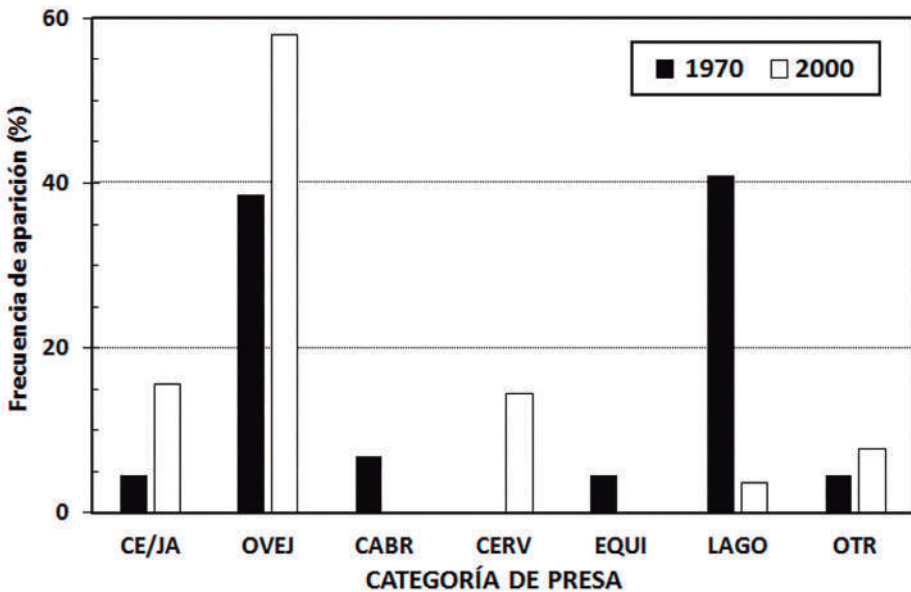


Figura 51. Cambios en la dieta del buitre negro (*Aegypius monachus*) en Extremadura en las últimas décadas. Se muestra la frecuencia de aparición de cada categoría de presa (%) en la muestra. [CE/JA: cerdo/jabalí; OVEJ: oveja; CABR: cabra; CERV: ciervo; EQUI: equinos; LAGO: conejo; OTR: otras]. Fuente: Elaboración propia (modificado de Costillo *et al.*, 2007b).

Estos resultados ponen de manifiesto un notable cambio en los ecosistemas mediterráneos tipo y en su gestión, caso de la sierra de San Pedro extremeña. Por una parte y principalmente (Tabla 21), la disminución de las poblaciones de conejo por las enfermedades, sumado al crecimiento de ciertos sectores ganaderos (ovino y porcino) y cinegéticos (ciervo y jabalí) han modificado la dieta de la especie en la región en las últimas décadas (Corbacho et al., 2007).

A pesar de ello, la población de buitre negro ha aumentado drásticamente en este periodo demostrando, por tanto, una gran plasticidad trófica por parte de la especie, la cual adapta su alimentación a los recursos disponibles en el medio (Corbacho et al., 2007; Costillo et al., 2007a). Esta característica es de vital importancia en la conservación de la especie, pues le permite adaptarse a multitud de recursos tróficos a lo largo de su distribución (Cramp y Simmons, 1980; Del Hoyo et al., 1994).

CATEGORÍA DE PRESA	1970	2000	χ^2
Suidae (cerdo-jabalí)	4,55	15,57	3,10 ns
Ciervo <i>Cervus elaphus</i>	-	14,37	-
Subfam. Caprinae	45,45	58,07	1,80 ns
Oveja <i>Ovis aries</i>	6,82	58,07	-
Cabra <i>Capra hircus</i>	38,64	-	-
Leporidae (lagomorfos)	40,91	3,60	45,96 *
Equidae (équidos)	4,55	-	-
Otros mamíferos	2,27	7,80	-
Carnívoros	2,27	0,60	-
Mamíferos no identificados	-	7,20	-
Aves	2,27	0,60	-
Número de presas	44	167	-
Diversidad (H')	1,18	1,22	-
Dominancia (Dmáx)	45,46	58,07	-

Tabla 21. Frecuencia de presencia (%) de los distintos tipos de presas en la dieta del buitre negro (*Aegypius monachus*) de la colonia de San Pedro en la década de los años 1970 (Hiraldo, 1976) y 2000 (Costillo et al., 2007b) (Test chi-cuadrado: ns: no significativo; * P < 0.001).

Como se ha comentado con anterioridad, en la península Ibérica se pueden segregar las colonias de la especie en dos grupos: uno que presenta una alimentación vinculada a presas silvestres (lagomorfos y ciervos), y el otro cuya dieta está formada en gran medida por ganado doméstico (ovejas y cerdos) (Corbacho *et al.*, 2007). En zonas donde escasea el conejo, estas rapaces dependen de recursos humanos, lo que implica que las poblaciones de carroñeras en estas regiones son sensibles a cambios en las actividades del hombre, como la ganadería extensiva (de Juana y de Juana, 1984; Arroyo *et al.* 1990). Por tanto, la querencia actual del buitre negro por el ganado doméstico en la región lo hace especialmente sensible a las medidas y legislaciones que se adopten en la materia (Costillo *et al.*, 2007a, b).

En esta línea, la actividad ganadera está fuertemente condicionada por la Política Agraria Comunitaria (PAC), modificando las tendencias de las cabañas ganaderas a través de las ayudas que concede. En Extremadura, aunque las ganaderías de caprino y porcino han fluctuado en los últimos años, el número de efectivos se encuentra estable; por contra, el sector ovino ha sufrido una drástica disminución, en contraste con la ganadería bovina que se encuentra actualmente al alza (MAPA, 2021b). El resultado de todo ello es una reducción de la disponibilidad de alimento para los carroñeros, y especialmente, para la especie, cuya dieta tiene como componente principal a la oveja.

En favor de la especie cabe destacar, las acciones de la Junta de Extremadura durante los últimos años en la mejora y establecimiento de lugares de suplementación alimentaria (muladares) para esta y otras carroñeras. Concretamente en la región se gestionan un total de 30 muladares repartidos por toda nuestra geografía, la mayoría ubicados cerca de las principales colonias de cría del buitre negro en la región (sierra de Gata, Granadilla, el Parque Natural/Nacional de Monfragüe y sierra de San Pedro; ver Figura 52). El continuo aporte de alimento en estos enclaves permite a la especie disponer de recursos tróficos a lo largo de todo el año, incrementando no solo su supervivencia sino también su productividad (Moreno-Opo y Guil, 2007).

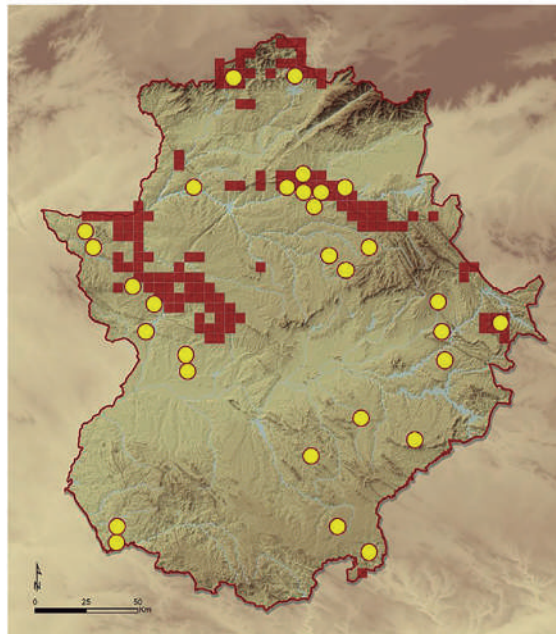


Figura 52. Red de muladares de Extremadura en 2020. Fuente: Dirección General de Sostenibilidad. Junta de Extremadura.

16. BIOLOGÍA DE LA REPRODUCCIÓN

16.1. NIDOTÓPICA: SUSTRATOS DE NIDIFICACIÓN

En el presente estudio y durante la temporada reproductora 2019, se han inventariado un total de 2.027 plataformas de nidificación correspondientes a las 1.210 parejas de buitre negro existentes en Extremadura en este momento (Tabla 22).

Casi la totalidad de sustratos elegidos para el emplazamiento de las plataformas de nidificación se corresponden con quercíneas (75%) y coníferas (23%); únicamente, aparte de un pequeño porcentaje de sustratos indeterminados, 8 nidos se asentaban sobre otras especies (Tabla 22). Cabe destacar que más del 60% de los nidos se encontraron sobre alcornoque, lo que designa a la especie como la preferida por el buitre negro en la región frente a otros taxones, seguida muy por detrás (21,8%) del pino resinero y la encina (15%). El resto de especies, con una representación anecdótica y casi todas en Monfragüe, fueron el pino piñonero (25 nidos), acebuche (2), quejigo (1) y, una "especie arbustiva", el madroño (6), aunque en ejemplares de porte arbóreo (Tabla 22).

SUSTRATO DE NIDIFICACIÓN	N	%
ÁRBOL	2.008	99,1
Alcornoque (<i>Quercus suber</i>)	1.222	60,3
Pino resinero (<i>Pinus pinaster</i>)	442	21,8
Encina (<i>Quercus rotundifolia</i>)	310	15,3
Pino piñonero (<i>Pinus pinea</i>)	25	1,2
Madroño (<i>Arbutus unedo</i>)	6	+
Quejigo (<i>Quercus faginea</i>)	1	+
Acebuche (<i>Olea europea</i>)	2	+
INDETERMINADO	19	0,9
TOTAL EXTREMADURA	2.027	100,0

Tabla 22. Sustratos de nidificación del buitre negro (*Aegypius monachus*) en Extremadura en el año 2019. Se incluyen tanto plataformas ocupadas por parejas activas como aquellas abandonadas.

Analizando cada una de las colonias, se observa como la identidad de los sustratos de nidificación utilizados por el buitre depende en gran medida de su disponibilidad en cada localidad, adaptándose pues a los recursos disponibles (Tabla 23).

Así, en las colonias extremeñas del sistema Central (Gata-Hurdes y Hurdes-Granadilla), localizadas en entornos de mayor altitud y ocupadas por grandes masas de coníferas, el buitre negro escoge los pinos como principal y casi único soporte para instalar los nidos (+95%). En estas áreas, escoge mayoritariamente grandes ejemplares aislados, rodeados de espesos brezales y que han quedado a salvo de incendios forestales. Mientras, en las típicas serranías extremeñas, con altitudes moderadas, donde predomina el bosque y matorral mediterráneo (Monfragüe, Ibores), se decanta por el alcornoque como principal sustrato de nidificación (c. 70%), en la colonia de San Pedro no obstante llega a representar más del 90% de los árboles con nidos. Este hecho puede estar influenciado por la querencia de la especie hacia zonas de ladera con fuertes pendientes, donde predominan los alcornoques frente a las encinas, debido a los diferentes requerimientos microclimáticos de estas quercíneas. Por su parte, en colonias localizadas en riberos a baja altitud (Tajo Internacional-Salor), las encinas aparecen como el sustrato dominante (95%) ante la ausencia manifiesta de alcornoques en estas áreas y enclaves termófilos (Tabla 23; Figura 47).

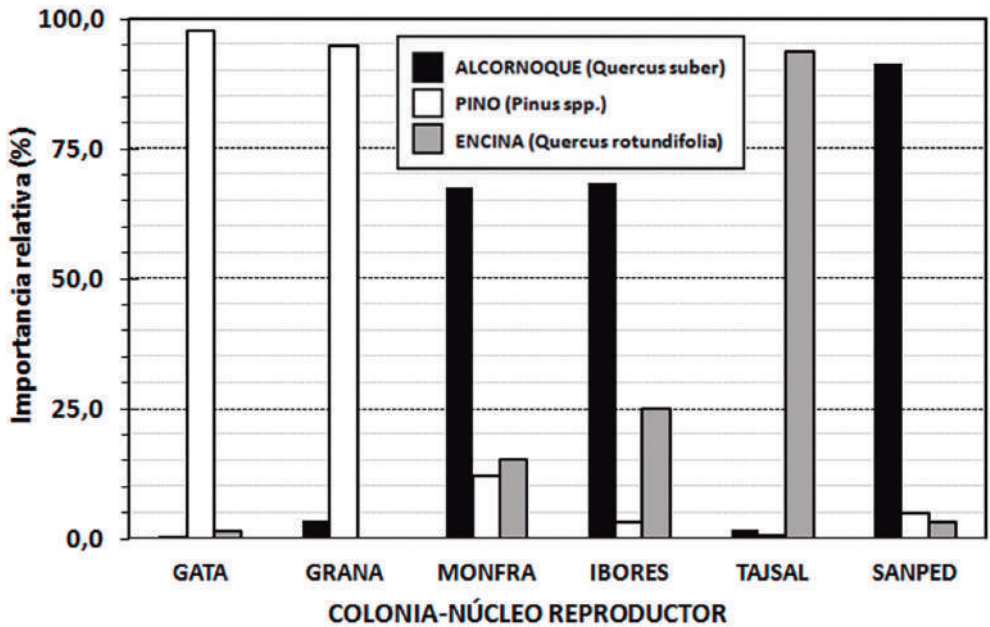


Figura 53. Sustratos de nidificación del buitre negro (*Aegypius monachus*) en Extremadura (2019).

SUSTRATO DE NIDIFICACIÓN	COLONIA-NÚCLEO REPRODUCTOR						
	GAT	GRA	MON	IBO	TAJO	SANP	OTR
Alcornoque (<i>Quercus suber</i>)	0,4	3,4	67,7	68,5	1,9	91,5	18,2
Pino resinero (<i>Pinus pinaster</i>)	97,8	94,9	12,1	3,3	0,6	5,0	53,4
Encina (<i>Quercus rotundifolia</i>)	1,3		15,1	25,0	93,8	3,3	18,2
Pino piñonero (<i>Pinus pinea</i>)		1,7	3,5			0,3	1,1
Otras especies			1,5				
Indeterminado	0,4		0,2	3,3	3,7		9,1
TOTAL NIDOS/PLATAFORMAS	227	59	603	92	161	797	88

Tabla 23. Sustratos de nidificación del buitre negro (*Aegypius monachus*) en Extremadura (2019). [GAT: sierra de Gata-Hurdes; GRA: Hurdes-Granadilla; MON: Monfragüe. IBO: Los Ibores; TAJ: Tajo-Salor; SAN: sierra de San Pedro; OTR: otras colonias.].

Sánchez y Rodríguez (1994) también coinciden en señalar la utilización exclusiva de árboles en la nidotópica de la especie en la región, destacando igualmente el alcornoque como especie principal (80%), aunque en mayor proporción que la encontrada por nosotros. Del mismo modo, otros autores coinciden con nosotros y argumentan como en la región las coníferas son utilizadas para la instalación de las plataformas en altitudes más elevadas, mientras que las quercíneas son utilizadas en áreas de menor altitud (Costillo, 2005; Morán et al., 2006a).

16.2. PARÁMETROS REPRODUCTIVOS

El análisis de la biología y parámetros reproductores de la especie en Extremadura, así como su evolución espacio-temporal, se ha llevado a cabo analizando únicamente los datos correspondientes al periodo (2011-2019). Por el contrario, el periodo 2005-2009, con datos fragmentarios, dispersos y en muchas ocasiones tomados sin la metodología/sistemática apropiada no se han tenido en cuenta. No obstante, este volumen de datos es altamente significativo de la reproducción de la especie en la región, habiéndose controlado en este espacio temporal el 93,5% de la población regional (Tabla 24). Sobre esta base de datos homogénea y estándar, se han considerado los siguientes parámetros o variables reproductoras:

- **"Parejas controladas"**: parejas con un seguimiento de su estatus reproductor.
- **"Parejas reproductoras"**: parejas que al menos inician la incubación.

- **“Parejas que se reproducen”**: porcentaje de parejas reproductoras respecto al total de parejas controladas.

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

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

En global y para el periodo de estudio se han controlado un total de 7.230 parejas de las cuales un número muy elevado, el 92,4% (6.680), iniciaron la reproducción, verificando al menos la puesta e incubación. Cierto es que este número puede estar sobrevalorado, al poder existir un contingente indeterminado de parejas que escapan al control y ser “no reproductoras” habida cuenta su comportamiento más errático y no regentar de forma continuada nido alguno. Al contrario, las parejas reproductoras con comportamientos más estereotipados (celo, regencia de nido, puesta, incubación, etc.) son más fácilmente detectadas y controladas. En cualquier caso, un elevado número de estas parejas reproductoras saca adelante su pollo, resultando productivas (71%); mientras, el 29% restante fracasaron en su intento reproductor. Como resultado, la productividad poblacional del buitre negro en Extremadura se tradujo en 0,65 pollos por pareja controlada durante este periodo (Tabla 24).

En cuanto a la evolución temporal de estos parámetros a lo largo del periodo de estudio, se puede observar cómo estos guardan una gran similitud entre las distintas temporadas reproductoras, con valores relativamente próximos entre todas ellas (Tabla 24). En este sentido, cabe destacar como el porcentaje de parejas reproductoras se encuentra siempre por encima del 85% (rango: 87,1-98,4), aunque en determinados años (2016, 2017 y 2018) la casuística señalada anteriormente pudiera condicionar los resultados obtenidos, cuando la casi totalidad de las “parejas controladas, se reprodujeron” (más del 95%), valores estos que hay que considerar excepcionales. El éxito (*fracaso*) reproductor de las parejas se mantiene igualmente relativamente elevado (*bajo*), oscilando entre un 62 y un 78% (22-38%). En paralelo a esta constancia de valores, la productividad anual de la especie en la región oscila entre 0,59 (2019) y 0,71 (2016) pollos por pareja (Tabla 24).

Señalar al respecto, que los parámetros reproductores más bajos los encontramos en las dos últimas temporadas de estudio (2018 y 2019), como consecuencia muy probablemente del mayor esfuerzo empleado en los trabajos de muestreo (ver “12. Población, evolución y tendencia poblacional”), dando como resultado una mejor estima de los fracasos reproductivos que de otra forma pasarían desapercibidos. Así pues, encontramos valores de productividad relativamente bajos (0,60 y 0,59 respectivamente) estos años (Tabla 24).

Desde otro punto de vista, haciendo referencia a una comparativa en los parámetros reproductivos entre distintas colonias, se observan algunas diferencias entre las mismas (Tabla 25). Pese a que el número de parejas reproductoras difiere mucho entre localidades, el porcentaje de parejas reproductoras es bastante constante y elevado, con valores comprendidos entre el 80 y 90%; tan solo la única colonia pacense (Cijara) muestra índices menores y sólo algo menos del 70% de las parejas llegaron a iniciar la reproducción. Por el contrario, el éxito reproductor presenta diferencias más notables entre las distintas colonias con un rango de entre 0,60 y 0,90 pollos por pareja repro-

	2011	2012	2013	2014	2016	2017	2018	2019	EXTREMADURA (2011-2019)
Población (nº de parejas)	860	844	908	928	940	964	1.079	1.210	7.736
Parejas controladas	559	840	852	907	923	965	1.081	1.103	7.230
Parejas reproductoras	487	734	782	827	908	931	1.039	972	6.680
Parejas reproductoras (%)	87,1	87,4	91,8	91,2	98,4	96,5	96,1	88,1	92,4
Éxito reproductor	0,76	0,78	0,75	0,70	0,72	0,71	0,62	0,67	0,71
Productividad	0,67	0,69	0,69	0,64	0,71	0,69	0,60	0,59	0,65

Tabla 24. Parámetros reproductores de la población de Buitre negro (*Aegypius monachus*) en Extremadura en el periodo de estudio (2011-19). *No se contó con datos de control de la reproducción para el año 2015.

COMARCA	PAREJAS CONTROLADAS	PAREJAS REPRODUCTORAS (%)	ÉXITO REPRODUCTOR	PRODUCTIVIDAD
Sierra de Gata-Hurdos	897	89,0	0,84	0,74
Hurdos-Granadilla	292	84,6	0,65	0,55
Sierras de Cañaveral	124	94,4	0,85	0,80
Monfragüe	2.093	96,9	0,60	0,58
Los Ibores	402	89,1	0,70	0,63
Cijara	108	69,4	0,75	0,52
Tajo-Salor	435	99,1	0,64	0,63
Sierra de San Pedro	2.796	91,1	0,76	0,69
Otras colonias	83	94,0	0,90	0,84
TOTAL EXTREMADURA	7.230	92,4	0,71	0,65

Tabla 25. Parámetros reproductores de la población de Buitre negro (*Aegypius monachus*) en las diferentes colonias-núcleos reproductores de Extremadura en el periodo 2011-19.

ductora. Destacan negativamente las colonias de Monfragüe y Hurdes-Granadilla (0,60 y 0,65 respectivamente) hecho probablemente relacionado con efectos denso-dependientes y competitivos en la primera y molestias derivadas de la gestión y actividad forestal en la segunda. Por su parte, la sierra de Cañaverl destaca por sus excelentes resultados en todos los parámetros estudiados, lo que se traduciría en su positiva tendencia poblacional; no en vano, esta colonia ha multiplicado por cinco su población en los últimos 15 años (ver "12.2. Evolución y tendencia poblacional"). Por el contrario, señalar negativamente las colonias de Cijara y Hurdes-Granadilla, las cuales poseen los datos productivos más bajos (0,52 y 0,55 respectivamente), debido probablemente a las molestias derivadas de la gestión forestal propia de estos entornos (talas, podas, mantenimiento de cortafuegos, etc.).

Finalmente, son diversos los estudios que han aportado datos sobre parámetros reproductores de la especie en la región. Hiraldo (1977) apunta un elevado éxito reproductivo en el norte de Cáceres (90,29%) a lo largo de varias temporadas (1973-1977). Sin embargo, no es hasta 1993 (Sánchez y Rodríguez, 1994) cuando se recogen de forma general y global estos parámetros en colonias de la región; más tarde los trabajos de Costillo (2005) y de la Puente *et al.* (2007), presentan resultados muy parecidos a los obtenidos en este estudio (Tabla 26). En este sentido, el porcentaje de parejas reproductoras ronda el 90% y el éxito reproductor y la productividad con valores próximos a 0,7 y 0,65 respectivamente. Trabajos anteriores y por tanto con mayores dificultades tanto en la identificación de las parejas como en su seguimiento, incrementan sustancialmente estos resultados, con un éxito reproductor de 1,0 y una productividad de 0,9 (Sánchez y Rodríguez, *op cit.*).

	1993 ⁽¹⁾	2000 ⁽²⁾	2006 ⁽³⁾
Parejas controladas	406	562	858
Parejas reproductoras (%)	90,6	92,5	90,9
Éxito reproductor	1,0	0,69	0,72
Productividad	0,9	0,63	0,66

Tabla 26. Parámetros reproductivos de buitre negro (*Aegypius monachus*) en Extremadura según distintas fuentes bibliográficas. Fuentes: Sánchez y Rodríguez (1994) ⁽¹⁾; Costillo (2005) ⁽²⁾ y de la Puente *et al.*, (2007) ⁽³⁾.

Otras fuentes, aunque dentro de nuestro periodo de estudio, como Caldera (2012), informa sobre número de pollos volados (170) y el éxito reproductor (0,54) en la sierra de San Pedro durante las temporadas 2006-2008, además del total de parejas con puesta en Extremadura (849). Del mismo modo, Mayordomo *et al.* (2015) facilita el número de pollos volados en la región (2009: 602; 2010: 515; 2011: 526; 2012: 577; 2013: 590 y 2014: 578).

Comparando estos parámetros reproductivos con otras poblaciones ibéricas, Extremadura presenta resultados similares a otras comunidades como es el caso de Madrid o

Castilla y León, superando además a Andalucía o Cataluña. Sin embargo, estos resultados son inferiores a los obtenidos en Castilla-La Mancha o Baleares. De forma general, los resultados reproductivos en la región solapan en gran medida con los obtenidos a nivel nacional (éxito reproductor: 0.70 vs. 0,71; productividad: 0,63 vs. 0,65)(Tabla 27).

De forma más detallada, pese al alto porcentaje de parejas reproductoras en todo el territorio (85,7-92,4%), Extremadura presenta el valor más alto. Sin embargo, el éxito reproductivo de la especie posee un rango mucho más amplio, desde 0,42 pollos por pareja en Cataluña hasta 0,87 de Castilla-La Mancha. En este sentido cabe mencionar como la mayor parte de las regiones alcanzan valores por encima de 0,7 pollos por pareja reproductora, a excepción de Andalucía (0,64) y Cataluña (0,42). Por su parte, la productividad alcanza valores de hasta 0,75 en Castilla-La Mancha, consolidando a las colonias de esta región como las más productivas a nivel nacional. Extremadura presenta en este caso, valores similares a la media nacional y en consonancia con comunidades vecinas como Madrid (0,66) o Castilla y León (0,65), superando, eso sí, aunque ligeramente a Andalucía (0,58)(Tabla 27).

En definitiva, Extremadura presenta unos resultados reproductivos positivos que se traducen en un contrastado crecimiento de sus poblaciones (ver "12.1. Población reproductora"), modulado únicamente por los distintos factores de amenaza que sufre la especie en la región (ver "18.1. Factores de amenaza").

REGIÓN (CC.AA.)	AÑO(S)	PAREJAS CONTROLADAS	PAREJAS REPROD. (%)	ÉXITO REPRODUCTOR	PRODUCTIVIDAD
Andalucía	2017	412	90,3	0,64	0,58
Baleares (Mallorca)	2017	36	88,9	0,81	0,72
Castilla y León	2017	465	91,2	0,71	0,65
Castilla-La Mancha	2017	419	86,6	0,87	0,75
Cataluña	2017	14	85,7	0,42	0,36
Extremadura*	2011-19	7.230	92,4	0,71	0,65
Madrid	2017	148	87,2	0,75	0,66

Tabla 27. Comparativa de los parámetros reproductores de las diferentes poblaciones autonómicas de buitre negro (*Aegypius monachus*) en España. Fuente: del Moral (2017); *Presente estudio.

17. RELACIONES INTER E INTRAESPECÍFICAS: COMPETENCIA

Las relaciones competitivas, ya sean inter o intraespecíficas, condicionan la presencia de las parejas o ejemplares en sus territorios. Este tipo de interacciones puede darse entre de distintas especies (*sensu* competencia interespecífica) mediante competencia por recursos alimenticios, lugares óptimos de nidificación o por fenómenos de depredación (Holt y Polis 1997; Newton 1998; Sergio *et al.*, 2003; Sergio y Hiraldo 2008), así como entre ejemplares de la misma especie (*sensu* competencia intraespecífica), donde influyen aparte de los factores ya mencionados, la calidad y condición corporal de los individuos (Jhonson, 2007; Cardador *et al.* 2012; Zabala y Zuberogoitia, 2014). Esta competencia entre individuos conespecíficos es normalmente mayor que la competencia interespecífica, posiblemente debido al mayor solapamiento de los requerimientos ecológicos entre ejemplares de la misma especie (Katzner *et al.*, 2003). En estas circunstancias el patrón espacial de distribución de los territorios en función de la competencia suele ser regular, excepto cuando existe una distribución no uniforme de los recursos, tanto tróficos como de nidificación, y por una intensa presencia humana, siendo estos factores como los más influyentes en este sentido (Newton, 1979). En especies coloniales, como el buitre negro, el territorio de nidificación puede considerarse como el entorno inmediato al nido, sobre el cual si aparece cierto patrón regular de espaciamiento entre parejas, dependiente en gran medida de las condiciones del entorno y la densidad poblacional de cada colonia (Costillo, 2005; Morán *et al.*, 2006a).

De forma general en grandes rapaces, la disposición y posesión de varias plataformas de nidificación en un territorio supone, además de beneficios en la reproducción (intensificación de las relaciones afectivas en la pareja durante la construcción y mantenimiento de las plataformas; Moreno, 2012), reducción a la alta exposición de parásitos (Newton, 1979) o reemplazo de nidos en caso de ocupación, deterioro o molestias en el área de cría (Brown y Amadon, 1968), una forma de marcaje territorial (Newton, 1979).

La construcción o reparación de una plataforma requiere una fuerte inversión temporal por parte de la pareja, así como de un gran esfuerzo, por tanto, el ahorro energético que supone la ocupación de nidos ajenos es una costumbre habitual en grandes rapaces (Newton, 1979). En este sentido, el buitre negro puede llegar a regentar varias plataformas de cría (hasta 9), siendo lo más habitual uno o dos (de la Puente *et al.*, 2007).

En la península Ibérica, el buitre negro coexiste en simpatria con diversas especies de aves carroñeras a lo largo de su distribución, como el alimoche (*Neophron pernocterus*), buitre leonado (*Gyps fulvus*) o quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*), así como con otras especies de rapaces como el águila real (*Aquila chrysaetos*), águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*), águila culebrera (*Circaetus gallicus*) o el águila calzada (*Hieraetus pennatus*) (Bernis, 1966; Cramp y Simmons, 1980). Este hecho determina la aparición de interacciones de naturaleza competitiva sobre las plataformas de nidificación entre algunas de estas especies (Cano y Valverde, 1959; Hiraldo, 1977; González *et al.*, 1984; Rodríguez y Sánchez, 1990; González, 1991; Galán *et al.*, 1997a; Moreno-Opo, 2007; Dobado *et al.*, 2012). Del mismo modo, la especie sufre una fuerte competencia intraespecífica tanto trófica como reproductivamente debido en gran medida a su condición colonial (Bernis, 1966; Fernández-Bellón *et al.*, 2016). En la región y al igual que a escalas mayores, el buitre negro compite principalmente con sus congéneres por el hábitat de nidificación, presentando una competencia intraespecífica manifiesta que se traduce en una distribución más o menos laxa entre parejas (Costillo, 2005; Morán *et al.*, 2006b).



Figura 54. Buitres negros (*Aegypius monachus*) junto a ejemplares de buitre leonado (*Gyps fulvus*).
Autora: Elsa Martín de Rodrigo.

17.1. OCUPACIÓN Y USURPACIÓN DE NIDOS

Con el fin de analizar estos efectos competitivos en la región se ha estudiado tanto la ocupación de plataformas por parte de otras especies hacia el buitre negro (en adelante OCUPACIÓN), como el caso contrario, la usurpación de plataformas de nidificación de otras rapaces por parte del buitre negro (USURPACIÓN). Para ello, se han utilizado los datos procedentes de los Censos de Especies Protegidas llevados a cabo por los Agentes del Medio Natural y personal técnico de la Junta de Extremadura en el periodo 2005-2019.

En base a ello, se han registrado un total de 736 eventos competitivos, en particular la mayor parte ocupaciones de nidos de buitre negro por parte de otras especies (691) y usurpaciones de este hacia otras rapaces (45). En estos fenómenos se han visto afectadas-interesadas un total de 252 parejas de la especie.

En primer lugar, y atendiendo a los sucesos de ocupación, la mayor parte de estos (98,9%) han sido acometidos por el buitre leonado, el cual ha ocupado un total de 684 plataformas de buitre negro en el periodo de estudio (2005-2019). Por otro lado, se han registrado otros episodios de ocupación (5) donde las protagonistas son águilas (águila imperial ibérica y águila culebrera), si bien estas circunstancias se dan de forma anecdótica (Tabla 28). En general, la ocupación de estas plataformas de nidificación por parte de otras especies se sucede repetitivamente a lo largo de las temporadas y se continúa normalmente en el tiempo hasta la desaparición o deterioro de las mismas, significando el abandono o pérdida de dicha plataforma por parte de la especie; este suceso continuado y repetitivo sobre ciertos nidos es el motivo por el cual el número de ocupaciones es significativamente mayor al de parejas de la especie afectadas por este hecho (Tabla 28). No obstante, se le conocen algunos sucesos de recuperación de nidos que anteriormente les fueron ocupados, principalmente por el buitre leonado (ver después).

ESPECIE	PAREJAS AFECTADAS	OCUPACIONES
Buitre leonado (<i>Gyps fulvus</i>)	235	684
Águila imperial ibérica (<i>Aquila adalberti</i>)	2	4
Culebrera europea (<i>Circaetus gallicus</i>)	1	1
TOTAL	238	691

Tabla 28. Número de plataformas de nidificación de buitre negro (*Aegypius monachus*) ocupadas por otras especies de rapaces en Extremadura en el periodo de estudio (2005-19).

Por el contrario, 19 parejas de buitre negro han usurpado nidos de otras rapaces durante el periodo de estudio, fenómeno también continuado por dichas parejas y que determina un total de 45 usurpaciones. Más detalladamente, 16 de ellas se corresponden a "recuperaciones" de plataformas propias, previamente ocupadas por buitres leonados, mientras se conocen un total de 29 usurpaciones "verdaderas" todas ellas hacia el águila imperial ibérica (Tabla 29). Esta última, por tanto, se ve más afectada competitivamente en esta relación que el buitre negro ya que en contadas ocasiones (4) es el águila la que ocupa nidos de buitre. Este hecho puede deberse al carácter colonial del buitre negro, el cual desplaza en cierto modo la necesaria tranquilidad a la hora de la reproducción para estas grandes águilas.

ESPECIE	PAREJAS AFECTADAS	USURPACIONES
Buitre leonado (<i>Gyps fulvus</i>)	9	16
Águila imperial ibérica (<i>Aquila adalberti</i>)	10	29
TOTAL	19	45

Tabla 29. Número de plataformas de nidificación de otras rapaces usurpadas por el buitre negro (*Aegypius monachus*) en Extremadura en el periodo de estudio (2005-2019).

En la actualidad (2019), el buitre negro sufre un total de 177 ocupaciones de nidos, atribuyéndose la práctica totalidad de estas al buitre leonado. Por otro lado, el número de usurpaciones llevadas a cabo por la especie se limitan únicamente 11 sucesos registrados; 4 recuperaciones territoriales hacia el buitre leonado y 7 usurpaciones de plataformas de águila imperial ibérica (Tabla 30).

ESPECIE	PAREJAS AFECTADAS	USURPACIONES
Buitre leonado (<i>Gyps fulvus</i>)	9	16
Águila imperial ibérica (<i>Aquila adalberti</i>)	10	29
TOTAL	19	45

Tabla 30. Número de sucesos de ocupación/usurpación de plataformas/territorios de buitre negro (*Aegypius monachus*) con otras rapaces en Extremadura en 2019.

17.2. OCUPACIONES Y USURPACIONES EN DISTINTAS COLONIAS

Analizando por colonias estos fenómenos de competencia por las plataformas de nidificación, Monfragüe es claramente el área con mayor número de estos sucesos competitivos entre especies. En concreto y para el periodo de estudio, el buitre negro ha sufrido más 150 ocupaciones de nidos por parte del buitre leonado y un caso por parte del águila culebrera en esta colonia. Del mismo modo, Monfragüe es la colonia donde más casos de usurpaciones de nidos hacia otras especies se han registrado, un total de 19, de las cuales 9 se consideran plataformas recuperadas. Este volumen de eventos en uno y otro sentido en dicha colonia podría estar relacionado con la alta densidad poblacional de estas especies de grandes rapaces en este espacio natural, lo cual repercutiría en mayores interacciones entre especies y una mayor competencia por los lugares de nidificación.

Por el contrario, en la sierra de San Pedro, pese a que constituye la mayor colonia de cría de la región (522 parejas; 802 plataformas), los sucesos de competencia son llamativamente escasos (Tabla 31). Presenta un total de 22 ocupaciones hacia el buitre negro y 4 usurpaciones de este hacia el águila imperial. Este "escaso" número de eventos competitivos puede estar influenciado por la gran disponibilidad de sustratos para nidificar que presenta el entorno, que sumado a su enorme superficie, atenúa este tipo de relaciones entre especies. En resumen, cabe destacar como las ocupaciones por parte del buitre leonado se suceden en mayor o menor medida en todas las colonias en estudio, principalmente en Monfragüe y Gata-Hurdes-Granadilla, consolidando a esta especie como el principal competidor por el sustrato de nidificación para el buitre negro en la región (Tabla 31).

COLONIA-NÚCLEO REPRODUCTOR	OCUPACIONES	USURPACIONES
Gata-Hurdes-Granadilla	GYPFUL (40)	—
Monfragüe	GYPFUL (152) CIRGAL (1)	GYPFUL (9) AQUADA (5)
Sierra de San Pedro	GYPFUL (21) AQUADA (1)	AQUADA (4)
Tajo-Salor	GYPFUL (12)	
Otras colonias-núcleos reproductores	GYPFUL (9) AQUADA (2)	AQUADA (1)
TOTAL	238	19

Tabla 31. Número de parejas interesadas por eventos de ocupación/usurpación entre distintas especies de rapaces en territorios de buitre negro (*Aegypius monachus*) en Extremadura en el periodo de estudio (2005-2019). [GYPFUL: buitre leonado (*Gyps fulvus*); AQUADA: águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*) y CIRGAL: águila culebrera (*Circaetus gallicus*)].

De forma general, la inexistencia de trabajos regionales anteriores impide comparar esta serie de fenómenos a lo largo del tiempo, conociéndose tan solo meras menciones de ocupaciones de buitre leonado (Traverso, 2001; Prieta et al., 2013). Del mismo modo, se han citado a nivel

nacional ocupaciones de nidos por parte otras especies (Moreno-Opo, 2007), las cuales guardan una gran similitud con los resultados obtenidos de nuestros datos, resultando el buitre leonado y, en menor medida el águila imperial ibérica, como sus principales competidores.

18. AMENAZAS Y CONSERVACIÓN

Las aves rapaces en general y las carroñeras en particular, ocupan el vértice de las pirámides tróficas o ecológicas y se han considerado como especies bandera y especies paraguas, mostrando normalmente bajas densidades de población en grandes extensiones de hábitat (Newton, 1979). Desde otra perspectiva, las aves carroñeras ejercen un servicio ecosistémico de gran importancia, cual es la labor de limpieza de restos biológicos actuando en el control natural de epizootias (Morales-Reyes et al., 2015; Donázar et al., 2016). En definitiva, las aves rapaces son valiosos bioindicadores de los ecosistemas que habitan, siendo especialmente sensibles a los cambios ambientales que ocurren a lo largo de sus áreas de distribución en un amplio rango de escalas espaciales y temporales (Newton, 1979).

Pese a este valor patrimonial, y al igual que a escalas mayores (nacional o global), son muy diversas las amenazas a las que estas aves se ven sometidas en la región; tendidos eléctricos, venenos, caza/captura ilegal, alteración del hábitat o molestias antropogénicas son las principales problemáticas que amenazan a estas especies (DGS, Junta de Extremadura). La práctica totalidad de estas causas interfieren del mismo modo sobre el buitre negro, ya sea de forma directa sobre los propios individuos o indirecta, afectando a su distribución y/o al éxito reproductor (Costillo et al., 2014).

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

18.1. FACTORES DE AMENAZA

En primer lugar y al igual que para apartados anteriores, los datos utilizados para el análisis de las amenazas del buitre negro en la región provienen de las observaciones y consideraciones aportadas por los Agentes del Medio Natural y personal técnico de la Junta de Extremadura durante el periodo de estudio (2005-2019). En segundo término y complementariamente, se ha tenido acceso a los registros de entrada a los Centros de Recuperación de Fauna Silvestre en la región, en concreto el centro AMUS (Acción por el Mundo Salvaje; Villafranca de los Barros, Badajoz) y el Centro de Recuperación de Fauna y Educación Ambiental Los Hornos (Sierra de Fuentes, Cáceres) gestionado por la propia Junta de Extremadura. A continuación y para cada una de estas fuentes de datos se procederá al análisis cuantitativo y cualitativo de los factores de amenaza que interesan al buitre negro en Extremadura.

En base a la primera de las fuentes, se han apuntado un total de 369 sucesos de amenaza, o lo que es lo mismo, interacciones entre determinados factores de amenaza y la especie en Extremadura, viéndose afectadas un total de 283 parejas (10-15 % de la población regional) por alguno(s) de estos factores de alteración (Tabla 32).

De forma general, los principales factores de amenaza para la especie en la región tienen que ver con la gestión del medio y sus aprovechamientos (gestión forestal y actividades cinegéticas fundamentalmente). Así, algo más de un tercio (130; 35%) de las interacciones entre factores de amenaza y parejas tiene que ver con alteraciones de esta tipología.

Actividades como el descorche, podas o desbroces en áreas de nidificación de la especie, debido a la estrecha relación que mantienen ambos taxones en la región (alcornoque y buitre; ver "16.1. Nidotópica"), acogen buena parte de estos sucesos (Tabla 32), afectando principalmente a la colonia de San Pedro. Actividades relacionadas con la gestión forestal (mantenimiento y limpieza de cortafuegos, desbroces, quema de restos, etc.) en Montes públicos, tales como Cijara, Granadilla, Hurdes, etc. también han de ser considerados en este capítulo.

Por otro lado, las actividades cinegéticas (10% de casos; Tabla 32), especialmente las relacionadas con la caza mayor (monterías, aguardos de jabalí, etc.) también representan un problema añadido para el buitre negro, pues solapan muchas de ellas en espacio y tiempo con la actividad reproductora de la especie, en especial a comienzos de la nidificación, cuando las parejas son muy sensibles a cualquier tipo de molestias, lo cual puede determinar fracasos reproductores tempranos. No hay que olvidar en este sentido que la mayor parte de las parejas de la especie en la región nidifican en grandes fincas destinadas mayoritariamente a estos aprovechamientos (explotación del alcornoque y caza mayor (ver "14.1. Selección de hábitat").

Junto a estos factores y en segundo orden de importancia, se sitúan las molestias derivadas del tránsito de vehículos y personas por diferentes vías de comunicación (pistas, caminos, veredas, etc.) en las cercanías de nidos de buitre. En conjunto estas interferencias con las parejas reproductoras acogen un total de 79 casos (21% del total; Tabla 32). La principal causa de alteración es la circulación de vehículos, en general por personal propio de las fincas, pero no hay que olvidar, aunque de forma más moderada las perturbaciones derivadas del ocio en el campo, como senderismo o ciclismo, junto con molestias causadas por obras públicas. Anecdóticamente se ha registrado también un posible caso de alteración por el asentamiento de un colmenar en las proximidades de nidos de la especie (Tabla 32).

Por otro lado, según estos datos, el veneno no parece ser una de las principales amenazas para la especie en la región, pero ha de tenerse en cuenta la dificultad que supone la documentación de este hecho, motivo por el cual probablemente muchos de estos sucesos no se encuentren cuantificados. Así, únicamente 3 parejas se han visto afectadas por esta amenaza en este periodo, registrados estos hechos en la sierra de San Pedro.

Finalmente, también se han observado una serie de amenazas de origen natural, como molestias por otras especies (14; 4 %) (ver "17. Relaciones inter e intraespecíficas: competencia") o la climatología adversa (7; 2 %) o al menos relacionadas en gran medida con causas naturales, como la caída del nido de pollos jóvenes, el factor de amenaza mayormente registrado en todo el periodo y que afecta a la práctica totalidad de las colonias extremeñas. Se han llegado a registrar más de 100 parejas afectadas (109), lo que supone casi el 30% de total (Tabla 32).

De igual modo, los incendios, intencionados o no, se relacionan negativamente con la especie, pues repercuten en la pérdida de nidos y/o pollos en época reproductora, alteración esta permanente e irreversible al menos a corto medio plazo por la desaparición de dicha área/punto como lugar de nidificación. En la región se han contabilizado hasta 27 sucesos de esta índole, representando algo más del 7 % del total (Tabla 32; Figura 55).

PROBLEMÁTICA: FACTORES DE AMENAZA	Nº PAREJAS*	%
Trabajos forestales (descorche, podas, etc.)	77	20,87
Trabajos forestales en Montes públicos	15	4,07
Caza mayor (monterías, esperas, ...)	38	10,30
Molestias (pista-camino; vehículos)	65	17,62
Molestias x obras públicas	4	1,08
Molestias humanas (ocio, senderismo)	9	2,44
Molestias (colmenas)	1	0,27
Climatología adversa	7	1,90
Incendios forestales	27	7,32
Nido caído	109	29,54
Veneno	3	0,81
Interferencia con Buitres (dormidero)	14	3,79
TOTAL	369	100,0

Tabla 32. Amenazas documentadas para el buitre negro (*Aegypius monachus*) por los Agentes del Medio Natural en Extremadura durante el periodo de estudio (2005-2019). Se indica el número de parejas interesadas en cada caso. *Una misma pareja puede estar afectada por más de un factor.



Figura 55. Pinar calcinado en serranías extremeñas. Este tipo de fenómenos, de origen natural o provocado, representan una seria amenaza para la especie (*Aegypius monachus*) sobre todo durante la época reproductora. Autor: Casimiro Corbacho.

En segundo lugar y gracias a los datos procedentes de los Centros de Recuperación de Fauna Silvestre de la región, se han podido analizar un total de 423 ingresos de ejemplares de buitre negro durante el periodo 2009-2020. Cabe destacar como en más del 70% de los casos la causa de ingreso es conocida, sin embargo, en torno al 14 % de los casos (60) presenta un diagnóstico desconocido o indeterminado; el resto de ingresos en estos centros se deben a cesiones de otras entidades con fines principalmente de cría en cautividad. Tanto en uno como en otro caso, estos orígenes (desconocidos u otros centros) no fueron tenidos en cuenta en los análisis porcentuales (Tabla 33).

En cuanto a la edad de los ejemplares y teniendo en cuenta únicamente datos del centro de AMUS, se ha podido comprobar como el 27,6 % de los ingresos fueron pollos, más de la mitad juveniles (53,4 %) y resto adultos (19,0 %). Esta proporción se identifica, a grandes rasgos, con las causas de ingreso a nivel regional (Tabla 33), donde la mayor parte de las incidencias están relacionadas con causas mayormente relacionadas con este tipo de individuos. Así, cabe destacar el que muchas de las causas de ingreso están relacionadas con ejemplares de edades tempranas (pollos/juveniles) como pueden ser la desnutrición (3 casos), golpes de calor (7), caídas del nido (23) o la desorientación, la cual representa la principal causa de ingreso, alcanzando hasta el 42% del total de ejemplares (Tabla 33). Por otro lado, causas como la caza ilegal

(7 casos) o tendidos eléctricos, tanto electrocuciones (8) como especialmente colisiones (68; ya sean con tendidos eléctricos, aerogeneradores o alambradas) pueden afectar tanto a individuos adultos como jóvenes y acogen más de una cuarta parte de los ingresos (Tabla 33).

CAUSA DE INGRESO	Nº DE CASOS	% (*)
Caído de nido	23	7,49
Depredación/ataque por perros	5	1,63
Desnutrición	3	0,98
Desorientación	99	32,25
Caído al agua	7	2,28
Atropello	16	5,21
Colisión (aerogenerador, tendido, alambrada)	68	22,15
Electrocución	8	2,61
Caza ilegal (Disparo)	7	2,28
Veneno	53	17,26
Intoxicación	9	2,93
Infección/parasitación	1	0,33
Golpe de calor	7	2,28
Rayo	1	0,33
Cedidos (Centros de Cría en cautividad)	56	—
Indeterminado	60	—
TOTAL	307 (423)	100,0

Tabla 33. Número de ejemplares de buitre negro (*Aegypius monachus*) y causa de ingreso en los Centros de Recuperación de Fauna Silvestre extremeños en el periodo 2009-2020. (*) Los porcentajes se han calculado únicamente sobre los casos clasificados como factores de amenaza (n=307), descartándose los casos indeterminados y/o de ejemplares cedidos de otros centros de recuperación.

Del mismo modo, el veneno es otro factor de amenaza potencial para el buitre negro, habiendo afectado en este periodo afectando a un total de 53 ejemplares (17 %). Por último, se han identificado una serie de problemáticas con tasas de ingreso más bajas, las cuales no superan el 3% de las causas registradas, pero que igualmente han de tenerse en cuenta pues en conjunto pueden representar un problema añadido para la especie en la región; en este sentido, destacan caídas de ejemplares sobre masas de agua (pantanos, canales, balsas de riego), infección por parásitos o incluso alguna muerte por rayo (Tabla 33).

Atendiendo a la evolución de los ingresos en dichas entidades a lo largo del periodo de estudio, se ha podido comprobar como el número de ingresos ha ido aumentando hasta alcanzar un máximo de 77 ejemplares en 2020 (Figura 56). En esta dinámica de aumento en las hospitalizaciones de buitres negros, aparte de la posible incidencia creciente de los factores anteriores, tendría cabida el continuo crecimiento de la población regional en los últimos años (ver "12.2. Evolución y tendencia poblacional").

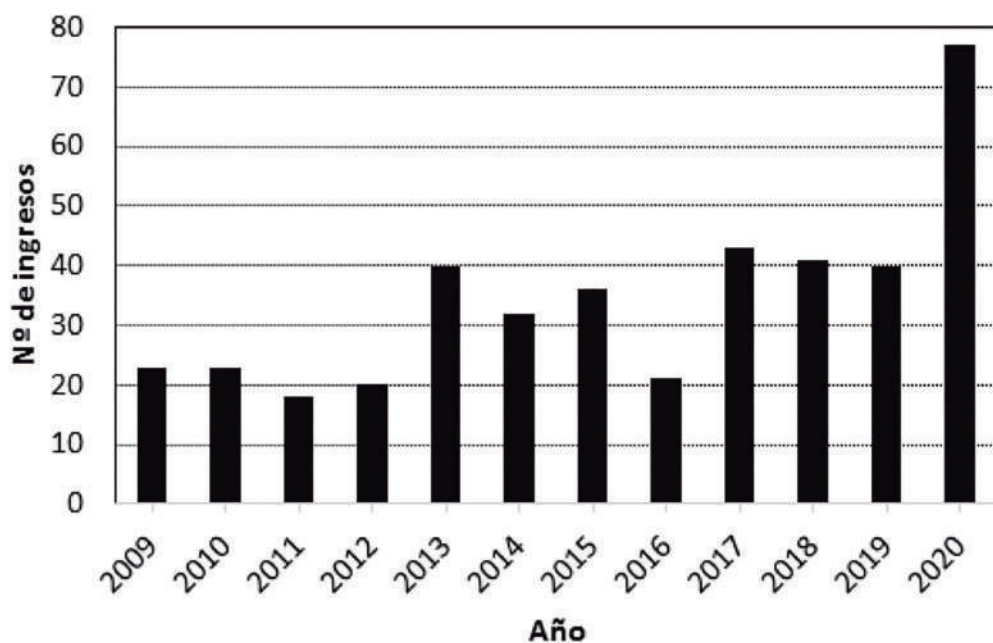


Figura 56. Número de buitres negros (*Aegypius monachus*) ingresados en los Centros de Recuperación de Fauna Silvestre extremeños en el periodo de estudio (2009-2020).

Tras el ingreso y adecuado tratamiento de estos ejemplares, la labor de estos centros en la región ha permitido la liberación satisfactoria de un total de 135 ejemplares, lo que supone el 32% de los ingresos (Tabla 34). Al contrario, una parte de aves bien ingresa ya cadáver (22,5%), muere durante la estancia (18,2%) o es eutanasiada (5%); asimismo y aún con vida, otra serie de ejemplares son irre recuperables para su reintroducción en el medio (Tabla 34). Por último, el 16% (68 ejemplares) han sido cedidos por la Junta de Extremadura a otras entidades con fines tanto de cría en cautividad como de reintroducción en áreas de distribución europeas (Tabla 34). Alguno de estos proyectos son el LIFE14 NAT/BG/649 *Bright Future for Black Vulture*, por el cual se traslada ejemplares a Bulgaria, para establecer una población viable que sirva de conexión con otras poblaciones europeas (Green Balkans, 2016); o el Proyecto Monachus, gestionado por GREFA, para la reintroducción de la especie en los Pirineos y el sistema Ibérico (GREFA, 2012; 2017) (Figura 57).

RESULTADO DEL TRATAMIENTO	Nº DE INDIVIDUOS	%
Cedido	68	16,1
Ingresa muerto	95	22,5
Muerte	77	18,2
Eutanasia	23	5,4
Infértil	3	0,7
Irrecuperable	12	2,8
Recuperado	135	31,9
Desconocido	10	2,4
TOTAL	423	100,0

Tabla 34. Resultado (número de ejemplares) en función del resultado tras su ingreso y tratamiento en los Centros de Recuperación de Fauna Silvestre de Extremadura (2009-2020).



Figura 57. Ejemplares de buitre negro (*Aegypius monachus*) pertenecientes a los Centros de Recuperación de Fauna Silvestre, mediante los cuales la Junta de Extremadura colabora en funciones de cría en cautividad (A) y proyectos de reintroducción (B y C). Autor: José María Guzmán.

De acuerdo a estos datos, las principales amenazas para la especie en la región no distan demasiado, al menos a grandes rasgos, de las sufridas por esta a nivel nacional (Costillo et al., 2014) (ver "9. Conservación y Amenazas"). Desde un punto de vista bibliográfico, la electrocución es un grave factor de amenaza para la especie en la región (Gragera, 1994; Costillo et al., 2014). Extremadura posee una normativa autonómica de protección de tendidos eléctricos 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 mejoras técnicas que supongan un menor peligro para las aves; al igual que la aplicación de medidas disuasorias para evitar las interacciones de estas especies con los tendidos (Junta de Extremadura, 2004). Por otra parte, las distintas ZEPAS existentes en Extremadura aplican medidas para la protección para la avifauna contra la colisión y electrocución en las líneas eléctricas y de alta tensión que pasan por estos espacios. Entre estas 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. En la actualidad, se están llevando a cabo en la región, incluso proyectos de rastreo de aves electrocutadas con perros en tendidos eléctricos, con el fin de identificar los tendidos más peligrosos y poder adoptar las medidas pertinentes (Proyecto "UCRA").

Por otro lado, en Extremadura el veneno continúa siendo una de las grandes lacras en la conservación, principalmente de aves necrófagas (DGMA, Junta de Extremadura). Son múltiples los hallazgos por este hecho que han sido registrados en las últimas décadas, los cuales se continúan hasta nuestros días (Gragera, 1994; Costillo et al., 2014), registrándose incluso 31 ejemplares envenenados en Badajoz y 43 en Cáceres entre 1992 y 2017 (de la Bodega et al., 2020). Del mismo modo, esta amenaza se consolida como una de las principales causas de ingreso en los Centros de Recuperación en la región (Tabla 33). En Extremadura, se publicó en 2015 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). A pesar de ello, en el Informe de "La Lucha Contra el Veneno en España" (2011-2016) (Cano, 2017), donde se realiza una evaluación de la gestión que hacen las distintas comunidades autónomas contra el uso ilegal del veneno, Extremadura, junto a otras nueve comunidades autónomas, se encuentra en la categoría de "Graves carencias" (Cano, 2017). Uno de los puntos débiles que tiene la región y que resalta este informe, es que apenas se han tomado resoluciones administrativas para hacer frente al problema (Cano, 2017). Por ello, en la actualidad la Junta de Extremadura ha elaborado un importante protocolo de acción contra el veneno, en el que cooperan tanto la Administración pública mediante los Agentes del Medio Natural y los Centros de Recuperación, como la Universidad de Extremadura (Facultad de Veterinaria) y Guardia Civil (SEPRONA).

El carácter de carroñero obligado que presenta el buitre negro, lo hace muy vulnerable a cualquier sustancia que se encuentre en los cadáveres de los que se alimenta. A parte del veneno, en estos cadáveres pueden encontrarse otra serie de compuestos, como los fármacos de uso veterinario en el caso del ganado doméstico, o el plomo en animales cinegéticos (Hernández y Oria, 2007; Hernández y Margalida, 2008). En la región, las intoxicaciones no parecen ser una de las principales causas por las que la especie ingresa en los Centros de Recuperación (Tabla 33); sin embargo, ello no quita de que se deba realizar un control del uso de los fármacos en la ganadería y una regulación del uso de la munición de plomo, inci-

diendo en su sustitución por otra de un material menos tóxico, viendo el peligro que pueden llegar a suponer estas sustancias no solo para el buitre negro, sino para toda la comunidad de carroñeros de la región. De igual manera, la especie puede sufrir distintos episodios de intoxicaciones debido a la costumbre de alimentarse en vertederos y basureros de la región como describen Gragera (1994) o Mayordomo y colaboradores (2015).

A raíz de la crisis producida por la aparición de la encefalopatía espongiforme bovina (EEB), en 2001, la Comisión Europea (CE) prohibió el abandono de ganado muerto en el campo (Reglamento (CE) nº 1774/2002). Ello conllevó a la desaparición de una importante fuente de alimento para todas las especies carroñeras. Poco tiempo después, la CE flexibilizó los requerimientos necesarios para la deposición de cadáveres ganaderos en puntos de alimentación autorizados, todo ello a través de la Decisión 830/2005/CE de 25 de mayo. De esta forma, España aprobó el Real Decreto 664/2007, de 25 de mayo, por el que se regula la alimentación de aves rapaces necrófagas con subproductos animales no destinados a consumo humano. El Reglamento (CE) nº 1774/2002 quedó derogado por el Reglamento (CE) nº 1069/2009, del Parlamento Europeo y del Consejo, de 21 de octubre de 2009; y el RD 664/2007, por el Real Decreto 1632/2011, de 14 de noviembre, por el que se regula la alimentación de determinadas especies de fauna silvestre con subproductos animales no destinados al consumo humano. Todo este marco legislativo llevó a que Extremadura aprobara en 2015 el Decreto 38/2015, de 17 de marzo, por el que se regula la alimentación de determinadas especies de fauna silvestre con subproductos animales no destinados a consumo humano en la comunidad autónoma de Extremadura. El objetivo principal de este decreto fue la creación de una Red de Alimentación de Especies Necrófagas en Extremadura (RAENEX), integrada por las Zonas de Protección para la alimentación de especies necrófagas de interés comunitario y por los comederos o muladares autorizados a lo largo de toda la región (ver Figura 52; "15. Dieta y Alimentación"). Sin embargo, a pesar de la aplicación de estas medidas, una gran parte de los individuos que han ingresado en los Centros de Recuperación de Fauna extremeños ha sido debido a causas relacionadas con la inexperiencia, desorientación o desnutrición, muy relacionadas con la falta de recursos tróficos (Tabla 33). Los ejemplares inmaduros se ven más afectados por esta escasez de alimento, puesto que no poseen todavía la experiencia en la búsqueda del mismo, y dependen principalmente de fuentes de alimento predecible y abundante, como los muladares (Moreno-Opo y Guil, 2007; Costillo *et al.*, 2014).

El buitre negro es una especie muy sensible a las molestias humanas, hecho que queda reflejado por su evasión de las zonas donde se producen tales molestias a la hora de seleccionar los lugares de nidificación (Morán *et al.*, 2006). Incluso se han observado diferencias en el éxito reproductivo en función de determinadas variables ambientales y antrópicas, asociándose el fracaso en la reproducción en determinadas colonias de Extremadura, a una mayor presencia humana en la zona (Morán *et al.*, 2006a). Así pues y debido a la gran producción de corcho que tiene Extremadura, el descorche es una de las actividades forestales que más afectan a la especie, de igual forma el resto de labores forestales como podas o desbroces, repercuten muy negativamente en la especie sobre todo cuando coinciden con el periodo reproductivo (Gragera, 1994; Sánchez y Rodríguez, 1994; Costillo *et al.*, 2014). Para evitar toda clase de perturbaciones que puedan afectar al buitre negro, el Plan de Conservación del Hábitat del buitre negro declara como "hábitat crítico" un área circular de 500 m de diámetro, teniendo como centro un nido que haya sido ocupado en al menos una ocasión durante los últimos 5 años (Junta de Extremadura, 2015a). En esta zona, cualquier tipo de actividad requerirá de una valoración de sus efectos sobre la especie; prohibiéndose durante el periodo sensible (del 1 de febrero al 15 de septiembre) cualquier actividad constructiva, extractiva, agrícola, forestal o cinegética (Junta de Extremadura, 2016).

18.2. PLAN DE CONSERVACIÓN DEL HÁBITAT DEL BUITRE NEGRO EN EXTREMADURA

El buitre negro se encuentra como “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 2015 se publicó en el DOE la Orden de 25 de mayo de 2015 por la que se aprueba el Plan de Conservación del Hábitat del Buitre negro (*Aegypius monachus*) en Extremadura (Junta de Extremadura, 2015a).

A continuación, se expone casi en su totalidad el texto que recoge el Plan de Conservación del Hábitat del Buitre negro (*Aegypius monachus*) en Extremadura, habiendo cambiado los apartados correspondientes según la modificación producida por la Orden de 13 de abril de 2016 (Junta de Extremadura, 2016).

18.2.1. Ámbito de aplicación

El Plan se aplicará en todo el territorio de la comunidad autónoma de Extremadura.

Dentro de este ámbito de aplicación se considerarán las siguientes áreas de reproducción para la especie, en las que se priorizarán las actuaciones de conservación y mejora del hábitat y de vigilancia y control, y cuya cartografía es la contenida en el Anexo II de la presente orden:

- **Sierra de San Pedro:** Alburquerque, Aliseda, Cáceres, Herrerueta, Salorino, San Vicente de Alcántara, Valencia de Alcántara.
- **Tajo Internacional y Llanos de Alcántara y Brozas:** Alcántara, Brozas, Carbajo, Membrío, Salorino, Santiago de Alcántara.
- **Gata – Hurdes – Granadilla:** Cadalso, Descargamaría, Hernán Pérez, Pinofranqueado, Robledillo de Gata, Santibañez el Alto, Caminomorisco, Ladrillar, Nuñomoral, Pinofranqueado, Abadía, Zarza de Granadilla.
- **Monfragüe:** Casas de Millán, Casas de Miravete, Deleitosa, Higuera, Jaraicejo, Malpartida de Plasencia, Romangordo, Serradilla, Serrejón, Toril, Torrejón el Rubio.
- **Villuercas - Ibores:** Alía, Castañar de Ibor, Fresnedoso de Ibor, Robledollano, Valdela-casa de Tajo.
- **Cañaveral:** Cañaveral.
- **Canchos de Ramiro:** Cañaveral, Moraleja, Pedroso de Acim, Portezuelo, Zarza la Mayor.
- **Cijara y Puerto Peña:** Helechosa de los Montes, Herrera del Duque.

Todas las medidas propuestas en este documento, salvo referencia expresa de su

definición, se aplicarán 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.

A tal efecto, se definen estas áreas dentro del ámbito geográfico de aplicación del plan:

· **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 volantones, etc. Esta área incluye también la zona de alimentación de la pareja.



Figura 58. Buitre negro (*Aegypius monachus*) junto a ejemplares de buitre leonado (*Gyps fulvus*). Sierra de San Pedro (Aliseda, Cáceres). Autor: José María Guzmán.

· **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 considerarán con la denominación especial de "hábitat crítico" aquellas concretas dentro del ámbito geográfico de actuación del plan que se estimen 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 podrá declarar nuevos hábitats críticos para el buitre negro cuando ello se considere necesario para alcanzar los objetivos del plan.

18.2.2. Finalidad

La finalidad del Plan de Conservación del Hábitat del Buitre negro (*Aegypius monachus*) en Extremadura es asegurar el mantenimiento y favorecer el crecimiento de la población.

Dado los resultados positivos obtenidos por su puesta en práctica, las líneas prioritarias de actuación para los próximos años siguen siendo:

1. Continuar aumentando el porcentaje actual de superficie protegida con territorios ocupados por el buitre negro, para garantizar el mantenimiento, o en su caso, el restablecimiento de un estado de conservación favorable de los hábitats de la especie. Con esta previsión y con las zonas ya designadas como ZEPA o ZEC, se aseguraría en gran medida la conservación de la mayor parte del hábitat actual ocupado y de gran parte del potencial que podría ser objeto de recolonización.
2. 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.
3. Potenciar la erradicación del uso de venenos y tóxicos en el campo.
4. Mejorar el hábitat actual en el que se reproduce y alimenta esta especie, incentivando la presencia de recurso trófico en áreas con escaso aporte de alimentación.
5. Implicar en mayor medida en la conservación de la especie a las personas que por su responsabilidad, ocupación, actividad, o localización geográfica, intervienen en la toma de decisiones, inducen a hacer o realizan actuaciones que inciden en la conservación del buitre.
6. Incentivar ayudas en fincas de propiedad privada que sean hábitats de nidificación y alimentación de esta especie.

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.

18.2.3. Plan de Actuaciones

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.

- 1.1. Establecer regímenes de conservación adecuados para las zonas con presencia de la especie: áreas de celo y nidificación, dispersión y recolonización.

La práctica totalidad de las áreas de nidificación y buena parte de los territorios destinados a la alimentación y campeo que el buitre negro utiliza en la región se encuentran protegidos bajo alguna de las figuras de protección que componen la Red de Áreas Protegidas de Extremadura. Según datos del censo de 2012 para la especie, el porcentaje de territorios de reproducción incluidos en la Red se situaba alrededor del 92,1 %, quedando un total de 71 parejas reproductoras fuera de la misma. Con el objeto de incorporar estos y otros enclaves de importancia y mejorar la coherencia de la Red, en el año 2012 se procede a la revisión y actualización de los límites de los lugares Natura 2000 en Extremadura declarados hasta la fecha. Las modificaciones planteadas suponen la inclusión de 22 nuevos enclaves de reproducción de la especie en la Red Natura 2000 (la mayoría pertenecientes a la colonia Gata-Hurdes-Granadilla), elevándose el porcentaje de inclusión en esta Red hasta el 94,5 %. Sin embargo, la declaración de las áreas protegidas no garantiza "per se" la conservación de la especie si no va acompañada del establecimiento de medidas de conservación adecuadas para las zonas en las que la especie está presente.

- 1.1.1. En este sentido se promoverá la aprobación de instrumentos específicos de planificación y gestión en aquellas áreas naturales en las que se localicen las áreas de reproducción de la especie.
- 1.1.2. En los instrumentos de planificación y gestión de las áreas protegidas, proyectos de ordenación y planes de aprovechamiento forestal o cinegético, planes urbanísticos, estudios de impacto ambiental y en la evaluación de planes y programas que afecten al "hábitat crítico", se tendrán en cuenta los requerimientos ecológicos de la especie.
- 1.1.3. 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 celo y nidificación, dispersión y recolonización de la especie.

- 1.2. Someter a una adecuada evaluación ambiental cualquier obra o proyecto, en los supuestos recogidos en la legislación vigente, que pueda alterar o incidir significativamente al buitre negro o su hábitat, tanto de nidificación, dispersión o recolonización.
- 1.3. Establecimiento de acuerdos o convenios con propiedades particulares, o titulares de explotaciones donde habite la especie, 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.

Se promoverá el establecimiento de acuerdos con la propiedad privada para favorecer la gestión forestal sostenible de las masas arboladas en las que exista constancia de nidificación de la especie. Los acuerdos podrán establecerse con los titulares o arrendatarios de las explotaciones donde estén presentes estas especies, y estarán orientados a asesorar en la gestión y manejo del hábitat, llevar a cabo mejoras de hábitat, fomento de poblaciones de especies presa, arrendamiento de caza, etc.

1.4. 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 mediados de febrero y la fecha de vuelo de los pollos, a mediados de septiembre. Valorando 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 período sensible para la especie quedaría establecido entre el 1 de febrero y el 15 de septiembre, ambos incluidos.



Figura 59. Hábitat del buitre negro (*Aegypius monachus*) en áreas protegidas de Extremadura. Parque Nacional de Monfragüe. Autor: Casimiro Corbacho.

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.

No obstante, excepcionalmente, los trabajos de descorche y repaso 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 30-80 días y siempre que no se intervenga durante las horas de máximo calor. Así mismo, en el período comprendido entre el 1 de julio y el 31 de julio, ambos incluidos, se podrán autorizar aguar-dos o esperas de jabalíes.

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 período sensible comienza el primer día hábil siguiente.

Con respecto al tránsito de personas y vehículos, dado que es uno de los factores de riesgo más significativo, se considerará norma general limitar el acceso en las zonas de hábitat crítico durante el período sensible, 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. Desarrollar y llevar a cabo programas eficaces de conservación, restauración y mejora de la calidad del hábitat de acuerdo con los requerimientos ecológicos del buitre negro en Extremadura.

- 2.1. Se promoverá la realización de actuaciones concretas de manejo y conservación del hábitat en el área de distribución actual y potencial de la especie (conservación del matorral y manejo para lograr una cobertura arbórea o arbustiva adecuadas, mantenimiento o creación de claros en las zonas boscosas y sus alrededores con el objeto de diversificar la disponibilidad de hábitats y favorecer a especies con distintos requerimientos ecológicos, etc.). Los bosques situados en zonas de pendiente se considerarán de especial interés para su mantenimiento.
- 2.2. Se fomentará la regeneración de la cubierta forestal con especies autóctonas, sobre todo encinas, alcornoques, cuando ello sea posible ecológica y fitoclimáticamente, en el área de distribución de la especie.
- 2.3. Se promoverá el mantenimiento y ampliación de líneas de ayudas para la realización de actuaciones que directa o indirectamente beneficien a la especie. Para ello se podrán subvencionar las acciones consideradas de interés para la especie y su hábitat, o bien adoptar acuerdos o convenios con los propietarios o titulares de las explotaciones donde la especie habita.

Objetivo 3: 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 buitre negro a medio y largo plazo. Un aumento de las disponibilidades alimenticias favorecería la recolonización de áreas potenciales y áreas de reproducción desaparecidas, y aumentaría las posibilidades de supervivencia de la población preadulta.

- 3.1. Se desarrollarán actuaciones tendentes a asegurar la alimentación de la especie. En este sentido, se llevarán a cabo las actuaciones necesarias para asegurar el correcto funcionamiento de las Zonas de Protección del Decreto 38/2015, así como de la red de muladares de Extremadura, pudiendo habilitarse nuevos muladares si no existiese otra alternativa más adecuada.
- 3.2. En las áreas de celo y nidificación de la especie no se autorizará la aplicación de roenticidas en campo abierto, ya que su uso tiene efectos adversos sobre el hábitat de alimentación de dichas rapaces.



Figura 60. Buitres alimentándose de los restos de ganado doméstico en un muladar extremeño.
Autora: Fermi Martínez.

Actividades de Manejo y Gestión de la Especie

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

Con las acciones propuestas en este punto se pretende incrementar los parámetros reproductivos de la especie, especialmente en aquellos núcleos de reproducción que presentan valores de productividad y éxito reproductivo más bajos.

- 4.1. Se evitará 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 buitre negro 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.
- 4.2. Con el fin de eliminar las molestias humanas durante el celo y la reproducción se establecen en los lugares de nidificación las siguientes limitaciones:
 - 4.2.1. La realización de cualquier actividad dentro del 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 favorable 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.
 - 4.2.2. En las mismas zonas y épocas, el tránsito por caminos que pudieran ocasionar molestias al normal desarrollo del celo y reproducción de buitre negro, será limitado o vigilado. En casos excepcionales, cuando el tránsito suponga una grave amenaza para la especie se efectuará una eventual interrupción de los caminos.
 - 4.2.3. Según las necesidades de personal estimadas al comienzo de cada temporada, se adscribirán temporalmente al mismo suficientes efectivos como para garantizar el cumplimiento de las normas anteriores. La vigilancia de nidos podrá llevarse a cabo mediante dos modalidades:
 - a) Vigilancia genérica. Mediante los Agentes del Medio Natural en cada zona.
 - b) Vigilancia específica. En caso de no poder ser cubierta por personal de la guardería, complementariamente, podrán establecerse colaboraciones con entidades o asociaciones de reconocido prestigio, para realizar campañas de vigilancia de nidos, en todo caso supervisadas por los responsables del plan.

4.2.4. En los casos de fracaso continuado de territorios de nidificación de la especie y en los que se tenga constancia que puedan existir un problema de molestias, deberá establecerse un sistema de vigilancia que no sólo ayude a determinar las causas del fracaso reproductor, sino que también sirva como medida preventiva para evitar las molestias.

4.3. Sobre el 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 los mismos se podrán utilizar para reforzar la productividad de parejas o núcleos. La reintroducción en la naturaleza de estos pollos podrá realizarse mediante la 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 del pollo/s 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.

Objetivo 5: Incrementar las posibilidades de supervivencia de los ejemplares inmaduros y adultos.

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

5.1. Eliminar las causas de mortalidad no natural de la especie.

5.1.1. Se promoverán las actuaciones precisas en colaboración con otros organismos y entidades para erradicar la mortalidad por armas de fuego que todavía causan bajas en la población, en concreto, en las comarcas donde abundan los cotos de caza dedicados a la explotación de especies cinegéticas. La muerte de un buitre negro está considerada por la Ley 8/1998, como infracción muy grave; igualmente está tipificado como delito en el Código Penal.

5.1.2. 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, se procederá a la 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.

- 5.1.3. Se elaborará una base de datos que compile la información disponible sobre utilización de venenos u otros métodos ilegales de control de predadores, cartografiando las zonas en que estas prácticas sean frecuentes. Así mismo se establecerán programas de vigilancia e inspección en zonas de nidificación y campeo en las que se sospeche del empleo de estas prácticas ilegales.
- 5.1.4. En los terrenos donde se compruebe la colocación ilegal de cebos se adoptarán las acciones y medidas contempladas en la legislación vigente.
- 5.1.5. 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.

5.2. 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 n.º 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.



Figura 61. Buitre negro adulto (*Aegypius monachus*) en vuelo. Autor: José María Guzmán.

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.

5.2.1. Con carácter general, no se instalarán líneas eléctricas aéreas de más de 1.000 voltios a menos de 500 metros de un nido de la especie (activo en esa o en las dos últimas temporadas reproductoras).

5.2.2. 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.

5.2.3. 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.

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

Con base en los conocimientos disponibles sobre el área de distribución actual e histórica de la especie y sus requerimientos de hábitat, es necesario el mantenimiento del área de distribución actual y potencial de la especie mediante la mejora y protección del hábitat, evitando la transformación del medio en su núcleo de reproducción.

- 6.1. Se identificará, cartografiará y describirá el estado actual de todas las áreas potenciales de recolonización. 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.
- 6.2. En las áreas potenciales de distribución se promoverá la conservación y mejora del hábitat de la especie para favorecer su recolonización, estableciendo cuando sea posible, acuerdos con los respectivos propietarios.

Objetivo 7: 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 "Los Hornos", en 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.

Actividades de Seguimiento e Investigación

Objetivo 8: Disponer de información actualizada y continua sobre la evolución de la población del buitre negro y su problemática de conservación.

Un efectivo control, seguimiento y valoración de aplicación de las medidas propuestas permitirá conocer cuál es la respuesta de esta especie. Se aglutinarán así el control y seguimiento de la población salvaje y el conocimiento de los resultados de aplicación de las medidas.

- 8.1. 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 prospestarán 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.



Figura 62. Cortejo de buitres negros (*Aegypius monachus*) en las instalaciones de cría en cautividad de los centros de recuperación de fauna salvaje de Extremadura. Autor: José María Guzmán.

8.2. 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.

Durante la realización de los censos anuales, se incrementarán los esfuerzos de seguimiento con la intención de mejorar la información relativa a parámetros reproductores de la especie (número de parejas reproductoras, productividad, éxito reproductor y tasa de vuelo), especialmente en aquellas áreas en las que se pudieran detectar valores infra o sobrevalorados.

8.3. 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.

8.4. 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.

8.5. 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.

8.6. Detección y seguimiento de la utilización en el campo de productos tóxicos para el buitre negro.

8.6.1. Para detectar y comprobar la utilización de productos tóxicos en el campo, cualquier ejemplar de buitre negro 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.

8.6.2. Se establecerá la oportuna colaboración con otros organismos y entidades que desarrollen actuaciones encaminadas a la erradicación del empleo ilegal de métodos de control de depredadores, mediante el intercambio de información y el desarrollo de actuaciones conjuntas para su rápida detección y la correcta tramitación de los procedimientos sancionadores resultantes.

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

Como norma general, todas las investigaciones científicas sobre el buitre negro 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, algunas de las cuales ya están en marcha.

8.7.1. 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 cuál es la cantidad de alimento preciso.

8.7.2. 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.

8.7.3. 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.

8.7.4. Técnicas y métodos para incrementar los recursos tróficos de la especie.

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 buitre negro. Igualmente se considera necesario profundizar en el conocimiento de la efectividad de la red de muldares para la alimentación de la especie.

Actividades de Sensibilización Pública

Objetivo 9: Incrementar la sensibilidad de la sociedad y su actitud hacia la problemática y necesidad de conservación del buitre negro 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.

9.1. 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.

9.2. 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 buitre negro.

- 9.3. Se informará a aquellos colectivos y sectores de la población más directamente vinculados a la problemática del buitre negro, 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 subobjetivo se verá fortalecido mediante contacto directo con los colectivos implicados a través de conferencias, charlas, mesas redondas, y proyecciones.
- 9.4. Se realizarán cursos de formación entre los Agentes de la autoridad competente, agentes del medio natural y Guardia Civil.
- 9.5. 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.

Actividades de Coordinación

Objetivo 10: Garantizar la mayor eficacia y operatividad del Plan asegurando la coordinación entre las diferentes administraciones implicadas y la participación de los distintos estamentos implicados.

- 10.1. Se creará la figura de un Coordinador Regional del Plan, que deberá tener como misión las tareas de dirección, coordinación y ejecución del Plan, y estará 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.
- 10.2. 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.
- 10.3. La financiación de las actuaciones específicas que se realicen en desarrollo del Plan correrá 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.

18.2.4. 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 período 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 7º del Decreto 37/2001, de 6 de marzo, por el que se regula el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura.

18.2.5. Valoración del Plan De Conservación

A nivel nacional, aparte de Extremadura, pocas son las comunidades que actualmente abordan la conservación del buitre negro desde un punto legislativo. Castilla-La Mancha aprobó en 2003 el Plan de Conservación del Buitre negro (Gobierno de Castilla-La Mancha, 2003), mientras que, en Baleares, se aprobó el Plan de Manejo del Buitre negro en 2008 (Govern Illes Balears, 2008). En el caso de Extremadura, el Plan redactado por la Administración competente tiene en cuenta todos los aspectos necesarios para que la especie disponga de un hábitat conservado adecuadamente, y que, a su misma vez, ayuda al mantenimiento de las poblaciones del buitre negro en la región. Prueba de ello es la tendencia positiva que tiene la especie en la comunidad.

Sin embargo, habría que incidir más en la prevención contra el uso de venenos en el campo. A pesar de las medidas que plantea el plan, así como las de la propia Estrategia Extremeña contra el uso de cebos envenenados en el medio natural (Junta de Extremadura, 2015), el número de buitres negros muertos por envenenamiento en la comunidad ha aumentado incluso en los últimos años (De la Bodega *et al.*, 2020). El Informe de la Lucha Contra el Veneno en España (2011-2016) (Cano, 2017) califica con “Grandes carencias” la gestión que hace la comunidad frente a esta amenaza; por lo que se deberían reforzar las medidas, y sobre todo, aumentar las resoluciones administrativas para hacerle frente.

Por otra parte, los distintos Planes de Gestión de las ZEPAS también aportan medidas específicas para la protección de los nidos de determinadas aves. El buitre negro según el Plan Director de la Red Natura 2000 en Extremadura, se encuentra en el grupo de “aves arbustivas y forestales”, donde los objetivos de los distintos programas que plantean medidas específicas para estas aves son:

- Compatibilizar las actividades forestales y otras actividades con la conservación de las aves forestales.
- Favorecer la alimentación de las especies forestales aumentando la disponibilidad de recursos tróficos y la complejidad estructural de las zonas de alimentación.
- Reducir el riesgo de molestias derivadas principalmente de la actividad forestal, así como minimizar los riesgos de mortalidad no natural.

- Mejorar el conocimiento sobre las áreas de nidificación, alimentación, dispersión y concentración de las aves forestales, así como conocer la incidencia de los factores de amenaza.

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 buitre negro, sino de toda la biodiversidad existente en nuestra región.

18.3. EVALUACIÓN DEL ESTATUS DE CONSERVACIÓN

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 o de extinción (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; Rodríguez *et al.*, 2006). Para ello, el sistema utilizado globalmente es el propuesto por las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN. Desde su creación hasta 1994, las categorías se asignaban de manera subjetiva. A partir de este momento, el Consejo de la UICN, con el fin de conseguir evaluaciones objetivas, creó un nuevo sistema basado en cinco grupos de criterios que permitían definir con claridad las distintas categorías de amenaza. Dichos criterios han ido pasando por una serie de actualizaciones, hasta llegar a su versión más actual, la Versión 3.1. (UICN, 2012a). Esta versión considera nueve categorías: No Evaluado (NE), Datos Insuficientes (DD), Preocupación Menor (LC), Casi Amenazado (NT), Vulnerable (VU), En Peligro (EN), En Peligro Crítico (CR), Extinto en Estado Silvestre (EW) y Extinto (EX). En el caso de las evaluaciones de carácter regional, se añaden dos categorías más: No Aplicable (NA) y Extinto a Nivel Regional (RE).

En la actualidad el buitre negro se encuentra catalogada como "Sensible a la alteración de su hábitat" según el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura regulado por el Decreto 37/2001, de 6 de marzo y actualizado por el Decreto 78/2018, de 5 de junio sin cambios para la especie.

La evaluación del estatus de conservación del buitre negro 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 36) y a las respectivas "Directrices de Uso de las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN. Versión 14" (Comité de Estándares y Peticiones de la UICN, 2019). El análisis cuantitativo (criterio E), dado que la información que se poseía no era suficiente y siguiendo las recomendaciones de BirdLife International (2000), no se ha tenido en cuenta.

Una vez se ha obtenido el estatus de conservación preliminar para la especie, se ha realizado un ajuste de la categoría a un nivel regional, concretamente, para poblaciones reproductoras. Todo ello se ha hecho consultando el documento "Directrices para el uso de los Criterios de la Lista Roja de la UICN a nivel regional y nacional: Versión 4.0." (UICN, 2012b) (Figura 63).

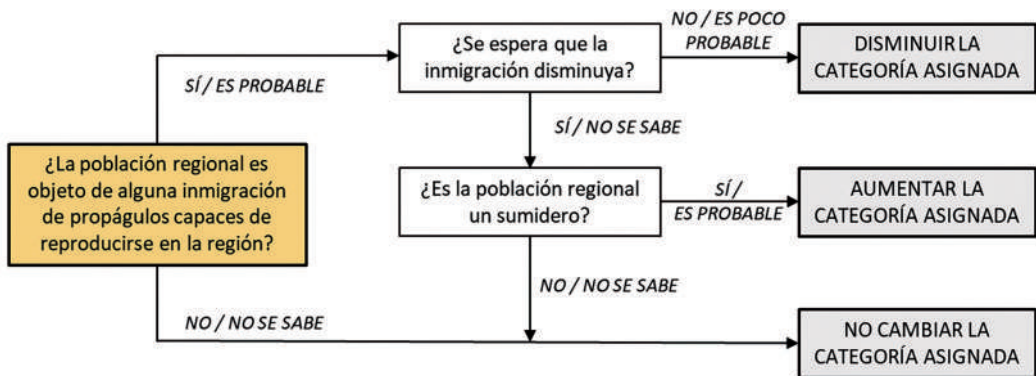


Figura 63. Esquema conceptual para ajustar a una evaluación regional la categoría preliminar obtenida según los criterios de la UICN para una población reproductora. Fuente: UICN, 2012b.

Atendiendo a los criterios de evaluación propuestos por la IUCN (Tabla 36):

- . **Criterio A:** La población de buitre negro en los últimos 10 años ha experimentado un crecimiento constante a lo largo de este periodo, no pudiéndose aplicar de esta forma el Criterio A.
- . **Criterio B:** Respecto a la distribución geográfica, la extensión de presencia (E00) es de 17.924, 73 km², mientras que su área de ocupación (A00) es de 1.268 km² (Figura 64), lo que podría permitir la aplicación del Criterio B y catalogarla como Vulnerable (VU). No obstante, no cumple los requisitos adicionales para poder emplear dicho criterio (ej. Disminución continua/fluctuaciones extremas en E00, A00, n^o de localidades, n^o de individuos maduros; consultar Tabla 36).
- . **Criterio C:** La población presenta un tamaño pequeño, con un total de 2.420 individuos maduros en 2019 (<2500), motivo por el cual podría catalogarse como "En Peligro" (EN), sin embargo, al no haber sufrido ningún tipo de disminución poblacional en los 10 años previos, este criterio (C) no es aplicable.
- . **Criterio D:** La población reproductora se compone de 2.420 ejemplares (<1.000), por tanto, no alcanza ninguno de los umbrales indicados por dicho criterio.
- . **Criterio E:** No aplicable debido a la falta de información, según la recomendación de Birdlife International, 2000.

La especie no se puede clasificar como "Casi Amenazada" (NT), ya que actualmente, no cumple ni se encuentra próxima a cumplir los requisitos necesarios para considerarla como tal. Por lo tanto, el estatus propuesto para el buitre negro en Extremadura sería el de "Preocupación Menor" (LC). Dicho estatus significa que, desde el punto de vista del riesgo de extinción, la especie es menos preocupante que aquellas incluidas en otras categorías de amenaza, pero ello no implica que no deba prestársele atención en lo que a materia de conservación se refiere. Así pues, la especie modifica su estatus de conservación en Extremadura en comparación con el anterior Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura (Costillo et al., 2014).

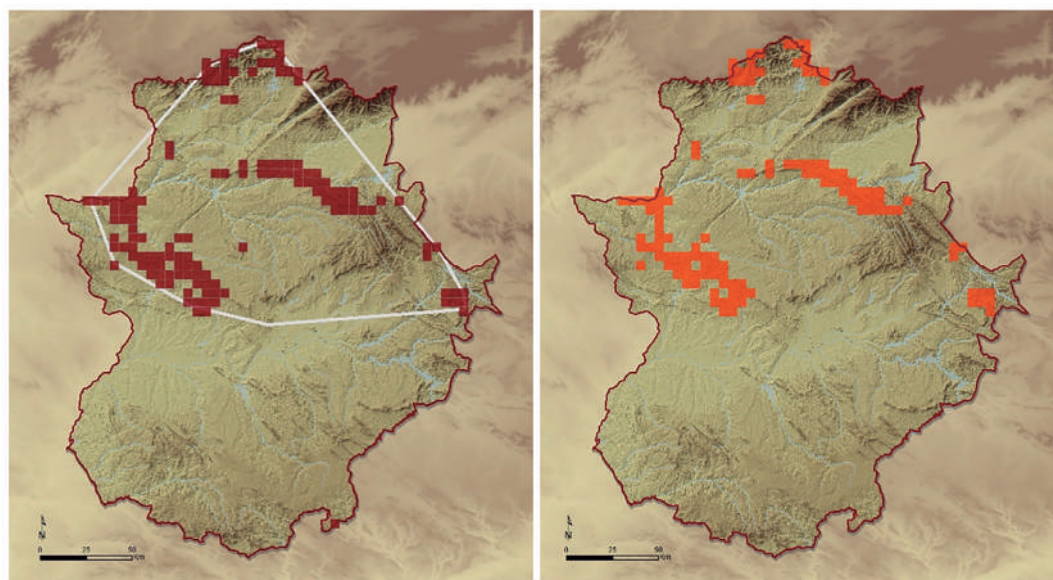


Figura 64. Extensión de presencia (E00) y Área de ocupación (A00) del buitre negro (*Aegypius monachus*) en Extremadura.

CRITERIO	JUSTIFICACIÓN
A. Reducción del tamaño poblacional.	Población en crecimiento , sin reducciones acusadas en el número de efectivos.
B. Distribución geográfica representada como extensión de presencia (B1) Y/O área de ocupación (B2)	E00: 17.924,73 km² A00: 1.268 km² Por el E00 y 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: 2.420 Pero sin disminución observada en los 10 años previos.
D. Población muy pequeña o restringida.	Nº de individuos en la población en 2019: 2.420
E. Análisis Cuantitativo	No aplicable debido a la falta de información.
Ajuste regional	No aplicable al estatus obtenido → "Preocupación Menor" (LC)

Tabla 35. Resumen de la justificación para la aplicación de los criterios de la Lista Roja de la UICN para establecer la categoría de amenazada del buitre negro (*Aegypius monachus*) en Extremadura.

A. Reducción del tamaño poblacional. Reducción del tamaño de la población basada en cualquiera de los sub-criterios A1 a A4. El nivel de reducción se mide considerando el periodo 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]
A2	Reducción del tamaño de la población observada, estimada, inferida o sospechada, en el pasado, donde las causas de la reducción pudieron no haber cesado o no ser entendidas y conocidas o no ser reversibles.			(b) un índice de abundancia apropiado para el taxón
A3	Reducción del tamaño de la población que se proyecta, se infiere o se sospecha será alcanzada en el futuro (hasta un máximo de 100 años)[(a) no puede ser usado].			(c) una reducción del área de ocupación (A00), extensión de presencia (E00) y/o calidad del hábitat
A4	Reducción del tamaño de la población observada, estimada, inferida, proyectada o sospechada donde el periodo de tiempo considerado debe incluir el pasado y el futuro (hasta un máx. de 100 años en el futuro), y donde las causas de la reducción pueden no haber cesado o pueden no ser entendidas y conocidas o pueden no ser reversibles.			(d) niveles de explotación reales o potenciales
				(e) como consecuencia de taxones introducidos, hibridación, patógenos, contaminantes, competidores o parásitos

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 generaciones (lo que fuese más largo)	El 10% en 10 años o 3 generaciones (lo que fuese más largo)
C2.	Una disminución continúa 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 =	90-100%	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 silvestre es:		≥ 50% dentro de 10 años o 3 generaciones, lo que fuese más largo (100 años máx.)	≥ 20% dentro de 20 años o 5 generaciones, lo que fuese más largo (100 años máx.)	≥ 10% dentro de 100 años

Tabla 36. Resumen de los criterios para la evaluación de especies de la UICN. Fuente: UICN, 2012a.

19. ADAPTACIÓN AL CAMBIO CLIMÁTICO DEL BUITRE NEGRO EN EXTREMADURA

19.1 INTRODUCCIÓN

Es indiscutible que la influencia humana ha producido un calentamiento generalizado de la Tierra; provocando rápidos cambios en la atmósfera, océanos, criosfera y biosfera. Las actividades humanas están causando un cambio climático, debido al cuál, los eventos extremos, como olas de calor, lluvias torrenciales y sequías, son más frecuentes y severos. Uno de los órganos más importantes a nivel mundial, experto en el estudio de dichos cambios es el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC), que tiene como finalidad evaluar información científica, técnica y socioeconómica relevante para la comunidad internacional a la hora de tomar decisiones relativas a las causas, consecuencias y acciones necesarias para afrontar el cambio climático. Desde sus inicios, el IPCC ha desarrollado un total de seis informes de evaluación, siendo el sexto el más reciente, elaborado en 2021. En estos informes, se han evaluado el estado del conocimiento relativo al cambio climático, sus efectos potenciales y las posibles estrategias de respuesta; de tal forma que dichos informes se han convertido en documentos de referencia utilizados por responsables de políticas y científicos. El sexto informe (IPCC, 2021), proporciona una mejor comprensión de la influencia humana en el clima gracias a nuevas simulaciones de modelos climáticos, análisis y métodos que combinan varias líneas de evidencia científica. Al igual que los informes previos, se presentan una serie de escenarios, en este caso cinco en total, que representan un rango de evolución futura de impulsores antropogénicos del cambio climático. Cada uno de estos escenarios se denomina SSPx-y, donde SSPx se refiere a la trayectoria socioeconómica compartida (*Shared Social-economic Pathaway*), 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 promediada en 2081-2100 aumente entre 1,0 y 1,8 °C en escenarios de bajas emisiones de GEI (SSP1-1.9); entre 2,1°C y 3,5°C en escenarios de emisiones de GEI intermedias (SSP2-4.5); y entre 3,3°C y 5,7°C bajo el escenario de altas emisiones de GEI (SSP5-8.5) (IPCC, 2021a; Figura 65).

España debido no solo a su situación geográfica, sino además a factores orográficos, climáticos y sociales presenta una enorme variedad de ecosistemas, los cuales albergan un gran número de endemismos dependientes de estos últimos (Moreno *et al.*, 2005). Por ello, España se cataloga posiblemente como el país con mayor biodiversidad de Europa (Pérez *et al.*, 2011) motivo por el cual este tipo de amenazas se agravan aún más si cabe en nuestro territorio. Debido a ello, las estrategias de adaptación son necesarias para evitar o reducir sus impactos potenciales y para favorecer la recuperación tras los daños que produce.

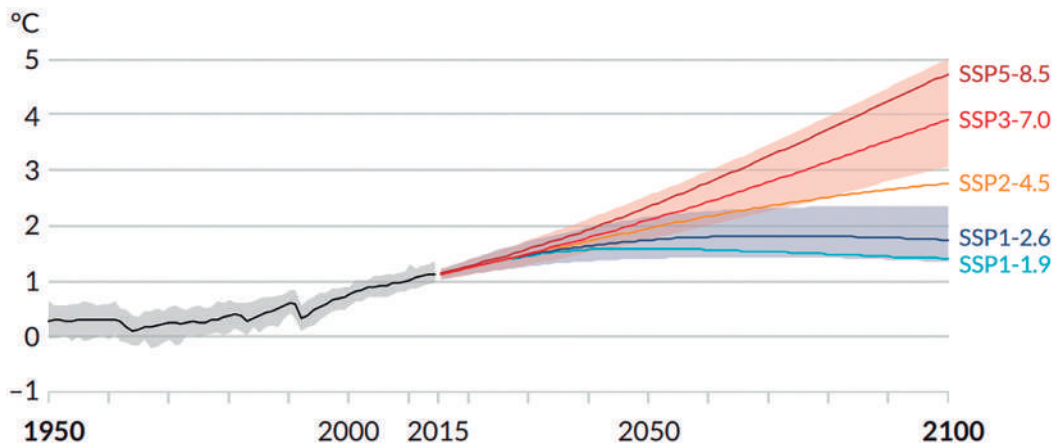


Figura 65. Cambio en la temperatura global de la superficie en relación a 1850-1900. Fuente: IPCC, 2021.

En respuesta a esta problemática, en 2006 el Ministerio de Medio Ambiente publica el primer Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático 2006-2020 (PNACC) (MIMAM, 2006), actualizado recientemente por el PNACC 2021-2030 (MITECO, 2020). Desde 2006, el PNACC ha constituido el marco de referencia para las administraciones públicas en la generación de conocimiento y construcción de respuestas adaptativas frente al cambio climático en España, con el objetivo principal de evitar o reducir los daños presentes y futuros derivados del cambio climático y construir una economía y sociedad más resilientes. Para ello, define una serie de objetivos, criterios, ámbitos de trabajo y líneas de acción. En el último PNACC (MITECO, 2020), las distintas líneas de acción se encuadran en hasta 18 ámbitos de trabajo. En el ámbito del patrimonio natural, biodiversidad y áreas protegidas, se encontrarían un total de cinco líneas de acción, siendo una de las más interesantes en el contexto que nos acaece la *“Línea de Acción 4.1: Incorporación del factor cambio climático en las estrategias nacionales de conservación y en los planes de conservación y recuperación de especies amenazadas”*. Tal línea incide en la actualización de las estrategias y planes de especies catalogadas teniendo en cuenta el actual contexto de cambio climático, para reducir su impacto sobre ellas y aumentar su resiliencia. De igual forma, considera importante la actualización de los modelos de distribución de las especies y sus hábitats clave en base a los modelos climáticos más recientes aportados por el IPCC, para poder gestionar de forma más integral y sostenida en el tiempo la biodiversidad. Junto a las actividades antrópicas que tienen una incidencia directa sobre ella, una de las mayores amenazas actuales para la biodiversidad es el cambio climático, y la predicción de los impactos que puede generar supone un importante reto al que se enfrenta la comunidad científica. Asociados al calentamiento del planeta, las especies están viendo modificados ciertos aspectos de su biología: cambios ecológicos (Van de Pol *et al.*, 2010; Abdul-Aziz *et al.*, 2011; McLean *et al.*, 2021), comportamentales (Hussell, 2003; Ventura *et al.*, 2021), fisiológicos (Sheridan y Bickford, 2011; Lane *et al.*, 2012; Blechschmidt *et al.*, 2020) y genéticos (Canestrelli *et al.*, 2017) se han observado en los últimos años en distintas especies. Sin embargo, a pesar de las adaptaciones que pueden llegar a desarrollar, cerca del 13% de las especies que se encuentran amenazadas, lo están por fenómenos derivados del cambio climático y episodios climatológicos extremos (UICN, 2021). En el caso de las aves, un 42% de las especies amenazadas por esta causa, se encuentran en un estado de amenaza elevado (CR, EN y VU)(Figura 66).

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

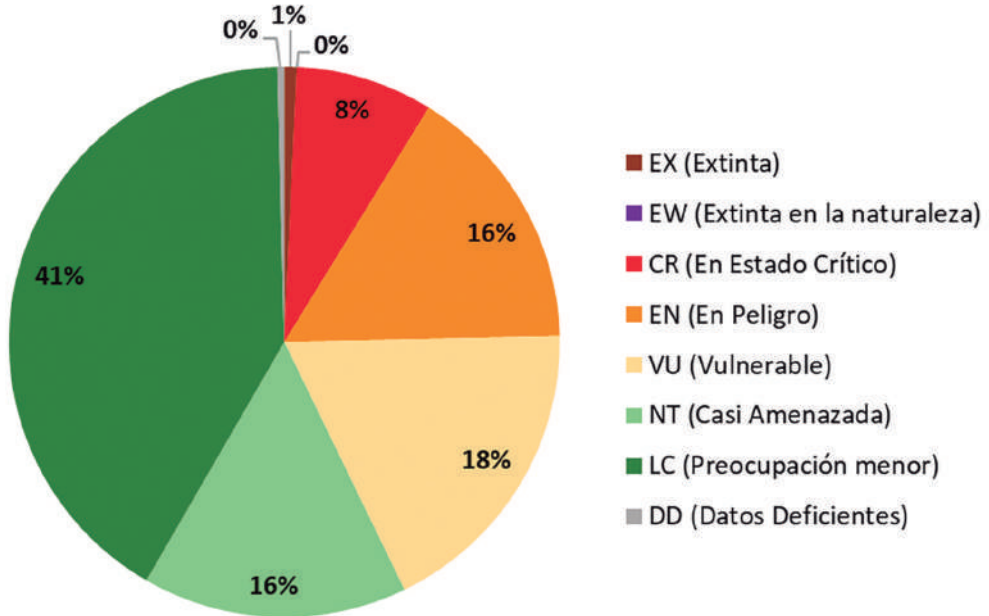


Figura 66. Porcentaje de especies de aves amenazadas a nivel mundial por el cambio climático según la categoría de amenaza de la UICN en la que se encuentran. Fuente: UICN, 2021.

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

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

A nivel nacional, en 2011 se evaluaron los cambios en la distribución futura de muchas especies en la península Ibérica a través de dos modelos de simulación climática (ECHAM4 y CGM2), proyectados sobre distintos escenarios planteados (A2 y B2) (Araújo et al., 2011). En dicho momento el buitre negro ocupaba el 3% de la superficie de la península, unos 16.700 km² y presentaba un área potencial de ocupación de 114.600 km². Los resultados de dichas simulaciones no proyectaron una buena situación para el buitre negro en España, con reducciones de distribución cercanas al 50%. Esta situación empeora drásticamente en Extremadura a partir de 2040 (Araújo et al., 2011). Aunque estos modelos climáticos en la actualidad se encuentran desactualizados, ponen de manifiesto la importancia del estudio de estos cambios sobre las especies. Conforme a la Línea de Acción 4.1 del PNACC, es necesario una revisión y actualización de las distribuciones desarrolladas con anterioridad por Araújo (2011) en base a los nuevos escenarios climáticos marcados por el IPCC en su último informe (IPCC, 2021), que pueden indicar algún cambio de la tendencia de la especie en nuestra región.

19.2. OBJETIVOS

El objetivo general del presente estudio es conocer el efecto del cambio climático en la especie, el buitre negro (*Aegypius monachus*) en la región de Extremadura, gracias a la variación de su favorabilidad climática dentro de los distintos escenarios que plantea el IPCC en su sexto informe.

19.3. MATERIAL Y MÉTODOS

Para conocer el efecto del cambio climático sobre el buitre negro se ha utilizado la metodología propuesta por Real y colaboradores (2006) para el cálculo de la favorabilidad climática por unidades espaciales. Para ello, se ha cuantificado la variación entre un escenario presente, creado mediante la utilización de datos históricos de una serie climática de los últimos años, y un conjunto de escenarios proyectados a futuro, establecidos por distintos escenarios temporales, de circulación atmosférica o de emisiones (Figura 67).

· 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 presencias, de un total de 516, es decir, el 18,22% del territorio extremeño (ver metodología "14.1. Macroescala: paisaje"). 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 2) de distintas variables derivadas, todas ellas utilizadas con anterioridad en modelos de distribución de especies mediante favorabilidad (Chamorro *et al.*, 2020; Márquez *et al.*, 2011).

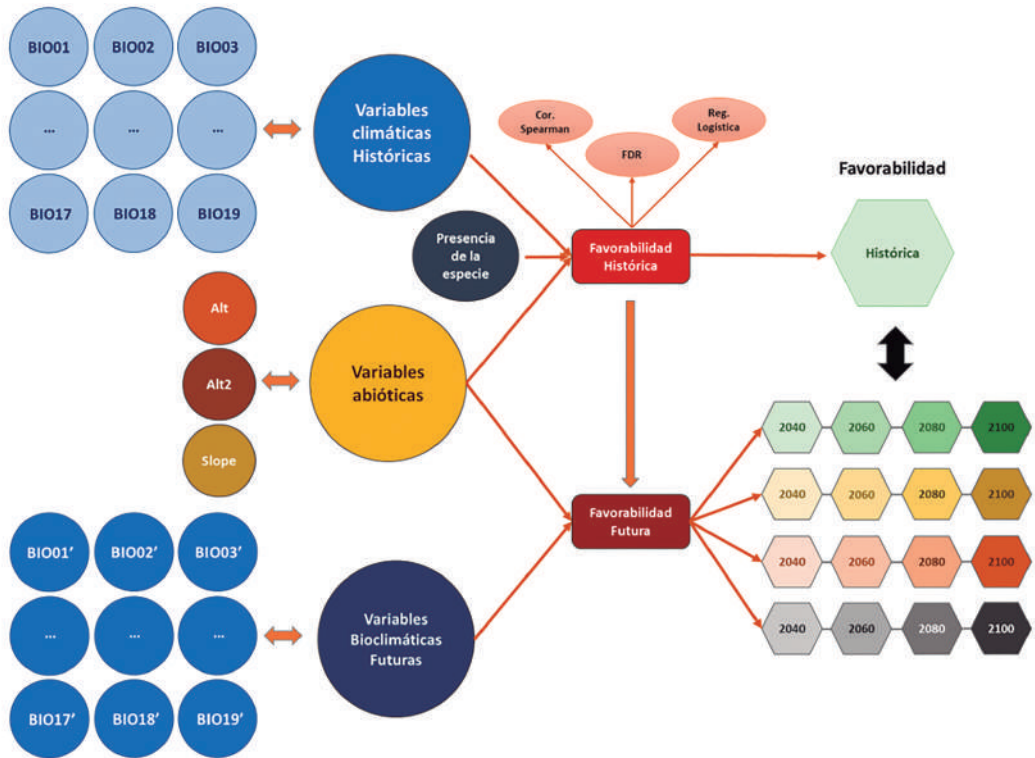


Figura 67. Diagrama para el cálculo de la variación de favorabilidad en los distintos escenarios de cambio climático.

· 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 misma vez, están relacionadas con factores de temperatura y precipitación, que influyen en la presencia o reproducción de esta y otras especies (Parellada *et al.*, 1984; Ontiveros y Pleguezuelos, 2003; Muñoz *et al.*, 2005; López-López *et al.*, 2006).

· Variables climáticas futuras en escenarios de cambio climático

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

En el CMIP6, se establecen hasta cuatro de los cinco escenarios de emisión desarrollados por el IPCC en su sexto informe (IPCC, 2021): SSP1-2.6, SSP2-4.5, SSP3-7.0 y SSP5-8.5. Para todos ellos, se han utilizado los diferentes modelos climáticos de circulación atmosférica global (*Global Climate Models*, GCM) disponibles en la base de datos de WorldClim (Figura 68), basados en leyes físicas de la atmosfera 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.

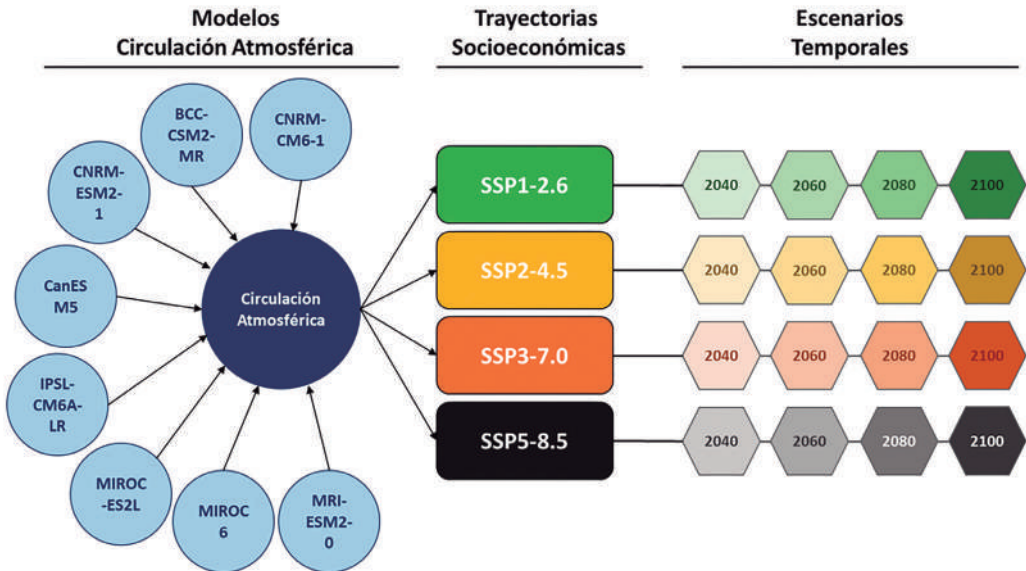


Figura 68. Escenarios de cambio climático establecidos en la base de datos WorldClim2 acordes a los escenarios planteados en el IPCC en su sexto informe.

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

Con todo ello, teniendo en cuenta los 8 GCM, cada uno de ellos con 4 escenarios de emisiones y 4 escenarios temporales; se han obtenido para cada una de las 19 variables bioclimáticas, un total de 128 capas ráster de los distintos escenarios de cambio climático proyectados (Figura 68).

· Cálculo de favorabilidad histórica y futura

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

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

El cálculo de favorabilidad climática del buitre negro se ha realizado mediante la utilización de las presencias/ausencias de la especie como variable dependiente, y los datos derivados de las variables abióticas y climáticas históricas, como variables independientes. Estos resultados se han proyectado para cada uno de los 16 escenarios de cambio climático definidos anteriormente, para conocer la variación de la favorabilidad climática de la especie. Para ello, inicialmente con los datos climáticos históricos se realizó un análisis para crear un subconjunto de variables predictivas significativas mediante un análisis de regresión logística binaria de la presencia/ausencia de la especie respecto a cada una de las 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 aplicó un coeficiente de correlación de Spearman entre ellas. Para cada pareja de variables con valor de correlación superior a 0,8, se seleccionó la variable con mayor nivel de significancia individual (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 "14.1. Macroescala: Favorabilidad. Paisaje").

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

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

La favorabilidad futura se calculó posteriormente mediante la siguiente fórmula:

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

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 calculó para cada periodo y sus distintos escenarios de emisiones (SSP), el porcentaje de cuadrículas pertenecientes a las diferentes categorías de favorabilidad, tanto para dos clases ($<0,5$ y $>0,5$), como para tres (baja favorabilidad $<0,2$, favorabilidad media $0,2-0,8$ y alta favorabilidad $>0,8$). Siguiendo la metodología de Real *et al.* (2010), se han calculado una serie de operaciones de lógica difusa para cada periodo y sus distintos SSP, que ayudan a predecir el impacto del cambio climático en la favorabilidad de la especie: el índice de incremento (I), la superposición (O), el mantenimiento (M) y el cambio estimado (S). Valores positivos de I indican un incremento de las áreas favorables, mientras que los negativos, la pérdida neta de estas. Altos valores de O, cercanos a 1, indican que las distribuciones de los valores de favorabilidad futura serán similares a los actuales. M indica el grado en el cuál, valores actuales de favorabilidad persistirán en el futuro, mostrando el valor 1 el mantenimiento completo de las áreas presentes en el futuro. S indica cambios en la favorabilidad, de tal forma que mide la proporción de la favorabilidad presente que se predice que se perderá en el futuro, pero que puede ser compensado con la ganancia de favorabilidad en otras zonas. Los valores de O, M y S varían de 0 a 1. Las fórmulas de las citadas operaciones de lógica difusa se pueden consultar en Real *et al.* (2010) y Chamorro *et al.* (2020).

19.4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El análisis de multicolinealidad descartó 16 de las 22 variables, manteniéndose estas mismas variables tras la aplicación de la técnica FDR (Anexo 2). Se configuró finalmente un modelo en cuatro pasos con 4 variables explicativas resultantes, todas estadísticamente significativas (Tabla 1). Las variables seleccionadas por el modelo fueron el rango medio de temperaturas diurnas (Bio02) y la precipitación anual (Bio12), ambas con valores negativos; y la pendiente (Slope) y la temperatura media (Bio01), con signo positivo (Tabla 37). Además, no se encontraron en el modelo diferencias significativas ($HyL > 0,05$) entre lo observado y lo esperado en la prueba de Hosmer y Lemeshow ($HyL = 0,766$).

Para la primera clasificación se obtuvieron 165 (32%) cuadrículas UTM con favorabilidad mayor de 0,5 (Figura 69.A); mientras que, para la segunda, se establecieron 60 cuadrículas (12%) de favorabilidad alta ($>0,8$), 252 (49%) de favorabilidad baja ($<0,2$) y 204 cuadrículas (40%) de favorabilidad intermedia ($0,2-0,8$) (Figura 69.B).

Los resultados de la partición de la variación de los valores de favorabilidad del buitre negro en función de factores climáticos y topográficos muestran el mayor peso de los primeros, alcanzando casi las tres cuartas partes de la variación total del mismo. Los factores topográficos (en este caso, la pendiente), apenas influyen un 8%; mientras que su combinación con los factores climáticos tiene algo más de influencia, llegando a constituir ambas un 18% del peso total de modelo (Figura 70).

	VARIABLES	β	E.T.	WALD	SIG.	EXP(B)
1	Bio02 (-)	-2,005	0,294	46,580	0,000	0,135
2	Bio12 (-)	-0,007	0,002	13,440	0,000	0,993
3	Bio01 (+)	1,012	0,211	23,100	0,000	2,750
4	Slope (+)	0,207	0,050	17,266	0,000	1,230
	Constante	7,815	5,061	2,384	0,123	2476,249

Tabla 37. 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 obtuvo 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 69).

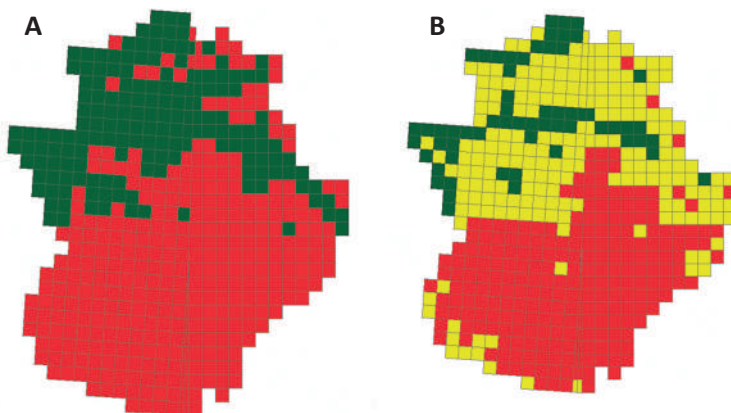


Figura 69. Resultados de favorabilidad climática histórica para el buitre negro (*Aegypius monachus*). A) dos clases: valores de favorabilidad $>0,5$ (verde) y $<0,5$ (rojo), B) tres clases: baja favorabilidad $<0,2$ (rojo), favorabilidad intermedia $0,2-0,8$ (amarillo) y alta favorabilidad $>0,8$ (verde).

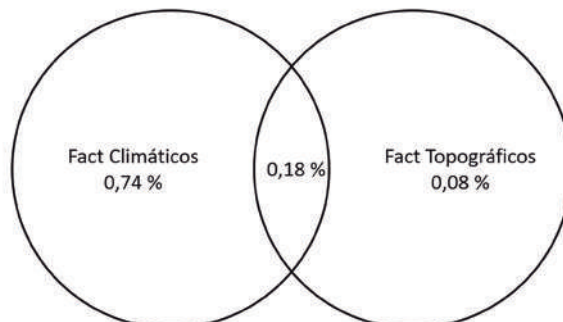


Figura 70. Resultados de la partición de la variación de los valores de favorabilidad del buitre negro (*Aegypius monachus*) en factores climáticos y topográficos en tantos por uno.

Comparando los resultados históricos y futuros por cuadrículas (Figura 71), se observó en el primer escenario de emisión (SSP1-2,6) un leve incremento respecto de las zonas históricas de las áreas favorables, manteniéndose invariable entre los siguientes escenarios temporales estudiados. En el resto de escenarios este aumento, aunque no muy acusado, sí se mantiene continuo cuanto mayor es el peso de las trayectorias socioeconómicas de emisiones y mayor es la proyección de los escenarios temporales, llegando a alcanzar en el peor escenario (SPP5-8,5) un 82% de superficie favorable en Extremadura en 2100.

Tanto en la clasificación de dos categorías de favorabilidad como en la de tres, se observa un aumento del porcentaje de cuadrículas favorables en los escenarios futuros respecto a los resultados históricos (Tabla 38 y 39; Figura 71). Este aumento es más 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 ambas clasificaciones, en el primer escenario temporal (2021-2040), los valores se mantienen homogéneos para todas las trayectorias socioeconómicas estudiadas. A partir del horizonte temporal 2041-2060, es cuando se empiezan a observar mayores cambios de tendencia.

	HISTÓRICO		2021-2040		2041-2060		2061-2080		2081-2100	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
SSP1-2,6	32	68	56,78	43,22	53,29	46,71	52,71	47,29	53,88	46,12
SSP2-4,5			55,04	44,96	47,67	52,33	38,57	61,43	32,56	67,44
SSP3-7,0			55,81	44,19	43,41	56,59	26,16	73,84	14,92	85,08
SSP5-8,5			54,46	45,54	38,57	61,43	18,41	81,59	6,40	93,60

Tabla 38. 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).

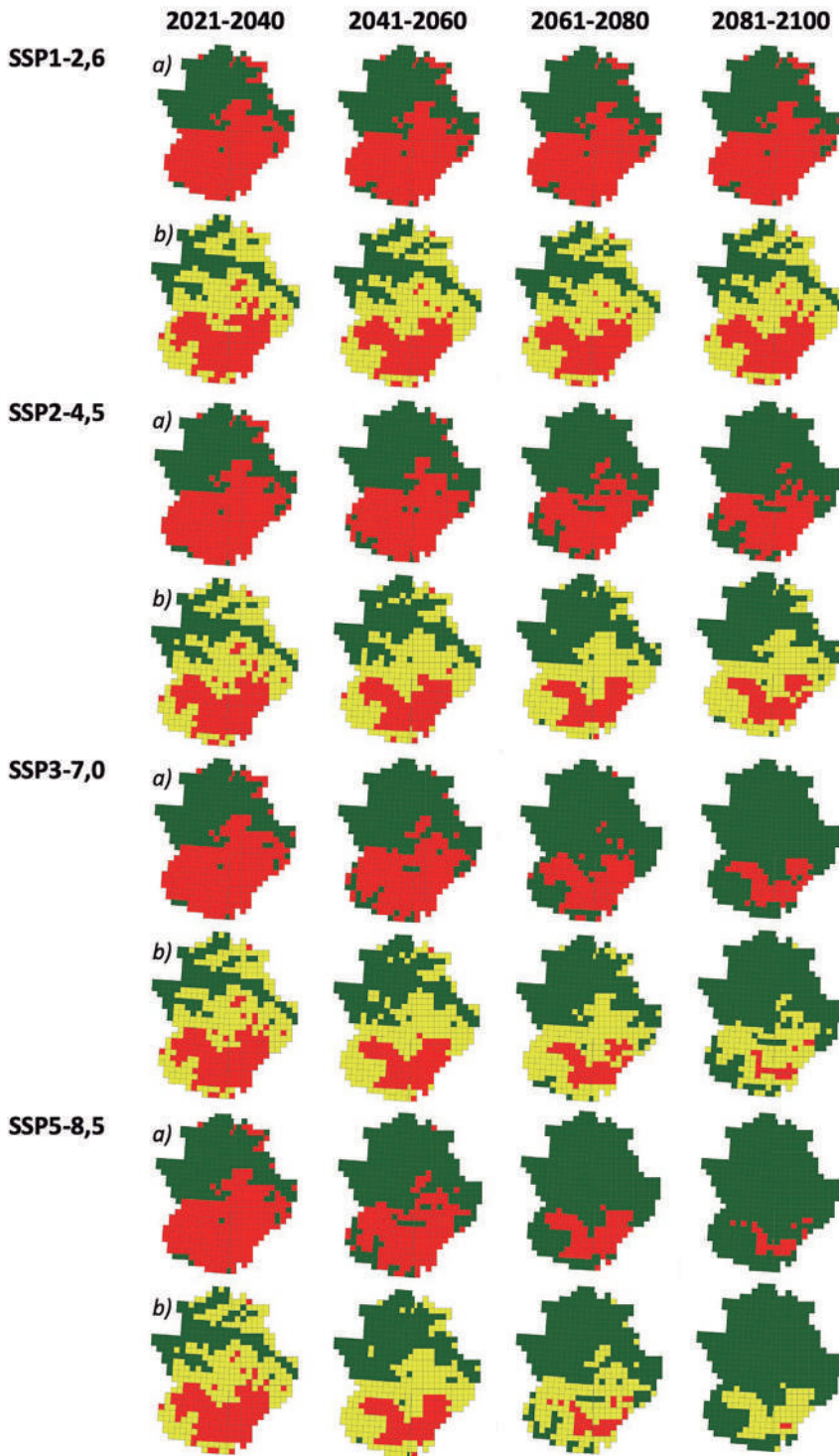


Figura 71. Resultados gráficos de la variación de favorabilidad total en Extremadura por escenarios temporales y de emisión (SSP). a) dos clases: valores de favorabilidad $>0,5$ (verde) y $<0,5$ (rojo), b) tres clases: baja favorabilidad $<0,2$ (rojo), favorabilidad intermedia $0,2-0,8$ (amarillo) y alta favorabilidad $>0,8$ (verde).

	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	48,8	39,5	11,6	31,4	46,1	22,5	26,4	48,3	25,4	26,2	48,1	25,8	26,9	47,9	25,2
SSP2-4,5				28,9	46,3	24,8	22,3	45,5	32,2	16,5	43,2	40,3	14,5	42,8	42,6
SSP3-7,0				29,3	46,9	23,8	19,6	45,2	35,3	12,8	40,7	46,5	4,1	29,8	66,1
SSP5-8,5				27,9	46,9	25,2	16,7	43,0	40,3	7,0	34,7	58,3	0,4	17,6	82,0

Tabla 39. 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 puede 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 disminuye ligeramente respecto del periodo anterior (Tabla 40).

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 40. 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 41), corroboran lo comentado anteriormente, mostrando una estabilización del incremento de las áreas climáticas favorables para la especie (I) a lo largo de los distintos escenarios socioeconómicos del primer horizonte temporal (2021-2040); al igual que en los distintos horizontes temporales del primer escenario (SSP1-2,6). Los valores de I aumentan a partir del escenario SSP2-4,5 y el horizonte temporal 2041-2060. Con los valores de superposición (O), ocurre lo contrario, puesto que, cuanto mayores son los escenarios de emisión y proyección futura, menores son sus valores, indicando que, aunque se comparta un alto porcentaje de cuadrículas favorables entre los escenarios presentes y futuros, esta variación espacial aumenta, produciéndose en el futuro un traslado de las zonas de mayor favorabilidad. Sin embargo, esta variación no es 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).

La favorabilidad climática actual del buitre negro en Extremadura presenta una marcada heterogeneidad, siendo las zonas altamente favorables muy escasas, encontrándose principalmente en las comarcas de sierra de San Pedro-Los Baldíos, Monfragüe y su entorno, sierra de Gata y Las Hurdes. Estas áreas son coincidentes con parte de los núcleos de San Pedro, Monfragüe, Gata-Hurdes y Granadilla-Hurdes, en los que se agrupa la especie. Mientras que las zonas de favorabilidad climática intermedia se distribuyen por gran parte de la provincia de Cáceres; las de baja favorabilidad cubren prácticamente toda la provincia de Badajoz.

SSP/PERIODOS		2021-2040	2041-2060	2061-2080	2081-2100
SSP1-2,6	I	0,321	0,431	0,451	0,426
	O	0,757	0,699	0,689	0,701
	M	1,000	1,000	1,000	1,000
	S	0,000	0,000	0,000	0,000
SSP2-4,5	I	0,390	0,567	0,772	0,879
	O	0,719	0,638	0,564	0,532
	M	1,000	1,000	1,000	1,000
	S	0,000	0,000	0,000	0,000
SSP3-7,0	I	0,375	0,661	0,999	1,355
	O	0,727	0,602	0,500	0,425
	M	1,000	1,000	1,000	1,000
	S	0,000	0,000	0,000	0,000
SSP4-8,5	I	0,404	0,776	1,230	1,616
	O	0,712	0,563	0,449	0,382
	M	1,000	1,000	1,000	1,000
	S	0,000	0,000	0,000	0,000

Tabla 41. 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).

El búitre negro es una especie que en nuestras latitudes se encuentra muy ligada a zonas de clima mediterráneo (Cramps y Simmons, 1980). Este hecho es coincidente con la selección positiva en el modelo de las temperaturas medias, donde la favorabilidad climática de la especie aumenta a medida que aumentan las temperaturas medias anuales, fenómeno que se da en zonas donde predominan los ambientes mediterráneos. La selección negativa del rango medio de temperaturas diurnas podría explicarse de igual forma, puesto que, en estos ambientes, las amplitudes térmicas diurnas no son tan acusadas como en lugares de clima continental. En zonas mediterráneas, los inviernos son suaves, con pocos días de heladas; mientras que los veranos son calurosos, existiendo poca variación en las temperaturas a lo largo del día. Es más, se ha señalado que la dureza estacional de las temperaturas podría ser un factor importante para la especie a la hora de seleccionar el lugar de nidificación, puesto que se ha observado que en lugares donde se suelen registrar las temperaturas más bajas —coincidentes con zonas de altas altitudes, como en las colonias de Gata-Hurdes—, los nidos se tienden a localizar en áreas más cálidas en invierno; mientras que en lugares donde las temperaturas son más altas —coincidentes con zonas de baja altitud, como en la colonia de Monfragüe—, se suelen localizar en áreas más frescas en verano (Costillo, 2005; Moran *et al.*, 2006).

La selección negativa de las precipitaciones en el modelo iría en consonancia con que este fenómeno meteorológico es contraproducente para la especie. La productividad de las parejas es menor en los años lluviosos (Costillo *et al.*, 2002), e incluso la condición física de los pollos es peor (Villegas *et al.*, 2004). La lluvia restringe el tiempo de búsqueda de alimento (Donázar, 1993), por lo que podría tener influencia en el fracaso reproductor de la especie. Aunque todo ello también dependería de la altitud a la que se encuentre la colonia, puesto que, en colonias de bajas altitudes, como San Pedro o Monfragüe, podría tener mayor efecto que en otras de mayores altitudes, como Ibores (Costillo, 2005). Mientras que, en las primeras, las corrientes térmicas tardan en formarse debido a la climatología adversa (Pennycuick, 1972; Hiraldo y Donázar, 1990); en las segundas, debido a la existencia de corrientes de ladera, la lluvia no limitaría tanto el desplazamiento de los individuos (Hiraldo y Donázar, 1990).

Otro factor que condiciona la favorabilidad climática de la especie es la pendiente. Las parejas seleccionan lugares con cierta pendiente para situar sus nidos, aislados de las perturbaciones humanas (Costillo, 2005; Morán *et al.*, 2006). La situación de los nidos en zonas de pendiente les permite tomar las corrientes térmicas que se encuentran en zonas de baja altitud; o las de ladera, que se forman a mayores altitudes, y de estar forma, alzar el vuelo más fácilmente.

Por otra parte, el estudio de la favorabilidad climática en función de los distintos escenarios de emisiones (SSP) y temporales, muestra que, aparentemente, la especie no se va a ver 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 y de bajas precipitaciones, le permitirá expandir su rango de distribución hacia otras áreas que no le son favorables climáticamente en la actualidad.

Los efectos del cambio climático se pueden observar sobre distintos aspectos de la biología de las especies. Un ejemplo de ello son los que se están viendo actualmente sobre la migración de diferentes grupos de aves (Koleček *et al.*, 2020; Orellana-Macías

et al., 2020). En el caso de las rapaces, mientras que aquellas que son migradores de corta distancia retrasan la fecha de partida de sus migraciones otoñales debido a los cambios en las temperaturas (Jaffré et al., 2013); las migradoras de larga distancia las adelantan (Filippi-Codaccioni et al., 2010). El buitre negro, al ser mayoritariamente sedentario en nuestro país —a excepción de los juveniles, que son los que realizan los movimientos dispersivos—, no se vería afectado en ese aspecto (Cramp y Simmons, 1980).

Sin embargo, los cambios en la climatología podrían incidir sobre nuestra especie de interés de diferentes maneras. La primera es que, a pesar de su tendencia hacia zonas cálidas, los efectos de las olas de calor —que cada vez son más frecuentes e intensas (IPCC, 2021a)—, podrían acabar reduciendo la productividad de la población. En el caso de la colonia de Monfragüe, las temperaturas máximas medias estivales se han correlacionado con el fracaso reproductor, mientras que las temperaturas máximas absolutas mostraron una correlación opuesta (Costillo, 2005). Esto indicaría que los progenitores pueden proteger a los pollos de las temperaturas ocasionalmente elevadas (máximas absolutas) a través de técnicas como el sombreado (Bernis, 1966; Donázar, 1993); mientras que en el caso de las temperaturas prolongadamente elevadas (máximas medias), no podrían hacerlo con tanta eficiencia (Costillo, 2005). De esta forma, a medida que los efectos del cambio climático se vayan haciendo más patentes en nuestra región, la mortalidad de pollos por deshidratación podría incrementarse, y reducir el número de efectivos que produce la población de la especie en Extremadura.

Otro de los efectos inminentes que pueden hacer peligrar a la especie son los incendios forestales. Durante el último siglo, las condiciones climáticas que favorecen este tipo de eventos se han vuelto mucho más patentes en el sur de Europa. En el Mediterráneo, ya se está observando un incremento de las sequías, y se proyecta un aumento de la aridez y de la estación de incendios con el incremento de 2°C en la temperatura del planeta (IPCC, 2021b). Incluso proyecciones regionales de cambio climático para el cálculo de distintos índices de peligro de incendios prevén una tendencia al aumento del peligro potencial en la península Ibérica con el tiempo (Bedía et al., 2014). El buitre negro es muy vulnerable ante los incendios, puesto que, debido al hábito arborícola que presenta, un incendio en una colonia de cría puede tener graves consecuencias. Concretamente, una de las colonias que más afectada se encuentra por los incendios forestales a nivel de toda España en los últimos 25 años, es la colonia de Sierra de Gata (Gentil y Ventanas, 1998; Galán et al., 2007d).

Al ser una especie dependiente de la existencia de árboles para poder situar sus nidos, el efecto que puede llegar a tener el cambio climático sobre las masas forestales es crucial. Para la gran mayoría de especies del género *Quercus* y *Pinus*, que son las que principalmente utiliza como sustrato de nidificación (mayoritariamente *Q. suber*, *Q. ilex* subsp. *ballota* y *P. pinaster*); modelos de distribución en función del cambio climático prevén una drástica modificación de su distribución (Felicísimo et al., 2011). En el caso de la encina, los modelos señalan a una reducción generalizada de las áreas potenciales de distribución de la especie en la comunidad, e incluso una desaparición total en determinados escenarios; mientras que para el alcornoque, la situación es mucho más crítica, pudiendo llegar a desaparecer de Extremadura a mediados de siglo (Pérez-Fernández et al., 2011; Felicísimo et al., 2011). El pino resinero, que actualmente cuenta con una distribución reducida en la región, también se prevé que acabe desapareciendo (Pérez-Fernández et al., 2011; Felicísimo et al., 2011).

Aunque pueda parecer que, de forma aparente, el cambio climático no va a tener un efecto negativo sobre el buitre negro, como ya se está observando en otras especies, y que incluso puede ser favorable, debido a que aumentarán las zonas con alta favorabilidad climática para la especie; puede ser víctima de dichos cambios por otras vías. El aumento de las temperaturas y la disminución de las precipitaciones pueden afectar a aspectos de su biología, como la reproducción. También puede tener efectos sobre las especies de *Quercus* y *Pinus*, de las cuáles, es muy dependiente para poder situar sus nidos. Por ello, es de vital importancia la monitorización de la adaptación a niveles fisiológicos de la especie ante el aumento de las temperaturas; así como la implementación de un plan de gestión forestal para las quercíneas y pináceas en Extremadura frente al cambio climático.

III. BIBLIOGRAFÍA

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

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

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

Álvarez, E. y F. Garcés (1995). Movimientos en el período de dependencia y dispersión de los jóvenes de Buitre negro *Aegypius monachus*. *Congreso Internacional Rapaces del Holártico*. Badajoz.

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

Andevski, J., Tavares, J., Williams, N.P., Moreno-Opo, R., Botha, A. y J. Renell (2017). *Flyway Action Plan for the Conservation of the Cinereous Vulture*. CMS Raptors MOU Technical Publication No. 6. Coordinating Unit of the CMS Raptors MOU, Abu Dhabi, United Arab Emirates. 59 pp.

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

Arroyo, B., Ferreira, E. y V. Garza (1990). *II Censo nacional de Buitre Leonado (Gyps fulvus). Población, distribución, demografía y conservación*. Colección técnica ICONA, Madrid. 95 pp.

Atienza, J.C., Muñoz, M. y J.C. Moral (2001). Nesting Habitat of Black Vultures (*Aegypius monachus*) and its implications for management. 4 TH Eurasian Congress on Raptors. Estación Biológica de Doñana-Raptor Research Foundation. Sevilla. 64 pp.

Bautista, L.M., García, J.T., Calmaestra, R.G., Palacín, C., Martín, C., Morales, M.B., Bonal, M. y J. Viñuela (2004). Effects of weekend traffic on the use of space by raptors. *Conservation Biology*, 18(3): 726-732.

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

Barrero, J. (1998). Donaciones de biodiversidad. *Revista de los Ministerios de Fomento y Medio Ambiente*, 460: 28-34.

Barov, B. y M. Derhé (2011). *Review of the Implementation of Species Action Plans of Threatened Birds in the European Union (2004-2010)*. Cambridge: BirdLife International. 269 pp.

Batbayar, N. (2012). The Black vulture *Aegypius monachus* in southern and eastern Asia. Pp.: 145-152. En: Dobado P.M. y R. Arenas (Coords.). *The Black Vulture: Status, Conservation and Studies*. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. Córdoba. 322 pp.

Batbayar, N., Fuller, M., Watson, R.T. y B. Ayurzana (2006). Overview of the Cinereous vultures *Aegypius monachus* L. ecology research results in Mongolia. Pp.: 8-15. En: Batbayar, N., Paek, W.K. y B. Ayurzana (Eds.). *Conservation and Research of Natural Heritage. Proceedings of the 2nd International Symposium between Mongolia and Republic of Korea*. Wildlife Science and Conservation Centre of Mongolia, Ulaanbaatar.

Bedia, J., Herrera, S., Camia, A., Moreno, J.M. y J.M. Gutiérrez (2014). Forest Fire Danger Projections in the Mediterranean using ENSEMBLES Regional Climate Change Scenarios. *Climate Change*, 122: 185-199.

Benjamini, Y. y Y. Hochberg (1995). Controlling the false discovery rate: a practical and powerful approach to multiple testing. *Journal of the Royal Statistical Society, Series B*, 57: 289-300.

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

Bernis, F. (1955). El nomenclator ornitológico de Rojas Clemente. *Ardeola*, 2(1): 157-174.

Bernis, F. (1956). Comentarios a la nueva Convención Internacional para la Protección de las Aves. *Ardeola*, 3: 141-166.

Bernis, F. (1966). El Buitre negro (*Aegypius monachus*) en Iberia. *Ardeola*, 12: 45-104.

Bernis, F. (1995). *Diccionario de nombres vernáculos de aves*. Gredos Editorial S.A. Madrid. 266 pp.

Bernis, F., de Juana, E., del Hoyo, J., Ferrer, X., Fernández-Cruz, M., Sáez-Royuela, R. y J. Sargatal (1994). Nombres en castellano de las Aves del mundo recomendados por la Sociedad Española de Ornitología (segunda parte: Falconiformes y Galliformes). *Ardeola*, 4(12): 183-191.

Bernis, F., Diez, P.M. y J. Márquez (1958). Someras notas sobre aves en Extremadura. *Ardeola*, 4: 99-108.

Bernis, F., Diez, P.M. y J. Márquez (1959). Segundas notas sobre aves en Extremadura. *Ardeola*, 5: 162-172.

BirdLife International (2000). *Threatened birds of the world*. Barcelona and Cambridge, UK: Linx Edicions and BirdLife International. 852 pp.

BirdLife International (2015) *European Red List of Birds*. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

BirdLife International (2018). The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e. T22695231A131935194. 9 pp.
<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T22695231A131935194.en>

BirdLife International (2021). *Aegypius monachus* (Cinereus vulture). *Supplementary material. European Red List of Birds*. Luxembourg: Publications Office of the European Union. 9 pp.

BirdLife International (2022). Species factsheet: *Aegypius monachus*. Downloaded from <http://www.birdlife.org>

Blanco, J.L. y J.L. González (1992). *Libro Rojo de los Vertebrados de España*. ICONA. Madrid. 714 pp.

Blechsmidt, J., Wittmann, M.J. y C. Blüml (2020). Climate change and green sea turtle sex ratio. Preventing possible extinction. *Genes*, 11(5): 588.

Block, W.M. y L.A. Brennan (1993). The habitat concept in ornithology: Theory and applications. *Current Ornithology*, 11: 35-91.

Bosakowski, T. y R. Speiser (1994). Macrohabitat selection by nesting northern goshawks: implications for managing eastern forest. *Studies in Avian Biology*, 16: 46-49.

Brown, L. y D. Amadon (1968). Family *Accipitridae: Aegypius monachus*. Pp.: 336-337. *Eagles, Hawks, and Falcons of the world*. Vol. 2. McGraw-Hill, New York. 946 pp.

Caldera J. (2012). El Buitre negro *Aegypius monachus* en Extremadura (España). Pp.: 38-40. En: Dobado P.M. y R. Arenas (Coords.). *The Black Vulture: Status, Conservation and Studies*. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. Córdoba. 322 pp.

Camiaña, A. (2004). Consequences of Bovine spongiform encephalopathy (BSE) on breeding success and food availability in Spanish vulture populations. En: Chancellor, R.D. y B.U. Meyburg (Eds.). *Raptors Worldwide: Proceedings of the VI World Conference on Birds of Prey and Owls*. WWGBP/MME. Budapest. 867 pp.

Camiaña, A. (2007). Energía eólica y Buitre negro. Pp.: 312-321. En: Moreno-Opo, R. y F. Guil (Coords.). *Manual de gestión del hábitat y de las poblaciones de Buitre negro en España*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 404 pp.

Camiaña, A. (2012). Sanidad ganadera y alimentación suplementaria: necesidades de investigación. Pp.: 194-210. En: Dobado P.M. y R. Arenas (Coords.). *The Black Vulture: Status, Conservation and Studies*. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. Córdoba. 322 pp.

Camiaña, A., Aguilera, J., Sarrazin, F. y O. Duriez (2018). Potential exposure to diclofenac in Spain of european vultures. *Vulture News*, 75: 1-20.

Canestrelli, D., Bisconti, R., Chiochio, A., Maiorano, L., Zampiglia, M. y G. Nascetti (2017). Climate change promotes hybridisation between deeply divergent species. *PeerJ*, 5: e3072.

Cano, C. (2017). *La lucha contra el veneno en España (2011-2016). Clasificación por Comunidades Autónomas*. WWF/Adena, Madrid. 78 pp.

Cano, A. y J.A. Valverde (1965). Notas sobre el Quebrantahuesos *Gypaetus barbatus* en la Sierra de Cazorla. *Ardeola*, 5: 121-126.

Cantos, F.J. y A. Gómez-Manzanaque (1996). Informe sobre la campaña de anillamiento de aves en España. Año 1995. *Ecología*, 10: 321-424.

Carrete, M. y J.A. Donázar (2005). Application of central-place foraging theory shows the importance of Mediterranean dehesas for the conservation of Cinereous vulture *Aegypius monachus*. *Biological Conservation*, 126: 582-590.

Carrete, M., Sánchez-Zapata, J.A. y J.F. Calvo (2000). Breeding densities and habitat attributes of Golden eagles in southeastern Spain. *Journal Raptor Research*, 34: 48-52.

Castaño, J.P., Sánchez, J.F., Díaz-Portero, M.Á. y M. Robles (2015). Dispersal and survival of juvenile Black vulture (*Aegypius monachus*) in central Spain. *Ardeola*, 62(2): 351-361.

Cardador, L., Carrete, M. y S. Mañosa (2012). Inter-individual variability and conspecific densities: consequences for population regulation and range expansion. *PLoS One*, 7: 8.

Carranza, J. (2017). Ciervo *Cervus elaphus*. En: Salvador, A. e I. Barja (Eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
<http://www.vertebradosibericos.org/>

Castro, A., Muñoz, A. y R. Real (2008). Modelling the spatial distribution of the Tengmalm 's owl *Aegolius funereus* in its Southwestern Palaearctic limit (NE Spain). *Ardeola*, 55(1): 71-85.

Cauli, F., Audisio, P., Petretti, F. y G. Chiatante (2021). Habitat suitability and nest-site selection of Short-toed eagle *Circaetus gallicus* in Tolfa Mountains (Central Italy). *Journal of Vertebrate Biology*, 70(2):21014.1-14.

Chamorro, D., Real, R. y A.R. Muñoz (2020). Fuzzy sets allow gaging the extent and rate of species range shift due to climate change. *Scientific Reports*, 10: 16272.

Chehébar, C. y S. Martín (1989). Guía para el reconocimiento microscópico de los pelos de los mamíferos de la Patagonia. Doñana, *Acta Vertebrata*, 16: 247-291.

Clark, W.S. (1999). *A Field Guide to the Raptors of Europe, The Middle East and North America*. Oxford University Press, Oxford. 395 pp.

Clemments, J.F., Schulenberg, T.S., Iliff M.J., Billerman, S.M., Fredericks, T.A., Gerbracht, J.A., Lepage, D., Sullivan, B.L. y C.L. Wood (2021). *The eBird/Clements checklist of Birds of the World: v2021*. Downloaded from <https://www.birds.cornell.edu/clementschecklist/download/>

Corbacho, C., Costillo, E. y A.B. Perales (2007). Gestión de las poblaciones de Buitre negro: Alimentación del Buitre negro en la península Ibérica. Pp.: 179-200. En: Moreno-Opo, R. y F. Guil (Coords.). *Manual de gestión del hábitat y de las poblaciones de Buitre negro en España*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 404 pp.

Corbacho, C., Costillo, E., Lagoa, G. y R. Morán (2001). Effect of Breeding Cycle on foraging areas and home-range of Black vulture *Aegypius monachus* in Extremadura. En: *4th Eurasian Congress on Raptors*. EBD-Raptor Research Foundation. Sevilla. 218 pp.

Corbacho, C., Costillo, E. y R. Morán (2012). Home range and foraging area of Black vultures *Aegypius monachus* in south-western Spain: a preliminary analysis. Pp.: 251-258. En: Dobado P.M. y R. Arenas (Coords.). *The Black Vulture: Status, Conservation and Studies*. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, 2012. Córdoba. 322 pp.

Cortés-Avizanda, A., Carrete, M. y J.A. Donázar (2010) Managing supplementary feeding for avian scavengers: guidelines for optimal design using ecological criteria. *Biology Conservation*, 143: 1707-1715.

Costillo, E. (2005). *Biología y conservación de las poblaciones de Buitre negro Aegypius monachus en Extremadura*. Tesis doctoral. Universidad de Extremadura. 243pp.

Costillo, E., Corbacho, C., Morán, R. y A. Villegas (2007a). Diet plasticity of Cinereous vulture *Aegypius monachus* in different colonies in the Extremadura (SW Spain). *Ardea*, 95(2): 201-211.

Costillo, E., Corbacho, C., Morán, R. y A. Villegas (2007b). The diet of Black vulture *Aegypius monachus* in response to environmental changes in Extremadura (1970 - 2000). *Ardeola*, 54: 197-204.

Costillo, E., Corbacho, C., Acedo, F., Rodríguez, M. y J.M. Sánchez (2001a). Effect of European rabbit *Oryctolagus cuniculus* population decline on diet of Black vulture *Aegypius monachus* in Extremadura (SW Spain). En: *4th Eurasian Congress on Raptors*. EBD-Raptor Research Foundation. Sevilla. 218 pp.

Costillo, E., Corbacho, C., Morán, R. y F. Acedo (2004a). La alimentación del Buitre negro *Aegypius monachus*: adaptabilidad y plasticidad de un ave carroñera en la península Ibérica. Póster presentado en XV Congreso Español de Ornitología. Madrid.

Costillo, E., Corbacho, C., Sánchez, J.M. y A. Villegas (2007c). Áreas de campeo. Pp.: 132-141. En: Moreno-Opo, R. y F. Guil (Coords.). *Manual de gestión del hábitat y de las poblaciones de Buitre negro en España*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 404 pp.

Costillo, E., Corbacho, C., Sánchez, J.M. y F. Acedo (2004b). Cambios en la dieta del Buitre negro *Aegypius monachus* ante la disminución de las poblaciones de conejo *Oryctolagus cuniculus* en Extremadura. Póster presentado. En: Dobado P.M. y R. Arenas (Coords.). *The Black Vulture: Status, Conservation and Studies*. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, 2012. Córdoba. 322 pp.

Costillo, E., Dávila, C. y R. Morán (2014). Buitre negro (*Aegypius monachus*). Pp.: 57-61. En: *Catálogo regional de especies amenazadas de Extremadura. Fauna II / Clase Aves*. Colección Medio Ambiente. Gobierno de Extremadura. Consejería de Agricultura, Desarrollo Rural, Medio Ambiente y Energía. 307 pp.

Costillo, E., Morán, R., Lagoa, G., Corbacho, P. y A. Villegas (2001b). Núcleos reproductores y evolución de las poblaciones de Buitre negro (*Aegypius monachus*) en Extremadura. Resúmenes del Congreso Internacional. *Gestión de ZEPAs en Extremadura: Águila Perdicera y Buitre negro*. Cáceres.

Costillo, E., Villegas, A., Lagoa, G. y P. Corbacho (2001c). Biología y parámetros reproductores de las poblaciones de Buitre negro (*Aegypius monachus*) de Extremadura. Resúmenes del Congreso Internacional. *Gestión de ZEPAs en Extremadura: Águila Perdicera y Buitre negro*. Cáceres.

Costillo, E., Sánchez, J. M. y C. Corbacho (2002). Evolución poblacional y éxito reproductivo del Buitre negro *Aegypius monachus* en Extremadura. Pp.: 105-113. En: Sánchez-Herrera, F. (Ed.). *Terceras Jornadas Científicas del Parque Natural de Peñalara y del Valle de El Paular*. Consejería de Medio Ambiente. Comunidad de Madrid. Rascafría. 166 pp.

Cowardin, L.M., Shaffer, T.L. y P.M. Arnold (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, DC. 26 pp.

Cramp, S. y K.E.L. Simmons (Eds.) (1980). *Aegypius monachus* Black Vulture. Pp.: 89-95. *Handbook of the Birds of Europe the Middle East and North Africa. The Birds of the Western Palearctic. Volume II. Hawks to Bustards*. Oxford University Press, Oxford. 696 pp.

Cuevas, J.A. y J. de la Puente (2005). *Hábitat potencial del Buitre negro (Aegypius monachus) en la Sierra de Guadarrama (Madrid)*. Centro de Investigaciones Ambientales de la Comunidad de Madrid Fernando González Bernáldez. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Madrid. 60 pp.

De Juana, E. y F. de Juana (1984). Cabaña ganadera y distribución y abundancia del Buitre común (*Gyps fulvus*) y negro (*Aegypius monachus*) en España. *Rapinyaires méditerranais*, 2: 32-45.

De la Bodega, D., Cano, C., y E. Mínguez (2020): *El veneno en España. Evolución del envenenamiento de fauna silvestre (1992-2017)*. SEO/BirdLife y WWF. Madrid. 55 pp.

De la Puente, J. (2006). Fenología y parámetros reproductivos del Buitre negro *Aegypius monachus* en España central. Comunicación en forma de póster *al XVIII Congreso Español de Ornitología*. Elche.

De la Puente, J. (2007). El Buitre negro en pinares. Pp.: 47-57. En: Moreno-Opo, R. y F. Guil (Coords.). *Manual de gestión del hábitat y de las poblaciones de Buitre negro en España*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 404 pp.

De la Puente, J. (2012a). Buitre negro (*Aegypius monachus*). Pp.: 172-173. En: SEO/BirdLife: *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife. Madrid. 816 pp.

De la Puente, J. (2012b). Fracaso reproductor en una población de Buitres negros *Aegypius monachus* del centro de España. Pp.: 270-281. En: Dobado P.M. y R. Arenas (Coords.). *The Black Vulture: Status, Conservation and Studies*. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. Córdoba. 322 pp.

De la Puente, J., Bermejo, A., del Moral, J. C. y A. Ruiz (2011). Juvenile dispersion, dependence period, phyloptry and breeding maturity age of the cinereous vulture. Pp.: 270-280. En: Zuberogoitia, I. y J.E. Martínez (Eds.). *Ecología y conservación de las rapaces forestales europeas*. Diputación Foral de Bizkaia. 407 pp.

De la Puente, J. y N. López-Jiménez (2021). Buitre negro (*Aegypius monachus*). Pp.: 793-794. En: López-Jiménez, N. (Ed.). *Libro Rojo de las Aves de España*. SEO/BirdLife. Madrid. 1020 pp.

De la Puente, J., Moreno-Opo, R. y J.C. del Moral (2007). *El Buitre negro en España. Censo Nacional (2006)*. SEO/BirdLife. Madrid. 114 pp.

De la Puente, J. y J. Elorriaga (2012). Primary moult and its application to ageing in the black vulture *Aegypius monachus*. Pp.: 259-269. En: Dobado P.M. y R. Arenas (Coords.). *The Black Vulture: Status, Conservation and Studies*. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. Córdoba. 322 pp.

Di Vittorio, M., Sarà, M. y P. López-López (2012). Habitat preferences of Bonelli's eagles *Aquila fasciata* in Sicily. *Bird Study*, 59(2): 207-217.

Del Hoyo, J., Elliott, A. y J. Sargatal (1994). Eurasian Black vulture. Pp.: 128-129. *Handbook of the Birds of the World. Volumen 2, New World Vultures to Guinea-fowl*. Lynx Edicions, Barcelona. 638 pp.

Del Hoyo, J. (2020). Genus *Aegypius*. Pp.: 272. *All the Birds of the World*. Lynx Edicions. Barcelona. 968 pp.

Del Moral, J.C. (Ed.) 2017. *El Buitre negro en España, población reproductora en 2017 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid. 101 pp.

Del Moral, J.C. y de la Puente, J. (2017). Buitre negro *Aegypius monachus*. En: Salvador, A. y M.B. Morales (Eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>

Del Moral, J.C., Martín, R., Muñoz, M., De la Puente, J. y A. Ruiz (2002). Seguimiento de la colonia de Buitre negro (*Aegypius monachus*) de la ZEPA del Alto Lozoya (1997-2000). Pp.: 99-103. En: Sánchez-Herrera, F. (Ed.). *Terceras Jornadas Científicas del Parque Natural de Peñalara y del Valle de El Paular*. Rascafría. 166 pp.

Delibes-Mateos, M., Redpath, S.M., Angulo, E., Ferreras, P. y R. Villafuerte (2007). Rabbits as a keystone species in southern Europe. *Biological Conservation*, 137: 149-156.

Di Vittorio, M., Sarà, M. y P. López-López (2012). Habitat preferences of Bonelli's eagles *Aquila fasciata* in Sicily. *Bird Study*, 59(2): 207-217.

Diario Oficial de la Unión Europea. Directiva 2009/147/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de noviembre de 2009, relativa a la conservación de las aves silvestres. OJ L 20, 26.1.2010. Pp.: 7-25. (BG, ES, CS, DA, DE, ET, EL, EN, FR, IT, LV, LT, HU, MT, NL, PL, PT, RO, SK, SL, FI, SV) Special edition in Croatian: Chapter 15 Volume 032 Pp.: 128-146.

Díaz, M., Asensio, B. y J.L. Tellería (1996). *Aegypius monachus*. Pp.: 107-108. *Aves Ibéricas I. No Paseriformes*. J.M. Reyero (Ed.). 303 pp.

Dobado P.M. y R. Arenas (Coords.) (2012). *The Black Vulture: Status, Conservation and Studies*. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, 2012. Córdoba. 322 pp.

Dobado, P.M., Díaz, F.J., Díaz-Portero, M.A., García, L., Luque, E., Martín, J., Martínez, P. y R.M. Arenas (2012). El Buitre negro *Aegypius monachus* en Andalucía (España). Pp.: 13-37. En: Dobado P.M. y R. Arenas (Coords). *The Black Vulture: Status, Conservation and Studies*. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. Córdoba. 322 pp.

Donázar, J.A. (1993). *Los Buitres ibéricos. Biología y Conservación*. J.M. Reyero Editor, Madrid. 256 pp.

Donázar, J.A. (2002). Tendencias recientes de la población española de Buitre negro: evaluación de factores limitantes y medidas de conservación. Pp.: 81-88. En: Sánchez-Herrera, F. (Ed.). *Terceras Jornadas Científicas del Parque Natural de Peñalara y del Valle de El Paular*. Rascafría, Madrid. 166 pp.

Donázar, J.A., Blanco, G., Hiraldo, F.; Soto-Largo, E. y J. Oria (2002). Effects of forestry and other land-use practices on the conservation of Cinereous vultures. *Ecological Applications*, 12(5): 1445-1456.

Donázar, J.A., Blanco, G. y M. Carrete (2011). Conservación a gran escala del bosque mediterráneo: lecciones derivadas del seguimiento a largo plazo de una colonia de Buitre negro. Pp.: 314-323. En: Zuberogoitia, I. y J.E. Martínez (Eds.). *Ecología y conservación de las rapaces forestales europeas*. Diputación Foral de Bizkaia. 407 pp.

Donázar, J.A., Cortés-Avizanda, A., Fargallo, J.A., Margalida, A., Moleón, M., Morales-Reyes, Z., Moreno-Opo, R., Pérez-García, J.M., Sánchez-Zapata, J.A., Zuberogoitia, I. y D. Serrano (2016). Roles of raptors in a changing world: from flagships to providers of key ecosystem services. *Ardeola*, 63(1): 181-234.

Donázar, J.A., Hiraldo, F. y J. Bustamante (1993). Factors influencing nest-site selection, breeding density and breeding success in the Bearded vulture (*Gypaetus barbatus*). *Journal of Applied Ecology*, 30: 504-514.

Donázar, J.A., Margalida, A. y D. Campión (2009) *Vultures feeding stations and sanitary legislation: a conflict and its consequences from the perspective of conservation biology*. Munibe 29. Sociedad de Ciencias Aranzadi. San Sebastián. 553 pp.

Eliotout, B., Lecuyer, P. y O. Duriez (2007). First results on the breeding biology of Black vulture *Aegypius monachus* in France. *Alauda*, 75(3): 253-264.

Erdogdu, E., Bilgin C. y Y. Kilic (2003). Nest site selection of the Cinereous vulture *Aegypius monachus* in Northern Turkey and its implications for Conservation. 6th *World Conference on Birds of Prey*. Budapest, Hungary.

Eyring, V., Bony, S., Meehl, G.A., Senior, C.A., Stevens, B., Stouffer, R.J. y K.E. Taylor (2016). Overview of the Coupled Model Intercomparison Project Phase 6 (CMIP6) experimental design and organization, *Geoscientific Model Development*, 9: 1937-1958.

Faliu, L., Lignereux, Y. y J. Barbat (1980). Identification des poils des mammiferes pyreneens. Doñana. *Acta Vertebrata*, 1: 125-212.

Fargallo, J.A., G. Blanco y E. Soto-Largo (1998). Forest management effects on nesting habitat selected by Eurasian Black vultures (*Aegypius monachus*) in central Spain. *Journal of Raptor Research*, 32: 202-207.

Felícísimo, Á.M. (Coord.) (2011). *Impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático de la biodiversidad española. 2. Flora y vegetación*. Oficina Española de Cambio Climático, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid. 552 pp.

Fernández, C. y P. Azkona (2002). *Tendidos eléctricos y Medio Ambiente en Navarra*. Departamento de Medio Ambiente. Gobierno de Navarra. Pamplona. 110 pp.

Fernández-Bellón, D., Cortés, A., Arenas, R. y J.A. Donázar (2016). Density dependent productivity in a colonial vulture at two spatial scales. *Ecology*, 97(2): 406-416.

Ferrer, M. (1993) Ontogeny of dispersal distances in young Spanish Imperial eagles. *Behavioral Ecology and Sociobiology*. 32: 259-263.

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

Fielding, A.H. y J.F. Bell (1997). A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation*, 24: 38-49.

Filippi-Codaccioni, O., Moussus, J.P., Urcun, J.P. y F. Jiguet (2010). Advanced departure dates in long-distance migratory raptors. *Journal of Ornithology*, 151: 687-694.

Forsman, D. (1999). *The Raptors of Europe and the Middle East. A Handbook of Field Identification*. T y AD Poyser. Londres. 608 pp.

Galán, R., de Andrés, A.J. y C. Segovia (1998). Effects of forest fires (1984-1992) on the Cinereous vulture *Aegypius monachus* reproduction in Sierra Pelada (Huelva, SW Spain). Pp.:231-238. En: Meyburg, B.U., Chancellor, R.D. y J.J. Ferrero (Eds.). *Holarctic Birds of Prey*. WWGBP-ADENEX. 680 pp.

Galán, R., de Andrés, A.J. y O. Moreno (1997a). Uso y reutilización de nidos alternativos por el Buitre negro (*Aegypius mgalan onachus*) en Sierra Pelada. *Actas del II Congreso Internacional sobre Aves Carroñeras*. Cañizares, Cuenca. España. 195 pp.

Galán, R., de Andrés, A.J. y C. Segovia (1996). Interferencias de las actividades forestales con la conservación del Buitre negro (*Aegypius monachus*) en Sierra Pelada (1993). *Ecología*, 10: 437-446.

Galán, R., de Andrés, A.J. y C. Segovia (1997b). Problems for the conservation and measures for the protection of the nesting population of cinereous vultures *Aegypius monachus* in Sierra Pelada (Huelva, SW Spain). Pp.: 239-246. En: Chancellor, R.D., Meyburg, B.U. y J.J. Ferrero (Eds.). *Holarctic Birds of Prey*. ADENEX-WWGBP. 680 pp.

Galán, R., de Andrés, A.J. y C. Segovia (1997c). Utilización de nidos del Buitre negro (*Aegypius monachus*) por otras falconiformes en Sierra Pelada (Huelva, España). *Aegypius*, 14: 35-38.

Galán, R., Segovia, C., Martínez, M.A. y R. Coronilla (2007d). Los incendios forestales y el Buitre negro. Pp.: 307-312. En: Moreno-Opo, R. y F. Guil (Coords.) *Manual de gestión del hábitat y de las poblaciones de Buitre negro en España*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 404 pp.

Galushin, V., Katzner, T. y S. Sklyarenko (2012). The Black vulture *Aegypius monachus* in Russia and Kazakhstan. Pp.: 298-299 En: Dobado, P.M. y R. Arenas (Coords.). *The Black Vulture: Status, Conservation and Studies*. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. Córdoba. 322 pp.

García, L.V. (2003) Controlling the false discovery rate in ecological research. *Trends in Ecology and Evolution*, 18: 553-554.

Garzón, J. (1968). Las rapaces y otras aves de la Sierra de Gata. *Ardeola*, 14: 97-130.

Garzón, J. (1974). Contribución al estudio del status, alimentación y protección de las *Falconiformes* en España central. *Ardeola*, 19: 279-330.

Gavashelishvili, A., McGrady, M., Ghasabian, M. y K.L. Bildstein (2012). Movements and habitat use by immature Cinereous vultures (*Aegypius monachus*) from the Caucasus. *Birds study*, 59(4): 449-462.

Gentil, A. y A. Ventanas (1998). Proyecto de conservación del Buitre negro *Aegypius monachus* en la Sierra de Gata (Cáceres). Pp.: 223-229. En: Meyburg, B.U., Chancellor, R.D. y J.J. Ferrero (Eds.). *Holarctic Birds of Prey*. WWGBP-ADENEX. 680 pp.

Glutz Von Blotzheim, U.N., Bauer, K.M. y E. Bezzel (1971). *Handbuch der vögel mitteleuropas*. Band 4. *Falconiformes*. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden. 943 pp.

Gobierno de Castilla-La Mancha (2003). *Decreto 275/2003, de 9 de septiembre, por el que se aprueban los planes de recuperación del águila imperial ibérica (Aquila adalberti), de la cigüeña negra (Ciconia ciconia) y el plan de conservación del Buitre negro (Aegypius monachus), y se declaran zonas sensibles las áreas críticas para la supervivencia de estas especies en Castilla-La Mancha*. DOCM de 12 de Septiembre de 2003, nº 131.

Gobierno de España. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Situación actual del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y, en su caso, del Catálogo Español de Especies Amenazadas. Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero y sus modificaciones: Orden AAA/75/2012, de 12 de enero; Orden AAA/1771/2015, de 31 de agosto; Orden AAA/1351/2016, de 29 de julio, Orden TEC/596/2019, de 8 de abril, Orden TED/1126/2020, de 20 de noviembre y Orden TED/980/2021, de 20 de septiembre).

Godino, A., Urbano, O., Saldanha, S., Goodrich, L., y K. Bildstein (2019). First study of the juvenile dispersion of the Cinereous vulture (*Aegypius monachus*) in Portugal. Pp.: 46. Vulture Conservation Foundation. *European Vulture Conference. Abstract Book*. Albufeira, Portugal. 123 pp.

González, L.M. (1990). Situación de las poblaciones de Águila imperial y Buitre negro en España. *Quercus*, 58: 16-22.

González, L.M. (1991). *Historia natural de Águila imperial ibérica (Aquila adalberti)*. Colección Técnica. ICONA. Madrid. 208 pp.

González, L.M., González, J.L., Garzón, J. y B. Heredia (1986). *Status y Evolución de la población de Buitre negro (Aegypius monachus) en la península Ibérica (1972 - 1986)*. V Congreso de Rapaces Mediterráneas. Évora, Portugal.

González, L.M., González, J.L. y C. Llandres (1984). Tree-nesting colony of griffon vultures in Spain. *Vulture News*, 11: 12-13.

Govern Illes Balears (2008). *Resolución del consejero de Medio Ambiente de 26 de noviembre de 2008 por la cual se aprueban los planes de recuperación de Vicia bifoliolata, de las aves acuáticas catalogadas en Peligro de Extinción de las Illes Balears (Plan Homeyer); el plan de conservación de la flora vascular del Puig Major y los planes de manejo del Tejo Taxus baccata y del Buitre negro Aegypius monachus*. BOIB de 6 de Diciembre de 2008, nº 171.

Gragera, F. (1994). *Las aves de presa en la provincia de Badajoz*. Diputación Provincial. Badajoz. 157 pp.

Green Balkans (2016). *The Bright Future for Black Vulture, New Life for the Vultures, LIFE14 NAT/BG/649*. <https://greenbalkans.org/VulturesBack/en/The-project.c34>

GREFA (2012). *Proyecto Monachus: Reintroducción del Buitre negro en los Pirineos*. <https://www.grefa.org/proyectosgrefa/proyecto-monachus-pirineos.html>

GREFA (2017). *Proyecto Monachus: Reintroducción del Buitre negro en el Sistema Ibérico*. <https://www.grefa.org/proyectosgrefa/proyecto-monachus-sistema-%C3%ADberico.html>

GREFA (2020). *Libro Blanco de la electrocución en España. Análisis y propuestas*. AQUILA a-LIFE (LIFE16 NAT/ES/000235). Madrid. 100 pp.

Grubac, B., Lisicanec, T. y B. hallmann (2012). The Black vulture *Aegypius monachus* in Macedonia. Pp.: 89-95. En: Dobado P.M. y R. Arenas (Coords.). *The Black Vulture: Status, Conservation and Studies*. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. Córdoba. 322 pp.

Guisan, A. y W. Thuiller (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecological Letters*, 8: 993-1009.

Guzmán, J. y J. Jiménez (1998). Alimentación del Buitre negro *Aegypius monachus* durante los periodos reproductor y post-reproductor en el Parque Nacional de Cabañeros. Pp.: 215-221. En: Meyburg, B.U., Chancellor, R.D. y J.J. Ferrero (Eds.). *Holarctic birds of prey. Proceeding of an international conference. Actas del Congreso Internacional sobre Rapaces del Holártico*. Badajoz, Extremadura (Spain). WWGBP & ADENEX. Berlín y Mérida.

Heredia, B. (1996). *Action plan for the Cinereous vulture (Aegypius monachus) in Europe*. BirdLife International. 22 pp.

Hernández, M., y A. Margalida (2008). Pesticide abuse in Europe: effects on the Cinereous vulture (*Aegypius monachus*) population in Spain. *Ecotoxicology*, 17: 264-272.

- Hernández, M., y J. Oria** (2007). Intoxicaciones y envenenamiento de Buitres negros en España: situación y evolución. Pp.: 271-286. En: Moreno-Opo, R. y F. Guil (Coords.). *Manual de gestión del hábitat y de las poblaciones de Buitre negro en España*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 404 pp.
- Herrero-Villar, M., Delepouille, E., Suárez-Regalado, L., Solano-Manrique, C., Juan-Sallés, C., Iglesias-Lebrija, J.J., Camarero, P.R., González, F., Álvarez, E. y M. Rafael** (2021). First diclofenac intoxication in a wild avian scavenger in Europe. *Science of the Total Environment*, 782: 146890.
- Hijmans, R. J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G. y A. Jarvis** (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal Climatology*, 25: 1965-1978.
- Hilton-Taylor, C., Stuart, S.N. y J.C Vié** (2009). *Wildlife in a changing world: an analysis of the 2008 IUCN Red List of Threatened Species*. IUCN, Gland, Suiza. 184 págs.
- Hiraldó, F.** (1974). *Colonias de cría y censo de los Buitres negros (Aegypius monachus) en España*. Naturalia Hispánica nº 2. ICONA. Madrid. 30 pp.
- Hiraldó, F.** (1976). Diet of the Black vulture (*Aegypius monachus*) in the Iberian peninsula. *Doñana Acta Vertebrata*, 3: 19-31.
- Hiraldó, F.** (1977). *El Buitre negro (Aegypius monachus monachus L.) en la península Ibérica, población, biología general, uso de recursos e interacciones con otras aves*. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla. 306 pp.
- Hiraldó, F.** (1983). Breeding biology of the Cinereous vulture. Pp.: 197-213. En: Wilbur, S.R. y J.A. Jackson (Eds.). *Vulture Biology and Management*. University of California Press, Berkeley. 550 pp.
- Hiraldó, F. y J.A. Donazar** (1990). Foraging time in the Cinereous vulture *Aegypius monachus*: seasonal and local variations and influence of weather. *Bird Study*, 37: 128-132.
- Holt, R.D. y G.A. Polis** (1997). A theoretical framework for intraguild predation. *The American Naturalist*, 149: 745-764.
- Hothorn, T., Muller, J., Schroder, B., Kneib, T. y R. Brandl** (2011). Decomposing environmental, spatial and spatiotemporal components of species distributions. *Ecology Monographs*, 81: 329-347.
- Hosmer, D.W. y S. Lemeshow** (1989). Pp.: 19 y 147. *Applied logistic regression*. John Wiley and Sons, Inc., New York. 500 pp.
- Hussell, D.J.T.** (2003). Climate Change, Spring Temperatures, and Timing of Breeding of Tree Swallows (*Tachycineta bicolor*) in Southern Ontario. *The Auk*, 120(3): 607-618.
- Houston, D.C. y S.E. Piper** (Eds.) (2005). *International Conference. Conservation and management of vultures populations. Book of abstracts*. WWF Greece/NHMC. 14-16 Noviembre, Thessaloniki, Grecia. 50 pp.

Hutto, R.L. (1985). Habitat selection by nonbreeding, migratory land birds. Pp.: 455-476. En: Cody, M.L. (Ed.). *Habitat selection in birds*. Academic Press. San Diego. 578 pp.

Iglesias-Merchán, C., Díaz-Balteiro, L. y J. de la Puente, J. (2016). Road traffic noise impact assessment in a breeding colony of cinereous vultures (*Aegypius monachus*) in Spain. *Journal of the Acoustical Society of America*, 139(3): 1124-1131.

Infante, S. (2012). Status and Conservatin of the Black vulture in Portugal. Pp.: 81-83. En: Dobado P.M. y R. Arenas (Coords.). *The Black Vulture: Status, Conservation and Studies*. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. Córdoba. 322 pp.

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*. In press

IPCC (2021b). *Regional fact sheet – Europe*. Sixth Assessment Report, Working Group I. https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/downloads/factsheets/IPCC_AR6_WGI_Regional_Fact_Sheet_Europe.pdf

IUCN (2021). *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-2*. <https://www.iucnredlist.org>

IUCN (2012a). *Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1*. Segunda edición. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido. 42 pp. <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/RL-2001-001-2nd-Es.pdf>

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

Jaffré, M., Beaugrand, G., Goberville, É., Jiguet, F., Kjellén, N., Troost, G., Dubois, P.J., Lepêtre, A. y C. 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. Pp.: 159-188. En: Cody, M.L. (Ed.). *Habitat selection in birds*. Academic Press. San Diego. 578 pp.

Jiménez, J. (1990). Estudio del funcionamiento de comederos para Buitre negro en el Parque Natural de Cabañeros. ICONA (Ed.): *I Congreso Internacional sobre aves carroñeras*. Priego, Cuenca.

Jiménez, J. (2002). Elaboración de un modelo de hábitat de reproducción del Buitre negro (*Aegypius monachus*) en los Montes de Toledo. Pp.: 71-78. En: Torralvo, C. (Ed.). *Anuario Ornitológico de Ciudad Real 1995-2001*. SEO. Ciudad Real. 208 pp.

Jiménez-Valverde, A. y J.M. Lobo (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, M.D. (2007). Measuring habitat quality: a review. *Condor*, 109: 489-504.

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. y W.L. Thompson (2009). A sampling design framework for monitoring secretive marshbirds. *Waterbirds*, 32: 203-215.

Jones, J. y R.J. Robertson (2001). Territory and nest-site selection of Cerulean warblers in eastern Ontario. *Auk*, 118: 727-735.

Junta de Extremadura (1992). *Plan de Ordenación Cinegética de Extremadura*. Informe inédito. Dirección General de Medio Ambiente, Junta de Extremadura.

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>

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>

Junta de Extremadura (2015a). *ORDEN de 25 de mayo de 2015 por la que se aprueba el Plan de Conservación del Hábitat del Buitre negro (Aegypius monachus) en Extremadura*. DOE de 5 de Junio de 2015, nº 107, pp. 22174-22192. <http://doe.juntaex.es/pdfs/doe/2015/1070o/15050147.pdf>

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>

Junta de Extremadura (2016). *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 Buitre negro (Aegypius monachus) en Extremadura*. DOE de 22 de Abril de 2016, nº 77, pp 9664-9667. <http://doe.juntaex.es/pdfs/doe/2016/770o/16050074.pdf>

Junta de Extremadura (2016). *Plan General de Caza de Extremadura*. 761 pp. http://extremambiente.juntaex.es/files/caza_y_pesca/2016/pgcex_completo.pdf

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.juntaex.es/pdfs/doe/2018/1120o/18040091.pdf>

Kang, J.H., Hyun, B.R., Kim, I.K., Lee, H., Lee, J.K., Hwang, H.S., Eom, T.K. y S.J. Rhim (2019): Movement and home range of Cinereous vulture *Aegypius monachus* during the wintering and summering periods in East Asia. *Turk Journal Zoology*, 43: 305-313.

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

Kirazli, C. y E. Yamaç (2013). Population size and breeding success of the Cinereous vulture, *Aegypius monachus*, in a newly found breeding area in western Anatolia (*Aves: Falconiformes*). *Zoology in the Middle East*, 59: 289-296.

König, C. (1983). Interspecific and intraspecific competition for food among Old Vultures. Pp.: 153-171. En: Wilbur, S.R. y J.A. Jackson (Eds.) *Vulture biology and management*. University of California Press, Cambridge. 550 pp.

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

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

Lebreton, J.D. y P. Isenmann (1976). Dynamique de la population camarguaise de Mouettes Rieuses *Larus ridibundus* L.: un modèle mathématique. *Terre et Vie*, 30: 529-549.

Lee, K.S., Lau, M.W.N., Fellowes, J.R. y B.P.L. Chan (2006). Forest bird fauna of South China: notes on current distribution and status. *Forktail*, 22: 23-38.

Legendre, P. (1993). Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology*, 74: 1659-73.

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

Lemus, J.A., Blanco, G., Grande, J., Arroyo, B., García-Montijano, M. y F. Martínez (2008). Antibiotics threaten wildlife: Circulating quinolone residues and Disease in avian scavengers. *PLoS ONE*, 3(1): e1444.

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

López-López, P., García-Ripollés, C., Aguilar, J.M., García-López, F. y J. Verdejo (2006). Modelling breeding habitat preferences of Bonelli's eagle (*Hieraetus fasciatus*) in relation to topography, disturbance, climate and land use at different spatial scales. *Journal of Ornithology*, 147: 97-106.

López-Palacios, J.A. (Coord.) (1991). *I Congreso Internacional sobre Aves Carroñeras. Ponencias y Conclusiones*. AEDENAT-CODA. ICONA. Cuenca, España. 159 pp.

Luque, E., Dobado, P. y R. Arenas (2010). Reproducciones atípicas del Buitre negro en Andalucía. *Quercus*, 291: 48-49.

Madroño, A., González, C y J.C. Atienza (Eds.) (2004). *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid. 452 pp.

- Magurran, A.E.** (1988). *La Diversidad Ecológica y su medición*. Vedral, Barcelona. 200 pp.
- MAPA** (2019). *Anuario de estadística 2019. Estadísticas agrarias y alimentación. Efectivos y producciones ganaderas. Efectivos Ganaderos*. Pp.: 606-694. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid. 856 pp. <https://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/publicaciones/anuario-de-estadistica/2019/default.aspx?parte=3&capitulo=08&grupo=1&seccion=4>
- MAPA** (2021a). *El sector de la avicultura de puesta en cifras: Principales Indicadores Económicos*. Subdirección General de Producciones Ganaderas y Cinegéticas, Dirección General de Producciones y Mercados Agrarios. Madrid. 82 pp. https://www.mapa.gob.es/es/ganaderia/temas/produccion-y-mercados-ganaderos/indicadorespuesta2020_parapublicar_tcm30-381335.pdf
- MAPA** (2021b). *Anuario de estadística*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid. <https://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/publicaciones/anuario-de-estadistica/default.aspx>
- Margalida, A., Donázar, J.A., Carrete, M. y J.A. Sánchez-Zapata** (2010) Sanitary versus environmental policies: fitting together two pieces of the puzzle of European vulture conservation. *Journal of Applied Ecology*, 47: 931-935.
- Margalida, A., Moreno-Opo, R., Arroyo, B.E. y A. Arrendo** (2011). Reconciling the conservation of endangered species with economically important anthropogenic activities: interactions between cork exploitation and the cinereous vulture in Spain. *Animal Conservation*, 14: 167-174.
- Márquez A.L., Real R., Olivero J. y A. Estrada** (2011). Combining climate with other influential factors for modelling climate change impact on species distribution. *Climatology Change*, 108: 135-157
- Martí, R. y J.C. del Moral** (Eds.) (2003). *Atlas de las aves reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza y Sociedad Española de Ornitología. Madrid. 734 pp.
- Martín, B. y M. Ferrer** (2013). Assessing biodiversity distribution using diurnal raptors in Andalusia, southern Spain. *Ardeola*, 60(1): 15-28.
- Martínez, J.A., López, G., Falcó, F., Campo, A. y A. De la Vega** (1999). Hábitat de caza y nidificación del Aguilucho cenizo en el Parque Natural de la Mata-Torrevieja (Alicante, SE de España): efectos de la estructura de la vegetación y de la densidad de presas. *Ardeola*, 46: 205-212.
- Martínez, J.A., Serrano, D. e I. Zuberogoitia** (2003). Predictive models of habitat preferences for the Eurasian eagle owl *Bubo bubo*: a multiscale approach. *Ecography*, 26: 21-28.
- Mayol, J.** (1977). Contribución al conocimiento del Buitre negro (*Aegypius monachus*) en Mallorca. *Boletí de la Societat d'Història Natural de les Balears*, 22: 150-178.

Mayol, J. (2012). El Buitre negro *Aegypius monachus* en Mallorca (Islas Baleares, España). Pp.: 69-78. En: Dobado P.M. y R. Arenas (Coords.). *The Black Vulture: Status, Conservation and Studies*. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. Córdoba. 322 pp.

Mayordomo, S., Prieta, J. y M. Cardalliaguet (2015). Buitre negro (*Aegypius monachus*). En: Mayordomo, S., Prieta, J. y M. Cardalliaguet. *Aves de Extremadura. Volumen 5. 2009-2014*. SEO/BirdLife y Junta de Extremadura. 333 pp.

Mccabe, J.D., Clare, J.D., Miller, T.A., Katzner, T.E., y otros (2021). Resource selection functions based on hierarchical generalized additive models provide new insights into individual animal variation and species distributions. *Ecography*, 44: 1-13.

McGrady, M.J., Grant, J.R., Bainbridge, I.P. y D.R.A. McLeod (2002). A model of Golden eagle (*Aquila chrysaetos*) ranging behaviour. *Journal Raptor Research*, 36(Suppl.): 62-69.

McLean, M., Mouillot, D., Maureaud, A.A., Hattab, T., MachNeil, M.A., Goberville, E., Lindergren, M., Engelhard, G., Pinsky, M. y A. Auber (2021). Disentangling tropicalization and deborealization in marine ecosystems under climate change. *Current Biology*, 31: 4817-4823.

Meyburg, B.U., Chancellor, R.D. y J.J. Ferrero (Eds.) (1995). *Holarctic birds of prey. Proceeding of an international conference. Actas del Congreso Internacional sobre Rapaces del Holártico*. Badajoz, Extremadura (Spain). WWGBP & ADENEX. Berlin y Mérida.

MIMAM (2006). *Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático 2006-2020*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. 59 pp.

MITECO (2012). *Riqueza de especies. Inventario Español de Especies Terrestres: Malla 10 x 10 km*. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

MITECO (2020). *Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático 2021-2030*. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, Madrid. 246 pp.

Moclús, L., Shore, R.F. y O. Krone (2020). Lead contamination in raptors in Europe: a systematic review and meta-analysis. *Science of Total Environment*, 748: 1-16.

Moleón, M., Díaz, M.A., Barea, J.M. y J.M. Gil (2001). Diet of eurasian Black vulture *Aegypius monachus* in Andújar Natural Park, SE Spain. En: Resúmenes del 4º Eurasian Congress on Raptors. Estación Biológica de Doñana-Raptor Research Foundation, Sevilla.

Molles, M.C. (2016). *Ecology. Concepts and Applications, Seventh Edition*. Mc Graw Hill Education, New York. 592 pp.

Morales-Reyes, Z., Pérez-García, J.M., Moleón, M., Botella, F., Carrete, M., Lazcano, C., Moreno-Opo, R. y otros (2015). Supplanting ecosystem services provided by scavengers raises greenhouse gas emissions. *Scientific Reports*, 5: 7811.

Morán, R., Costillo, E., Sánchez, J.M., Corbacho, C. y A. Villegas (2005). Aplicaciones de la cartografía predictiva en la gestión y conservación de especies amenazadas: lugares potenciales de reproducción del Buitre negro (*Aegypius monachus*) en Extremadura. Pp.: 369-376. En: López Caballero, J.M. (Ed.). *Conservación de la Naturaleza en Extremadura*. Comunicaciones en Jornadas y Congresos 2002-2004. Consejería de Agricultura y Medio Ambiente. Junta de Extremadura. Mérida. 494 pp.

Morán, R., Sánchez, J.M., Costillo, E., Corbacho, C. y A. Villegas (2006a). Spatial variation in anthropic and natural factors regulating the breeding success of the Cinereous vulture *Aegypius monachus* in the SW Iberian peninsula. *Biological Conservation*, 130: 169-182.

Morán, R., Sánchez, J.M., Costillo, E. y A. Villegas (2006b). 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, J.M., Costillo, E. y A. Villegas (2007a). El Buitre negro en masas de monte mediterráneo. En: Moreno-Opo, R. y F. Guil (Coords.). *Manual de Gestión del hábitat y de las poblaciones de Buitre negro en España*. Dirección General para la Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 404 pp.

Morán, R., Sánchez, J.M., Costillo, E., Villegas, V. y R. Moreno-Opo (2007b). Interacción entre las actividades de aprovechamiento en monte mediterráneo y Buitre negro. Pp.: 104-109. En: Moreno-Opo, R. y F. Guil (Coords.). *Manual de gestión del hábitat y de las poblaciones de Buitre negro en España*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 404 pp.

Morán-López, R., Sánchez-Guzmán, J.M., Perales-Casildo, A.B. y O. Uceda-Tolosa (2017). Extended negative impact of secondary infrastructure on the high conservation values of sparsely developed areas. *Oryx*, 51(4): 684-693.

Moreno, J. (2012). Avian nests and nest-building as signals. *Avian Biology Research*, 5: 238-251.

Moreno, J.M., Aguiló, E., Alonso, S., Álvarez-Cobelas, y otros (2005). *Evaluación Preliminar de los Impactos en España por Efecto del Cambio Climático*. Ministerio de Medio Ambiente. España. 846 pp.

Moreno-Opo, R. (2007). El Buitre negro. Pp.: 25-45. En: Moreno-Opo, R. y F. Guil. (Eds.). *Manual de gestión del hábitat y de las poblaciones de Buitre negro en España*. Dirección General para la Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 404 pp.

Moreno-Opo, R. y A. Arredondo (2007). Molestias. Pp.: 291-306. En: Moreno-Opo, R. y F. Guil. (Eds.). *Manual de gestión del hábitat y de las poblaciones de Buitre negro en España*. Dirección General para la Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 404 pp.

Moreno-Opo, R., Arredondo, A. y F. Guil (2010a). Foraging range and diet of Cinereous vulture *Aegypius monachus* using livestock resources in central Spain. *Ardeola*, 57(1): 111-119.

Moreno-Opo, R., Fernández-Olalla, M., Margalida, A., Arredondo, A. y F. Guil (2012). Effect of methodological and ecological approaches on heterogeneity of nest-site selection of a long-lived vulture. *PLoS ONE*, 7(3): e33469.

Moreno-Opo, R. y F. Guil (Coords.) (2007). *Manual de gestión del hábitat y de las poblaciones de Buitre negro en España*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 404 pp.

Moreno-Opo, R., Guil, F. y A. San Miguel (2007a). Caza mayor y Buitre negro. Pp.: 254-268. En: Moreno-Opo, R. y F. Guil (Coords.). *Manual de gestión del hábitat y de las poblaciones de Buitre negro en España*. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 404 pp.

Moreno-Opo, R., Guzmán, J., Arredondo, A. y F. Guil (2007b). Mortalidad de aves en tendidos eléctricos de la provincia de Ciudad Real. En: Casas, F., Arredondo, A. y J. López-Jamar (Eds.). *Anuario Ornitológico de Ciudad Real. 2004-2005*. SEO-Ciudad Real. Ciudad Real.

Moreno-Opo, R., Margalida, A., Arredondo, A., Guil, F., Martín, M., Higuero, R., Soria, C. y J. Guzmán (2010b). Factors influencing the presence of the cinereous vulture *Aegypius monachus* at carcasses: food preferences and implications for the management of supplementary feeding sites. *Wildlife Biology*, 16(1): 25-34.

Moreno-Opo, R. y A. Margalida (2014). Conservation of the Cinereous vulture *Aegypius monachus* in Spain (1966-2011): a bibliometric review of threats, research and adaptive management. *Bird Conservation International*, 24: 178-191.

Moreno-Opo, R., Trujillano, A. y A. Margalida (2020). Larger size and older age confer competitive advantage: dominance hierarchy within European vulture guild. *Scientific reports*, 10: 2430. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-59387-4>

Morillo, C. (1984). Buitre negro *Aegypius monachus*. Pp.: 26-30. *Guía de las Rapaces Ibéricas*. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza, Madrid. 219 pp.

Mosher, J.A., Titus, K. y M.R. Fuller (1987). Habitat sampling, measurement and evaluation. Pp.: 81-97. En: Pendleton, B.A.G., Millsap, B.A., Cline, K.W. y D.M. Bird (Eds.) *Raptor management techniques manual*. National Wildlife Federation. Washington. D.C.

Muñoz, A.R. y R. Real (2006). Assessing the potential range expansion of the exotic monk parakeet in Spain. *Diversity and Distributions*, 12: 656-665.

Muñoz, A.R., Real, R., Barbosa, A.M. y J.M. Vargas (2005). Modelling the distribution of Bonelli's eagle in Spain: implications for conservation planning. *Diversity and Distributions*, 11: 477-486.

Muñoz-Adalia, E.J. (2012). Propuesta de Plan de Conservación del Buitre negro, *Aegypius moanchus* L., en la provincia de Segovia (España central). *Ecología*, 24: 165-181.

Newton, I. (1979). *Population ecology of raptors*. Poyser Monographs, Bloomsbury Publishing, London. 399 pp.

- Newton, I.** (1998). *Population limitation in birds*. Academic Press, London. 597 pp.
- Oaks, J.L., Gilbert, M., Virani, M.Z., Watson, R.T., Meteyer, C.U., Rideout, B.A., Shivaprasad, H.L., Ahmed, S., Chaudhry, M.J.I., Arshad, M., Ali, A. y A.A. Khan** (2004). Diclofenac residues as the cause of vulture population decline in Pakistan. *Nature*, 427: 630-633.
- Ogada, D.L., Keesing, F. y M.Z. Virani** (2011). Dropping dead: causes and consequences of vulture population declines worldwide. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1: 15.
- Ontiveros, D. y J.M. Pleguezuelos** (2003). Physical, environmental and human factors influencing productivity in Bonelli's eagle *Hieraetus fasciatus* in Granada (SE Spain). *Biodiversity and Conservation*, 12(6): 1193-1203.
- Orellana-Macías, J.M., Bautista, L.M., Merchán, D., Causapé, J. y J.C. Alonso** (2020). Shifts in crane migration phenology associated with climate change in southwestern Europe. *Avian Conservation and Ecology*, 15(1): 16.
- Orians, G. y J. Wittenberger** (1991). Spatial and temporal scales in habitat selection. *The American Naturalist*, 137: 29-49.
- Osipova, M., Appak, B., Bagrikova, N., Beskaravainy, M., Klestov, N., Kostin, S. y A. Tsvelykh** (2012). The Black vulture *Aegypius monachus* in Ukraine. En: Dobado P.M. y R. Arenas (Coords.) (2012). *The Black Vulture: Status, Conservation and Studies*. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. Córdoba. 322 pp.
- Parellada, X., de Juana, A. y O. Alamaný** (1984). Pp.: 121-141. Ecología de L'állega cuabarrada (*Hieraetus fasciatus*): factors limitans, adaptacions morfològiques i ecològiques i relacions interespecífiques amb l'állega daurada (*Aquila chrysaetos*). Rapinyaires mediterrans II. III Congrés Internaonal sobre els Rapinyaires Mediterrans.
- PEIEC** (2021). *Plan Extremeño Integrado de Energía y Clima 2021-2030*. Consejería para la Transición Ecológica y Sostenibilidad. Junta de Extremadura. 340 pp.
- Pennycuick, C.J.** (1972). Soaring behaviour and performance of some east African birds observed from a motor-glider. *Ibis*, 114: 178-218.
- Pennycuick, C.J.** (1973). The soaring flight of vultures. Pp.: 38-45. En: W.H. Freeman (Ed.). *Birds*. Freeman and Company, San Francisco..
- Pérez-Fernández, M.A., García-Laureano, R., Moreno-Pecero, G., Corzo-Pantoja, F., Toribio-Sevillano, A.B. y J. Robles-Gil** (2011). *Mapa de Impactos del Cambio Climático en Extremadura*. Consejería de Industria, Energía y Medio Ambiente, Junta de Extremadura. 242 pp.
- Pérez-Marín, A. y R. Arenas** (Cods.) (2012). *El uso ilegal de cebos envenenados: Análisis técnico-jurídico*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. 86 pp.
- Peterson, A.T. y J. Soberón** (2012). Species distribution modelling and ecological niche modeling: getting the concepts right. *Natureza e Conservação*, 10: 102-107.

Poirazidis, K., Goutner, V., Skartsi, T. y G. Stamou (2004). Modelling nesting habitat as a conservation tool for the Eurasian black vulture (*Aegypius monachus*) in Dadia Nature Reserve, northeastern Greece. *Biological Conservation*, 118: 235-248.

Pons, M.A. y F. Lillo (1984). *Aegypius monachus* carrying food in its claws. *Raptor Research*, 18 (4): 156-157.

Possingham, H.P., Andelman, S.J., Burgman, M.A., Medellín, R.A., Master, L.L. y D.A. Keith (2002). Limits to the use of threatened species lists. *Trends in Ecology Evolution*, 17: 503-507.

Poulakakis, N., Antoniou, A., Mantziou, G., Parmakelis, A., Skartsi, T., Vasilakis, D., Elorriaga, J., De La Puente, J., Gavashelishvili, A., Ghasabyan, M., Katzner, T., McGrady, M., Batbayar, N., Fuller, M. y T. Natsagdorj (2008). Population structure, diversity, and phylogeography in the near-threatened Eurasian black vultures *Aegypius monachus* (Falconiformes; *Accipitridae*) in Europe: insights from microsatellite and mitochondrial DNA variation. *Biological Journal of the Linnean Society*, 95(4): 859-872.

Prada, L., Oria, J., Álvarez, E. y F. González (2012). Estudio de la dispersión y áreas de alimentación del Buitre negro *Aegypius monachus*. Técnicas de recuperación y suelta. Pp.: 173-179. En: Dobado P.M. y R. Arenas (Coords.). *The Black Vulture: Status, Conservation and Studies*. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. Córdoba. 322 pp.

Prieta, J., Mayordomo, S. y M. Cardalliaguet (2013). Buitre negro (*Aegypius monachus*). Pp.: 75-76. En: Prieta, J., Mayordomo, S. y M. Cardalliaguet. *Aves de Extremadura. Volumen 4. 2004-2008*. Edición impresa revisada. SEO-Cáceres. Plasencia. 300 pp.

Pulido, A., Márquez, A.L., García, E. y R. Real (2018). Identification of potential source and sink areas for butterflies on the Iberian peninsula. *Insect Conservation Diversity*, 11: 479-492.

Ready, R.P., Kenny, D., Azua, J., Garrett, T., Willis, M.J., y T. Purevsuren (2010). Ecology of Eurasian black vulture (*Aegypius monachus*) into biological resources of Mongolia. ISSN 0440-1298. Véase: <https://digitalcommons.unl.edu/biolmongol/46/>.

Real, R., Barbosa, A.M. y J.M. Vargas (2006). Obtaining environmental favourability functions from logistic regression. *Environmental and Ecological Statistics*, 13: 237-245.

Real, R., Márquez, A.L., Olivero, J. y A. Estrada (2010). Species distribution models in climate change scenarios are not useful yet for informing emission policy planning: an uncertainty assessment using fuzzy logic. *Ecography*, 33: 304-314.

Richford, A.S., Stewart, J.G. y D.C. Houston (1975). The status of the Black vulture (*Aegypius monachus*) in Mallorca. *Ardeola*, 21: 225-243.

Rodríguez, A. (2012). El Buitre negro *Aegypius monachus* en el Parque Nacional de Monfragüe (Cáceres, Extremadura, España). Pp.: 223-226. En: Dobado, P.M. y R. Arenas (Coord.). *The Black Vulture: Status, Conservation and Studies*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Córdoba. 332 pp.

Rodrigues, A.S.L., Pilgrim, J.D., Lamoreux, J.F., Hoffmann, M. y T.M. Brooks (2006). The value of the IUCN Red List for conservation. *Trends in Ecology Evolution*, 21: 71-76.

Rodríguez, A. y A. Sánchez (1990). Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 37(2): 333.

Rojas, A.B., Cotilla, I., Real, R. y L.J. Palomo (2001). Determinación de las áreas probables de distribución de los mamíferos terrestres en la provincia de Málaga a partir de las presencias conocidas. *Galemys*, 13(NE): 217-229.

Romero, D., Olivero, J., Real, R. y J.C. Guerrero (2019). Applying fuzzy logic to assess the biogeographical risk of dengue in South America. *Parasites and Vectors*, 12(428).

Rosenberg, K.V. y R.J. Cooper (1990). Approaches to avian diet analysis. *Study Avian Biology*, 13: 80-90.

Rouco, M., Copete, J.L., de Juana, E., Gil-Velasco, M., Lorenzo, J. A., Martín, M., Milá, B., Molina, B. y D.M. Santos (2019). *Lista de las aves de España. Edición de 2019*. SEO/BirdLife. Madrid. 53 pp.

Ruíz, J., Gómez, R. y C. Segovia (1990). Estructura y situación actual de una colonia de Buitres negros (*Aegypius monachus*) en Sierra Morena Occidental. *Testudo*, 1: 223-233.

Sánchez, A., Caldera, J. y J. Dávalos (2018). Censo de la población del Buitre negro en Extremadura en 2017. Pp.: 51-63. En: del Moral, J.C. (Ed.) 2017. *El Buitre negro en España, población reproductora en 2017 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid. 101 pp.

Sánchez, A. y A. Rodríguez (1994). Buitre negro (*Aegypius monachus*). Pp.: 39-43. En: Sánchez, A. y A. Rodríguez (1994) (Eds.). *Programa de control y seguimiento de poblaciones faunísticas, primavera 1993*. Junta de Extremadura. Consejería de Obras Públicas y Medio Ambiente. Agencia de Medio Ambiente. 59 pp.

Sánchez, A., Rodríguez, A. y J.A. Álvarez (1992). Estatus y evolución de la población nidificante de Buitre negro (*Aegypius monachus*) en Extremadura entre 1972 y 1992. *Aegypius*, 10: 15-20.

Sánchez, A., Rodríguez, A. y J.M. Sánchez (1998). The Black Vulture (*Aegypius monachus*) breeding population in Extremadura (Western Spain): Distribution, Evolution, Reproduction, Problems and Conservation. Pp.: 51-58. En: Tewes, E., Sánchez, J.J. y M. Bijlaved Van Lexmond (Eds.): *Black Vulture: Conservation in Europa. Progress Report 1993-95*. Black Vulture Conservation Foundation. Palma de Mallorca.

Sánchez-Artés, J.J. (1998). The recovery of the Black vulture, (*Aegypius monachus*), in Spain. Pp.: 89-99. En: Tewes, E., Sánchez, J.J., Heredia, J.J. y M. Bijlaved Van Lexmond (Eds.). *International Symposium on The Black Vulture in South Eastern Europe and Adjacent Regions (Dadia, Greece, 1993)*. Black Vulture Conservation Foundation. Palma de Mallorca, España.

Sánchez-Artés, J.J. (2001). Impacto del veneno sobre el Buitre negro *Aegypius monachus*: colonias más afectadas. En: Sánchez, J. J. y M. Roig (Eds.). *Ponencias del Congreso Internacional sobre el uso ilegal de veneno en el medio natural*. BVCF. Mallorca.

- Sánchez-Artés, J.J.** (2003). Buitre negro, *Aegypius monachus*. Pp.: 170-171. En: Martí, R. y J.C. del Moral (Eds.): *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología (SEO). Madrid. 733 pp.
- Sánchez-Artés, J.J.** (2004). Buitre negro, *Aegypius monachus*. Pp.: 134-138. En: Madroño, A., González, C. y J.C. Atienza (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-Seo/BirdLife. Madrid. 452 pp.
- Sánchez-Zapata, J.A. y J.F. Calvo** (1999). Raptor distribution in relation to landscape composition in semi-arid Mediterranean habitats. *Journal of Applied Ecology*, 36: 245-262.
- SEO/BirdLife** (1997). *Seguimiento de la colonia de Buitre negro de Rascafría (Parque Natural de Peñalara)*. Informe inédito. SEO/BirdLife-Consejería de Medio Ambiente. Comunidad de Madrid.
- Sergio, F., Blas, J., Tanferna, A. y F. Hiraldo** (2021). Protected areas enter a new era of uncertain challenges: extinction of a non-exigent falcon in Doñana National Park. *Animal Conservation*, Print ISSN 1367-9430.
- Sergio, F. y F. Hiraldo** (2008). Intraguild predation in raptor assemblages: a review. *Ibis*, 150(s1): 132-145.
- Sergio, F., Marchesi, L. y P. Pedrini** (2003). Spatial refugia and the coexistence of a diurnal raptor with its intraguild owl predator. *Journal Animal Ecology*, 72: 232-245.
- Sergio, F., Marchesi, L. y P. Pedrini** (2004). Integrating individual habitat choices and regional distribution of a biodiversity indicator and top predator. *Journal of Biogeography*, 31: 619-628.
- Sharikov, A.V., Volkov, S.V., Svhidova, T.V. y V.V. Buslakov** (2019). Impact of trophic and time-climatic factors on the numerical dynamics of birds of prey in their breeding habitats. *Zoologicheskyy Zhurnal*, 98(2): 203-213.
- Sheridan, J.A. y D. Bickford** (2011). Shrinking body size as an ecological response to climate change. *Nature Climate Change*, 1: 401-406.
- Smith, A.T. y M.M. Peacock** (1990). Conspecific attraction and the determination of meta-population colonization rates. *Conservation Biology*, 4: 320-323.
- Smith, T.M. y R.L. Smith** (2006). *Ecología, 6ª edición*. Pearson Education, S.A. Madrid. 776 pp.
- Skartsi T., Alivizatos H. Babakas P. y D.P. Vasilakis** (2015). Diet composition of the Eurasian Black Vulture (*Aegypius monachus*). Pp.: 80. En: Thrace, NE Greece. 13th ICZEGAR October 2015. Book of abstracts. 203 pp.
- Skartsi, T., Elorriaga, J. y D.P. Vasilakis** (2008). Population size, breeding rates and conservation status of Eurasian black vulture in the Dadia National Park, Thrace, NE Greece. *Journal of Natural History*, 42: 345-353.

Sklyarenko, S. y T. Katzner (2012). The Black vulture *Aegypius monachus* in central Asia. Pp.:136-144. En: Dobado P.M. y R. Arenas (Coords.). *The Black Vulture: Status, Conservation and Studies*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Córdoba. 322 pp.

Spaans, A.L. (1971). On the feeding ecology of the Herring Gull: constraints imposed by reproductive and ecological factors. *Ecology*, 72: 319-328.

Stephens, D.W. y J.R. Krebs (1986). *Foraging theory*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA. 262 pp.

Stern, S.J. (1998). Field studies of large mobile organisms: scale, movement, and habitat utilization. Pp.: 289-307. En: Peterson, D.L. y V.T. Parker (Eds.) *Ecological scale: theory and applications*. Columbia University Press. New York. 608 pp.

Suetens, V. y P. Van Groenendael (1966). Sobre ecología y conducta reproductora del Buitre negro (*Aegypius monachus*). *Ardeola*, 12(1): 19-44.

Sutton, L.J. y R. Puschendorf (2020). Climatic niche of the Saker falcon *Falco cherrug*: predicted new areas to direct population surveys in Central Asia. *Ibis, International Journal of Avian Science*, 162: 27-41.

Tapia, L., Domínguez, J. y L. Rodríguez (2007). Modelling habitat use and distribution of Golden eagle (*Aquila chrysaetos*) in a low-density area in NW of the Iberian peninsula. *Biodiversity Conservation*, 16: 3559-3574.

Teerink, B.J. (1991). *Hair of West-European Mammals. Atlas and Identification Key*. Cambridge University Press, Cambridge. 236 pp.

Terrasse, M. (2012). El Buitre negro *Aegypius monachus* en Francia. En: Dobado P.M. y R. Arenas (Coords.). *The Black vulture: Status, Conservation and Studies*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Córdoba. 322 pp.

Tewes, E. (1996). *The European Black vulture (Aegypius monachus L.), management techniques and habitat requirements*. Tesis doctoral. Universidad de Viena e Instituto de Parasitología y Zoología de la Universidad de Veterinaria de Viena. Viena.

Tewes, E. (2002). El programa de conservació del Voltor negre *Aegypius monachus* a Mallorca al 2002. *Anuari Ornologic de les Balears* 2002, 17: 59-69.

Tewes, E. (2004). Situación del Buitre negro *Aegypius monachus* en Mallorca. *Anuari Ornologic de les Balears*, 19: 99-108.

Tewes, E., Terrasse, M., Bagnolini, C. y J.J. Sánchez-Artéz (1998). Captive breeding of the European Black vulture *Aegypius monachus* and the reintroduction project in France. Pp.: 417-435. En: Chancellor, R.D., Meyburg, B.U. y J.J. Ferrero (Eds.). *Holarctic Birds of Prey*. AD-ENEX-WWGBP. Berlín-Cáceres. 680 pp.

Traverso, J.M. (2001). Nidificaciones sobre árbol de buitre leonado en España. *Quercus*, 180: 23-25.

Tucker, G.M. y M.F. Heath (1994). *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife International (Conservation Series No. 3). Cambridge, United Kingdom. 600 pp.

Valverde, J.A. (1966). Sobre Buitres negros en Andalucía. *Ardeola*, 12: 101-115.

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

Vasilakis, D., Poirazidis, K. y J. Ellorriaga (2008). Range use of a Eurasian black vulture (*Aegypius monachus*) population in the Dadia National Park and the adjacent areas, Thrace, NE Greece. *Journal of Natural History*, 42: 355-373.

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

Villegas, A., Sánchez, J.M., Costillo, E. y C. Corbacho (2002). Blood chemistry and haematocrit of the Black vulture (*Aegypius monachus*). *Comparative Biochemistry and Physiology Part A Molecular and Integrative Physiology*, 132A(2): 489-497.

Villegas, A., Sánchez-Guzmán, J.M., Costillo, E., Corbacho, C. y R. Morán (2004). Productivity and fledgling sex ratio in a Cinereous Vulture (*Aegypius monachus*) population in Spain. *Journal Raptor Research*, 38(4): 361-366.

Vlachos, C.C., Bakaloudis, D.E. y G.J. Holloway (1999). Population trends of Black vulture *Aegypius monachus* in Dadia Forest, north-eastern Greece following the establishment of a feeding station. *Bird Conservation International*, 9: 113-118.

Wink, M., Sauer-Gurth, H., Martínez, F., Doval, G., Blanco, G. y O. Hatzofe (1998). The use of (GACA)₄ PCR to sex Old World vultures (Aves: *Accipitridae*). *Molecular Ecology*, 7(6): 779-782.

Yamaç E. y E. Günyel (2010). Diet of the Eurasian black vulture, *Aegypius monachus*, Linnaeus, 1766, in Turkey and implications for its conservation. *Zoology in the Middle East*, 51: 15-22.

Ye Xiao-Ti (1991). Distribution and status of the Cinereous vulture *Aegypius monachus* in China. *Birds of Prey Bulletin*, 4: 51-56.

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

Zar, J.H. (1996). *Biostatistics*. Prentice Hall, New Jersey. 662 pp.

ANEXOS

ANEXO 1

Relación de variables, descripción (unidades) y tipología de las mismas utilizadas en el modelo de favorabilidad para el buitre negro (*Aegypius monachus*) en Extremadura.

TIPOLOGÍA	NOMBRE	DESCRIPCIÓN
TOPOGRÁFICAS	AltMax	Altitud máxima (m) ⁽¹⁾
TOPOGRÁFICAS	AltMin	Altitud mínima (m) ⁽¹⁾
TOPOGRÁFICAS	AltMed	Altitud media (m) ⁽¹⁾
TOPOGRÁFICAS	AltRan	Diferencia altitudinal (m) ⁽¹⁾
TOPOGRÁFICAS	Tri	Índice de rugosidad o irregularidad topográfica ⁽¹⁾
TOPOGRÁFICAS	Slope	Pendiente media (grados) ⁽¹⁾
TOPOGRÁFICAS	Oeste	% de orientación al oeste (180º) ⁽¹⁾
TOPOGRÁFICAS	Sur	% de orientación al sur (180º) ⁽¹⁾
TIPOLOGÍA	NOMBRE	DESCRIPCIÓN
CLIMÁTICAS	Tmed	Temperatura media anual(°C*10) ⁽²⁾
CLIMÁTICAS	Rmtd	Rango medio de temperaturas diurnas (°C*10) ⁽²⁾
CLIMÁTICAS	Isot	Índice de variabilidad de la temperatura (°C*10) ⁽²⁾
CLIMÁTICAS	Test	Estacionalidad de la temperatura (°C*10) ⁽²⁾
CLIMÁTICAS	Tmax7	Temperatura máxima del mes más cálido (Julio)(°C*10) ⁽²⁾
CLIMÁTICAS	Tmax1	Temperatura mínima del mes más frío (Enero)(°C*10) ⁽²⁾
CLIMÁTICAS	Tran	Rango anual de temperatura (°C*10) ⁽²⁾
CLIMÁTICAS	Ptot	Precipitación anual (mm*10) ⁽²⁾
CLIMÁTICAS	Pvar	Coeficiente de variación anual de la precipitación (mm*10) ⁽²⁾
CLIMÁTICAS	PPrim	Precipitación "primavera" (Enero a Julio)(mm*10) ⁽²⁾
CLIMÁTICAS	TAut	Temperatura media de otoño (sep-oct-nov)(°C*10) ⁽²⁾
CLIMÁTICAS	TSpr	Temperatura media de primavera (mar-abr-may)(°C*10) ⁽²⁾
CLIMÁTICAS	TSum	Temperatura media de verano (jun-jul-ago)(°C*10) ⁽²⁾
CLIMÁTICAS	TWin	Temperatura media de invierno (dic-ene-feb)(°C*10) ⁽²⁾
CLIMÁTICAS	PAut	Precipitación de otoño (sep-oct-nov)(mm*10) ⁽²⁾
CLIMÁTICAS	PSpr	Precipitación de primavera (mar-abr-may)(mm*10) ⁽²⁾
CLIMÁTICAS	PSum	Precipitación de verano (jun-jul-ago)(mm*10) ⁽²⁾
CLIMÁTICAS	PWin	Precipitación de invierno (dic-ene-feb)(mm*10) ⁽²⁾
CLIMÁTICAS	Pene	Precipitación de Enero (mm*10) ⁽²⁾
CLIMÁTICAS	Pjul	Precipitación de Julio (mm*10) ⁽²⁾
CLIMÁTICAS	RadSol	Radiación solar media (kJ m2 día) ⁽²⁾
CLIMÁTICAS	PDias	Número de días de lluvia al año ⁽³⁾
CLIMÁTICAS	Frostday	Número de días de helada al año ⁽³⁾

TIPOLOGÍA	NOMBRE	DESCRIPCIÓN
ACTIVIDAD HUMANA	DenPobla	Densidad de población 2019 (hab/km2) ⁽⁴⁾
ACTIVIDAD HUMANA	DistPobla	Distancia euclídea mínima a un núcleo de población (m) ⁽⁵⁾
ACTIVIDAD HUMANA	NumPobla	Densidad de número de núcleos de población ⁽⁵⁾
ACTIVIDAD HUMANA	DistCarre	Distancia euclídea mínima a carreteras asfaltadas ⁽⁶⁾
ACTIVIDAD HUMANA	LongCarr	Densidad de longitud de carreteras asfaltadas ⁽⁶⁾
ACTIVIDAD HUMANA	Distcamin	Distancia euclídea mínima a caminos ⁽⁶⁾
ACTIVIDAD HUMANA	LongCamin	Densidad de longitud de caminos ⁽⁶⁾
ACTIVIDAD HUMANA	DistElect	Distancia euclídea mínima a tendidos eléctricos ⁽⁶⁾
ACTIVIDAD HUMANA	LongElect	Densidad de longitud de tendidos eléctricos ⁽⁶⁾
TIPOLOGÍA	NOMBRE	DESCRIPCIÓN
USOS DEL SUELO	Arroz	% de arroz ⁽⁷⁾
USOS DEL SUELO	CulSec	% de cultivo de secano ⁽⁷⁾
USOS DEL SUELO	CulLen	% de cultivos leñosos ⁽⁷⁾
USOS DEL SUELO	Prad	% de prados y praderas ⁽⁷⁾
USOS DEL SUELO	CulHete	% de cultivos heterogéneos ⁽⁷⁾
USOS DEL SUELO	Deh	% de dehesa ⁽⁷⁾
USOS DEL SUELO	Bosq	% de bosque ⁽⁷⁾
USOS DEL SUELO	Mat	% de matorral ⁽⁷⁾
USOS DEL SUELO	AguCont	% de aguas continentales ⁽⁷⁾
USOS DEL SUELO	PastNat	% de pastizales naturales ⁽⁷⁾
USOS DEL SUELO	Reg	% de regadíos ⁽⁷⁾
USOS DEL SUELO	SupArti	% de superficies artificiales ⁽⁷⁾
USOS DEL SUELO	SinVeg	% de áreas sin vegetación y roquedos ⁽⁷⁾
TIPOLOGÍA	NOMBRE	DESCRIPCIÓN
ÍNDICES DEL PAISAJE	Np	Número total de parches ⁽⁷⁾
ÍNDICES DEL PAISAJE	Pd	Densidad del número de parches ⁽⁷⁾
ÍNDICES DEL PAISAJE	Lpi	% del parche de mayor tamaño ⁽⁷⁾
ÍNDICES DEL PAISAJE	Lsi	Longitud de bordes ⁽⁷⁾
ÍNDICES DEL PAISAJE	AreaMn	Área media de los parches ⁽⁷⁾
ÍNDICES DEL PAISAJE	FracAm	Formula entre perímetro y área de los parches ⁽⁷⁾
ÍNDICES DEL PAISAJE	Contag	Porcentaje de agregación de los parches ⁽⁷⁾
ÍNDICES DEL PAISAJE	Shdi	Índice de diversidad de Shannon ⁽⁷⁾
ÍNDICES DEL PAISAJE	Shei	Índice de uniformidad de Shannon en la ⁽⁷⁾

TIPOLOGÍA	NOMBRE	DESCRIPCIÓN
VEGETACIÓN	Qfagpy	% de FCC de Quercus faginea o pyrenaica ⁽⁶⁾
VEGETACIÓN	Quesur	% de FCC de Quercus suber ⁽⁶⁾
VEGETACIÓN	Queile	% de FCC de Quercus rotundifolia (ilex)
VEGETACIÓN	Cassat	% de FCC de Castanea sativa ⁽⁶⁾
VEGETACIÓN	Eucspp	% de FCC de Eucalyptus spp ⁽⁶⁾
VEGETACIÓN	AltVeg	Altura de la vegetación superior a un metro ⁽⁹⁾
TIPOLOGÍA	NOMBRE	DESCRIPCIÓN
GANADO Y CAZA	DenCap	Densidad de ganado caprino (Ind/ha) ⁽¹⁰⁾
GANADO Y CAZA	DenOvi	Densidad de ganado ovino (Ind/ha) ⁽¹⁰⁾
GANADO Y CAZA	DenPor	Densidad de ganado porcino (Ind/ha) ⁽¹⁰⁾
GANADO Y CAZA	DenVac	Densidad de ganado vacuno (Ind/ha) ⁽¹⁰⁾
GANADO Y CAZA	CazaMa	Densidad de caza mayor (jabalí + ciervo)(Ind/100ha) ⁽¹¹⁾
GANADO Y CAZA	CazaMe	Densidad de caza menor (Conejo + Perdiz)(Ind/100ha) ⁽¹¹⁾
GANADO Y CAZA	Conejo	Densidad de conejos (Ind/100ha) ⁽¹¹⁾
GANADO Y CAZA	Perdiz	Densidad de perdices (Ind/100ha) ⁽¹¹⁾
GANADO Y CAZA	Ciervo	Densidad de ciervos (Ind/100ha) ⁽¹¹⁾
GANADO Y CAZA	Jabali	Densidad de jabalíes (Ind/100ha) ⁽¹¹⁾

⁽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⁾ LandScan™ 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 2018. - 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

ANEXO 2

Relación de variables utilizadas en el modelo de distribución del buitre negro (*Aegyptius monachus*) 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
TIPOLOGÍA	NOMBRE	DESCRIPCIÓN	EXCLUSIÓN
CLIMÁTICAS	BIO1	Temperatura media anual ⁽²⁾	b
CLIMÁTICAS	BIO2	Rango Diurno Medio (media mensual (temp. máxima - temp. mínima) ⁽²⁾	a
CLIMÁTICAS	BIO3	Isotermalidad (BIO2/BIO7)(×100) ⁽²⁾	
CLIMÁTICAS	BIO4	Estacionalidad de la temperatura (desviación estándar ×100) ⁽²⁾	c
CLIMÁTICAS	BIO5	Temperatura máxima del mes más cálido ⁽²⁾	a
CLIMÁTICAS	BIO6	Temperatura mínima del mes más frío ⁽²⁾	a
CLIMÁTICAS	BIO7	Rango anual de temperatura (BIO5-BIO6) ⁽²⁾	a
CLIMÁTICAS	BIO8	Temperatura media del trimestre más húmedo ⁽²⁾	a
CLIMÁTICAS	BIO9	Temperatura media del trimestre más árido ⁽²⁾	
CLIMÁTICAS	BIO10	Temperatura media del trimestre más cálido ⁽²⁾	a
CLIMÁTICAS	BIO11	Temperatura media del trimestre más frío ⁽²⁾	a
CLIMÁTICAS	BIO12	Precipitación anual ⁽²⁾	a
CLIMÁTICAS	BIO13	Precipitación del mes más húmedo ⁽²⁾	c
CLIMÁTICAS	BIO14	Precipitación del mes más árido ⁽²⁾	
CLIMÁTICAS	BIO15	Estacionalidad de las precipitaciones (Coeficiente de variación) ⁽²⁾	b
CLIMÁTICAS	BIO16	Precipitación del trimestre más húmedo ⁽²⁾	a
CLIMÁTICAS	BIO17	Precipitación del trimestre más árido ⁽²⁾	a
CLIMÁTICAS	BIO18	Precipitación del trimestre más cálido ⁽²⁾	a
CLIMÁTICAS	BIO19	Precipitación del trimestre más frío ⁽²⁾	a

(1) Modelo Digital del Terreno 1^º 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.

