

Águila real – *Aquila chrysaetos* (Linnaeus, 1758)

Bernardo Arroyo
c/ Caídos, 4, 19264 Alboreca (Guadalajara)

Fecha de publicación: 28-06-2017



(C) J. M. Varela

Sistemática

La reciente secuenciación del genoma del águila real *Aquila chrysaetos* permitirá, entre otras posibilidades, cuantificar su variabilidad genética, identificar poblaciones evolutivamente segregadas y también testar la validez de la utilización de microsatélites de posición desconocida en los estudios poblacionales (Doyle et al., 2014). Hasta ahora, el análisis del ADN nuclear y mitocondrial ha revelado un relativo aislamiento genético del águila real respecto a otras especies del género *Aquila*, un taxón que no puede considerarse de origen monofilético (Seibold et al., 1996; Helbig et al., 2005; Lerner y Mindell, 2005).

Descripción

La real, con una masa corporal media de 4,5 kg y una envergadura de 210 cm, es la mayor de las águilas ibéricas. Los adultos presentan un plumaje fundamentalmente marrón, con gran variabilidad de tonalidades, desde individuos muy oscuros a otros bastante claros, casi rubios. Típicamente, las partes inferiores del cuerpo resultan algo más claras que las dorsales pero en ambos casos suelen aparecer irregularmente salpicadas de tonos más claros, pauta que puede hacerse extensiva a las plumas cobertoras. Las remiges y rectrices cuentan por lo general con bandas o manchas desiguales, de tonos más pálidos, que viran al gris o al canela y cuyo diseño particular se mantiene constante en las sucesivas mudas anuales (Ellis, 2009). Resultan distintivas también las plumas de la nuca y el cogote, de forma lanceolada y matices dorados. El pico, prácticamente negro en su extremo distal, se aclara hacia tonos grises en la base. La cera, al igual que los pies, es de color amarillo mientras que el iris suele ser marrón claro, con reflejos cobrizos o ambarinos.

En vuelo presenta una silueta fácilmente reconocible, en la que se combinan unas alas largas, de bordes paralelos y relativamente estrechas con una cola de cierta longitud. Además, al ciclear suele mantener el plano de las alas algo apuntado hacia arriba, de manera semejante al buitre leonado o al ratonero común. Únicamente podría confundirse con el águila imperial ibérica, algo menor de tamaño y con una silueta en vuelo más compacta.

La edad juega un destacado papel en el diseño general del plumaje y existe abundante información, basada en el análisis de pieles, de ejemplares mantenidos en cautividad y de aves salvajes, sobre la transición hacia el plumaje definitivo de adulto, que se alcanza a los cinco-seis años de edad (Jollie, 1947; Tjernberg, 1998; Watson, 2010). Se trata de un proceso gradual, condicionado por el calendario de las mudas y que básicamente consiste en un aclaramiento y abigarramiento general del plumaje y en la pérdida de las manchas blancas de las remiges y rectrices, si bien algunos individuos adultos retienen este diseño en las plumas de vuelo. Se han definido diferentes fases, cuyo número varía según los autores, que suelen coincidir al destacar la considerable variabilidad individual que se observa.

De acuerdo con Bloom y Clark (2001) y Blasco-Zumeta y Heinze (2011), podrían reconocerse hasta seis tipos de plumajes:

Fase I

Los jóvenes, al abandonar el nido, presentan una coloración marrón oscura, bastante uniforme, con la nuca y el cogote de tonos pardo rojizos. Las plumas de la cola son de color fundamentalmente blanco, con una banda, casi negra, en su tercio distal. Suelen exhibir además unas manchas blancas en la base y parte interna de las rémiges, que componen un característico diseño en su silueta de vuelo. Algunos ejemplares no muestran sin embargo este patrón y tanto las primarias como las secundarias son uniformemente oscuras, una salvedad que raramente se hace extensiva a las rectrices.

Fase II

De uno a dos años de edad. Aspecto similar al juvenil pero con dos generaciones de primarias, siendo nuevas las internas. Varias secundarias nuevas, que son más anchas, cortas y menos puntiagudas. En las nuevas rectrices, de número variable, se difumina la separación entre las zonas blancas y oscuras, que aparecen jaspeadas de tonos grisáceos.

Fase III

De dos a tres años de edad. Tres generaciones de primarias, con las más externas retenidas desde la fase juvenil y dos generaciones nuevas de rectorices, con la base blanca. No suelen conservarse secundarias de la primera fase y algunas pueden mantener todavía la base blanca.

Fase IV

De tres a cuatro años de edad. Mantienen tres generaciones de primarias, ninguna de la fase juvenil y las nuevas rectorices, de tercera generación, presentan el típico diseño manchado del adulto, semejante al de las nuevas primarias y secundarias.

Fase V

De cuatro a cinco años de edad. Semejante al adulto, con rémiges barreadas pero todavía conservan algunas rectorices, normalmente las más externas, con la base blanca.

Fase VI

A partir de cinco-seis años de edad. Los adultos no presentan áreas blancas ni en la parte inferior del ala ni en la cola. Las rémiges son de color marrón grisáceo, barreadas en la base y con una banda ancha subterminal, que dibuja una suerte de línea oscura en el borde posterior de las alas. Iris ámbar o marrón claro.

Tamaño

En líneas generales y comparada con la subespecie tipo, el águila real ibérica se caracteriza por su menor talla y un plumaje algo más oscuro y menos contrastado. Apenas hay datos sobre biometría de las poblaciones ibéricas. En una muestra de España y Túnez, la longitud del ala mide en promedio 595 mm en machos (n= 7) y 652 mm en hembras (n= 10) (Glutz von Blotzheim et al., 1971). Un macho de cinco años capturado en Álava para radiomarcaje tenía una envergadura de 200 cm y 606 mm la longitud del ala (Sáenz de Buruaga, 2007).

Masa corporal

Cramp y Simmons (1979) definen, sin diferenciar entre sexos, un rango de 2,9 a 6 kg para *A. c. homeyeri*. Un macho de cinco años capturado en Álava para radiomarcaje tenía una masa corporal de 3,7 kg (Sáenz de Buruaga, 2007).

Dimorfismo sexual

No resulta posible discriminar el sexo en las águilas reales teniendo en cuenta las características del plumaje, aunque al igual que en el resto de las rapaces, el dimorfismo sexual se expresa en el tamaño, siendo las hembras mayores que los machos (Brown y Amadon, 1968; Watson, 2010). En comparación con otras aves de presa, el grado de dimorfismo resulta moderado (Newton, 1979) representando la masa corporal de los machos el 70% de la de las hembras mientras que las diferencias en la longitud del ala resultan bastante más atenuadas (10%). Se han propuesto diferentes métodos morfométricos para sexar al águila real (Bortolotti, 1984; Edwards y Kochert, 1996; Harmata y Montopoli, 2013), aunque la utilización de técnicas genéticas ha supuesto una radical solución a los problemas que se planteaban (Guerra-Paramo et al., 2015).

Variación geográfica

También se ha reconocido una cierta versatilidad de la tonalidad general del plumaje entre poblaciones, que afecta también al tamaño (Cramp y Simmons, 1979). Tradicionalmente y teniendo en cuenta criterios geográficos y morfológicos se han reconocido seis subespecies (Clements et al., 2015). *Aquila chrysaetos canadensis* (Linnaeus, 1758) se distribuye por Norteamérica (Estados Unidos, Canadá y México) mientras que *Aquila chrysaetos japonica* Sewertzow, 1888, ocupa Corea y el archipiélago nipón. *Aquila chrysaetos kamtschatica* Sewertzow, 1888, se extiende desde la península de Kamchatka y a través de Siberia hasta el

macizo del Altai, siendo sustituida por *Aquila chrysaetos daphanea* Sewertzow, 1888, en el SW de China, Manchuria, Himalayas y Turkestán. La subespecie tipo *Aquila chrysaetos chrysaetos* (Linnaeus, 1758) habita las regiones templadas y boreales de Europa, extendiéndose hacia el este por Siberia hasta el macizo del Altai. Finalmente, *Aquila chrysaetos homeyeri* Sewertzow, 1888, se halla presente en la península Ibérica y norte de África, sureste de Europa, Turquía y Arabia hasta Irán (del Hoyo et al., 1994).

La validez de las seis subespecies de águila real tradicionalmente reconocidas en su vasta área de distribución (Clements et al., 2015) se ha puesto en entredicho por los análisis de sus relaciones filogenéticas (Wink et al., 2004). Hay dos linajes distintos de ADN mitocondrial cuyo patrón de distribución sugiere que durante la última glaciación la especie sobrevivió en al menos dos refugios aislados reproductivamente entre sí, uno en la región mediterránea y otro en Asia. Desde el primero colonizó el centro y sur del continente europeo y también el norte de África mientras que desde el segundo se extendió por Asia continental hasta el norte de Europa, Japón y Norteamérica. Además, la concurrencia de ambos haplogrupos en los Alpes y más al sur indicaría un flujo de genes, al menos ocasional, entre ambos linajes (Nebel et al., 2015).

Muda

En las aves adultas la muda se completa en dos años mientras que los juveniles precisan de cuatro, y a veces cinco, mudas anuales para alcanzar el plumaje definitivo (Blasco-Zumeta y Heinze, 2011). Aunque algunos individuos muestran signos de muda activa durante el invierno, lo normal es que el proceso se suspenda entre los meses de noviembre a febrero, ambos inclusive (Bloom y Clark, 2001).

Las primarias, al igual que en el resto de los accipítridos, se mudan secuencialmente y en orden ascendente, desde la P1 a la P10 (Clark, 2004), siendo julio el mes álgido. La muda completa de estas plumas requiere más de una temporada y tras el parón invernal el nuevo ciclo se inicia con el reemplazo de la P1 y suele continuar ordenadamente por las primarias no mudadas con anterioridad.

Las secundarias se cambian a partir de tres centros de muda, S1, S14 y S5, fundamentalmente durante mayo y junio, mientras que en el reemplazo de las retrices suele observarse bastante variabilidad. Por lo general el proceso comienza en T1, seguido de T6 y después T2, siendo el periodo culminante el comprendido entre mayo y julio. Además, en la muda de las retrices suele existir poca simetría, una característica que se acentúa con el incremento de la edad.

La muda de las plumas de contorno se inicia en la cabeza y cuello y progresa por lo general en dirección antero-posterior, reemplazándose anualmente hasta el 75% de las plumas del cuerpo (Jollie, 1947).

Voz

Especie bastante silenciosa, cuyas vocalizaciones se interpretan como forma de comunicación entre individuos, descartándose funciones territoriales (Kochert et al., 2002). En Montana (USA) se han anotado hasta nueve llamadas distintas (Ellis, 1979).

Emite llamadas de encuentro “tuiio” similares a las del ratonero. También emite llamadas de alarma “kiah, kiah” (Glutz von Blotzheim et al., 1971; Cramp y Simmons, 1979).

Sin información específica sobre aves ibéricas, aunque las más comunes oídas en el campo son un “cococococo” sostenido y grave y también diversos piídos agudos, como los característicos emitidos por los pollos o juveniles y que se relacionan con la petición de alimento.

Hábitat

Hábitat de nidificación

Especie generalista, de dilatada distribución espacial y altitudinal, cuya presencia se relaciona primariamente, por razones ligadas a la obtención de alimento, con espacios abiertos de vegetación natural, evitando áreas forestales extensas, agrícolas o excesivamente

humanizadas. Su ligazón a los ambientes rupícolas por motivos de nidificación explica grandemente su vínculo con las regiones de montaña, aunque localmente ocupa zonas de relieve suave u ondulado (Arroyo, 2003), que cuenten con adecuada disponibilidad trófica.

Los estudios de preferencia de hábitat desarrollados en Levante (Castellón, Murcia) y en Galicia coinciden en destacar la importancia de la pendiente y de la altitud a la hora de explicar la presencia y densidades de la especie, siendo también relevantes la cobertura de pastizales y matorrales, mientras que las áreas agrícolas, principalmente las intensivas y también el grado de humanización, se relacionan negativamente (Carrete et al., 2000; Tapia et al., 2007; Tapia et al., 2008a; Tapia et al., 2008b; Lado y Tapia, 2012). Se ha señalado asimismo la importancia de las relaciones interespecíficas en la selección de hábitat (López-López et al., 2007; Martínez et al., 2008).

Hábitat de dispersión

En el este peninsular se han hallado diferencias significativas individuales tanto en la composición como en el uso de los hábitats presentes en las áreas que explotan los juveniles durante su primer año de vida, no mostrando preferencia alguna por ningún rango altitudinal. Sus actividades diarias se centraron mayoritariamente en áreas con bosques de coníferas, vegetación esclerófila y mosaicos de cultivos, evitando las zonas agrícolas y los regadíos (Soutullo et al., 2008). En el sur ibérico (Andalucía y Murcia), los individuos dispersantes (juveniles e inmaduros) se asientan temporalmente en zonas con abundancia de conejo y perdiz, cultivos arbóreos y una elevada heterogeneidad de hábitat (Caro et al., 2011).

Abundancia

En una situación ideal, las parejas de águila real se distribuyen regularmente, lo que suele interpretarse como un mecanismo que permite a las especies de comportamiento territorial maximizar la distancia al vecino más próximo para minimizar potenciales conflictos relacionados con la explotación de los recursos (Newton, 1979). Existe poca información al respecto para las poblaciones españolas (Jordano, 1981; López-López et al., 2004) y aunque generalmente confirman el modelo, también ponen de manifiesto la influencia que factores como la distribución espacial del alimento y de los lugares de nidificación, la persecución o las relaciones interespecíficas pueden desempeñar en el patrón de repartición (Carrete et al., 2001).

La densidad de la población española de águila real, expresada como la media de sus valores en las diferentes comunidades autónomas (Del Moral, 2009), resulta ser de 0,32 parejas/100 km². Las densidades más elevadas, según comunidades autónomas, corresponderían a La Rioja y Navarra (0,64 y 0,52) y las más bajas a Cantabria y Galicia (0,19 y 0,02). Teniendo en cuenta criterios geográficos (Arroyo et al., 1990), en 1990 se calculó una densidad media de 0,5 parejas/100 km², con máximos en Sierra Morena y Meseta Norte (0,72 y 0,74) y mínimos en Macizo Galaico-Portugués y Depresión del Ebro (0,2 y 0,33).

La densidad también puede ser expresada utilizando la distancia media entre parejas, un parámetro que igualmente presenta considerables variaciones regionales. Los valores medios de espaciamiento más reducidos (4,9 km) se citan en Sevilla (Garrido y Bautista, 2009) y los más elevados (12,47 km) en Alicante (Rico et al., 1990), considerándose normales los comprendidos entre 7 y 9 km (Arroyo et al., 1986; Carrete et al., 2001; López-López et al., 2004). Adicionalmente, la distancia mínima registrada entre dos parejas vecinas ha sido de 1,2 km (Garrido y Bautista, 2009), citándose asimismo varios casos de alrededor de 2 km (Fernández y Azkona, 2009; García et al., 2009; B. Arroyo, obs. pers.). Una vez más se considera que la disponibilidad de alimento es el factor que mejor explica la variabilidad que se observa en las densidades poblacionales, aunque también pueden influir otros como la oferta de lugares de nidificación o la presión humana (Newton, 1979; Whitfield et al., 2007; Watson, 2010).

Tamaño poblacional

En una población de águila real pueden reconocerse dos fracciones, la reproductora, compuesta por parejas asentadas en un territorio, y la flotante, constituida por individuos

divagantes, que no poseen territorio y cuya importancia radica en que suplen las bajas que se producen en la fracción reproductora. Por lo general, los censos se refieren, casi con exclusividad, al número de parejas potencialmente reproductoras, dada la dificultad de contabilizar adecuadamente la fracción flotante.

Los datos globales más recientes sobre el tamaño de la población española de águila real corresponden al año 2008, estimándose la existencia de 1.553-1.769 parejas (Tabla 1) (Del Moral, 2009). Según comunidades autónomas, Andalucía tendría el mayor número de parejas (335), seguida de Aragón, Castilla-La Mancha y Castilla y León (Tabla 2), sumando entre todas el 67% de la población española (Del Moral, 2009).

Tabla 1. Tamaños poblacionales según áreas. Según Del Moral (2009).

	Nº parejas
Sistema Ibérico	433
Cordilleras Béticas	269
Sierra Morena	254
Pirineos	216
Cordillera Cantábrica	147
Depresión del Ebro	144
Montes de Toledo	117
Sistema Central	89
Meseta Norte	50
Cordilleras Catalanas	23
Macizo Galaico-Portugués	15

Tabla 2. Tamaños poblacionales según comunidades autónomas. Según Del Moral (2009).

	Nº Parejas
Andalucía	323-335
Aragón	255-345
Castilla-La Mancha	240-294
Castilla y León	234-258
Extremadura	109-123
Cataluña	101-108
Comunidad Valenciana	88-92
Navarra	51
Murcia	41-43
La Rioja	32
Asturias	29-32
Madrid	17
País Vasco	17
Cantabria	10—12
Galicia	6—10

Tendencias poblacionales

Las primeras estimas sobre el tamaño de la población española de águila real datan de la década de los setenta, sugiriéndose tentativamente las cifras de 400 y 800 parejas (Garzón, 1975; Calderón et al., 1977). En 1986 se realizó un acopio de los datos disponibles y aunque quedaron algunas zonas sin cubrir, se determinó la existencia de 845-998 parejas (Equipo de Estudio, 1986), números que se elevaron hasta las 1.192-1.265 parejas con ocasión del I Censo Nacional (Arroyo et al., 1990). Posteriores actualizaciones incrementaron el tamaño a 1.277-1.294 (Arroyo, 2003) y 1.440-1.500 (Arroyo, 2004), hasta llegar a las 1.553-1.769 determinadas en 2008 (Del Moral, 2009).

Resulta difícil, no obstante, cuantificar con precisión la innegable y positiva evolución experimentada por la especie, fundamentalmente por la dificultad de discernir la contribución relativa que ejercen en los incrementos registrados el aumento real de la población y las mejoras asociadas a la calidad de los censos. Con fines meramente indicativos puede señalarse que la comparación directa entre los tamaños poblacionales determinados en 1990 y 2008 en las seis comunidades autónomas más importantes (>100 parejas) arrojan un incremento del 43%, siendo de interés señalar también que la única comunidad con evolución negativa ha sido Murcia, dinámica que puede también hacerse extensiva a la provincia de Soria (Del Moral, 2009). Asimismo, en el Sistema Central abulense se ha pasado de 28 parejas en 1999 a 23 parejas en 2016 y se han perdido casi un 20% de los territorios históricos de la provincia (Muñoz y Molina, 2017).

A manera de resumen puede estimarse que el águila real perdió el 30% de sus efectivos originales entre 1960 y 1990, si bien a finales de los ochenta se modificó esta tendencia, entrando en una fase de estabilidad (Arroyo et al., 1990). La tendencia para el periodo 1990-2000 apunta al incremento en el número de parejas en muchas comunidades autónomas (5% en Aragón, 14% en Castilla y León, 20% en Navarra, etc.) y a la estabilidad en el resto (Arroyo, 2004), una dinámica semejante a la definida para la siguiente década (2000-2008), cuando se generalizan, aunque sin apenas cuantificación, los aumentos de los efectivos reproductores (Del Moral, 2009).

No existe un análisis detallado de la evolución temporal experimentada por el área de distribución geográfica del águila real pero la comparación de los mapas generados en 1990 y 2008 sugiere pocos cambios, que se sustentan además a nivel local. En el caso concreto de Castilla-La Mancha, aunque el número de cuadrículas 10x10 UTM ocupadas ha aumentado el 35% entre 1990 y 2012, lo que se ha traducido en un cierto desbordamiento del marco ambiental montano al que anteriormente se hallaba circunscrita la especie, el incremento real en la superficie del área de cría fue del 12% (Arroyo, 2013).

Estado de conservación

Categoría global IUCN (2016): Preocupación Menor LC (BirdLife International, 2013).

Categoría España IUCN (2004): Casi Amenazado NT C1 (Arroyo, 2004).

No figura en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas (BOE, 2011). Las diferentes comunidades autónomas han clasificado a la especie en diversas categorías de conservación.

Amenazas

La irregularidad, tanto espacial como temporal, de la información disponible sobre las presiones y factores de riesgo que gravitan sobre el águila real, dificulta considerablemente la evaluación de su impacto global sobre la especie (Molina-López et al., 2011). Representan en conjunto una amenaza evidente a su integridad, con consecuencias demostradas sobre la distribución geográfica, parámetros reproductores y estructura de la población (Carrete et al., 2001; López-López et al., 2004; Sánchez-Zapata et al., 2000) y aunque por su intensidad no logran revertir las actuales tendencias, condicionan a buen seguro su expresión (Arroyo, 2004).

Alteración y destrucción de hábitat

La destrucción o pérdida de calidad del hábitat representan una amenaza por lo general irreversible y que pueden llegar a condicionar, localmente, la distribución de la especie. El carácter generalista del águila real le ha permitido afrontar, al menos hasta la actualidad, los cambios inducidos en los usos del suelo por la disminución de las prácticas agropecuarias tradicionales. Pero existen otros factores, relacionados fundamentalmente con la ejecución de proyectos de infraestructuras (carreteras, pistas, urbanizaciones, repoblaciones forestales a gran escala, etc.) que pueden provocar una pérdida de hábitat con efectos bastante más graves. No se dispone sin embargo de información suficiente para evaluar la importancia global de esta amenaza.

Caza ilegal

Estas ilegales prácticas, de muy difícil cuantificación, aparecen en la actualidad relacionadas casi siempre con las actividades cinegéticas ya que la caída de la ganadería extensiva ha reducido considerablemente los conflictos que se generaban en el sector. Constituyen una presión que puede llegar a erigirse, con carácter local, en factor limitante de la especie. Algunas cifras indicativas señalan que en 1980-88 se han abatido un mínimo de 157 águilas reales (Arroyo et al., 1990). En Castilla y León se estima que anualmente se abaten a tiros al 2% de los individuos (n=500) (Arroyo, 2000). En Murcia, las principales causas de muerte no natural (n=37) son los disparos (41,2%) (Sánchez-Zapata, et al., 1995).

Expolio de nidos

En 1980-88, 196 intentos reproductores fracasaron por expolio o destrucción de nidos (Arroyo et al., 1990). En Castilla y León se estima que casi el 3% de los intentos reproductores fracasan cada temporada por expolio o destrucción de los nidos (Arroyo, 2000). En Murcia, la segunda causa de muerte no natural (n=37) son los expolios de nidos (32,4%) (Sánchez-Zapata, et al., 1995).

Uso ilegal del veneno

Durante el periodo 1992-2013 se registraron en España 182 águilas reales entre un total de 6.307 rapaces envenenadas por cebos ilegales (Cano et al., 2016) mientras que 35 ejemplares fueron envenenados o capturados con cebo en 1980-88 (Arroyo et al., 1990). En Castilla-La Mancha se registró la muerte por envenenamiento de diez águilas reales entre 2006-2008 (Castaño López, 2010), siendo también reseñables en Murcia los efectos del uso de cebos envenenados (Calvo-Sendín et al., 1997).

Mortalidad en tendidos eléctricos

Los accidentes relacionados con los tendidos eléctricos, fundamentalmente la electrocución, representan una seria amenaza para la especie y afectan tanto a la fracción reproductora de la población como a la no reproductora. No se dispone de información global para valorar el impacto de este factor de riesgo pero sí resulta evidente que se trata de un problema grave y bastante generalizado, persistente además a nivel temporal (Guil et al., 2015). Como ejemplos pueden señalarse que en 1980-88 se contabilizaron en España 57 bajas (Arroyo et al., 1990) y que se estima que en Castilla y León anualmente mueren al menos seis individuos (Arroyo, 2000), habiéndose registrado en el Sistema Central abulense dos adultos reproductores muertos por electrocución en 2016 (Muñoz y Molina, 2017).

En Castilla-La Mancha se han registrado 23 ejemplares electrocutados (1988-1996) en Sierra Morena oriental-Campo de Montiel (Guzmán y Castaño, 1998), 65 ejemplares (2004-09) en Albacete-Ciudad Real (Guil et al., 2011), 17 ejemplares (2008-12) en Toledo-Ciudad Real, 36 ejemplares (1991-2013) en Cuenca (Arroyo, 2013). En zonas protegidas de la Comunidad Valenciana se registraron, entre 2000 y 2010, ocho águilas reales muertas por electrocución en la periferia y una en su interior (Pérez-García et al., 2011) mientras que en la Sierra de Escalona y Dehesa de Campoamor (Alicante) se registraron en 1996-2013 un total de seis águilas reales electrocutadas sobre un total de 335 aves (Pérez-García et al., 2016).

En un seguimiento realizado en Cataluña sobre el impacto de los tendidos eléctricos en las aves, el águila real fue una de las especies más perjudicada por los mismos, con un total de 15 individuos electrocutados en 507 postes revisados entre 1995 y 1999 (Mañosa, 2001), a los que habría que añadir un caso más registrado en el periodo 1995-2007 (Molina-López et al., 2011). En Andalucía se contabilizaron tres águilas reales sobre un total de 108 rapaces muertas en tres zonas de Andalucía (Moleón et al., 2007).

Mortalidad en parques eólicos

En cuanto a los parques eólicos, cuyo número ha aumentado de manera exponencial en España, representan una amenaza que afecta de forma general a todas las rapaces de tamaño mediano y grande. Sin embargo, no existe información pertinente para valorar de manera global la repercusión de estas infraestructuras, que pueden provocar una disminución de la calidad del hábitat, constituir una fuente adicional de molestias (Martínez et al., 2010) e incrementar las tasas de mortalidad (Fielding y Haworth, 2010).

Atienza et al. (2011) recogen ocho casos de muerte de águilas reales por colisión en parques eólicos de España y según un índice de sensibilidad basado en atributos de las especies y otro de vulnerabilidad espacial, desarrollado para la sierra de Boquerón (Valencia), el águila real es una de las rapaces más sensibles a los campos eólicos terrestres (Noguera et al., 2010).

Molestias derivadas de actividades humanas

La existencia de pistas que facilitan el acceso a las áreas de nidificación, la proximidad a núcleos habitados, la realización de trabajos forestales y el trasiego de personas, representan riesgos potenciales que aunque por lo general revisten poca importancia, suelen acarrear una merma del éxito reproductor. Algunos datos indican que en España se malogran por esta causa anualmente el 8% de los intentos reproductores (Arroyo et al., 1990), una cifra similar a la estimada para Castilla y León (9,3%) (Arroyo, 2000). Conviene tener en cuenta además las previsibles consecuencias de un sector en alza como son las actividades relacionadas con el ocio en la naturaleza (escalada, senderismo, pesca deportiva, etc.) que con carácter local pueden afectar a la ocupación de los territorios, disminuir los intentos reproductores e incrementar la tasa de fracasos (Spaul y Heath, 2016). Se ha comunicado en este sentido el caso de una pareja en el Sistema Central abulense que no se reprodujo en 2016 por molestias de fotógrafos, transeúntes o visitas al nido (Muñoz y Molina, 2017).

Contaminantes

Aunque la información disponible resulta esporádica, tanto a nivel espacial como temporal, se considera que las concentraciones de metales detectadas en rapaces de España y Portugal son por lo general bajas e insuficientes para producir efectos tóxicos (Carneiro et al., 2016). No obstante, se han notificado hasta seis casos de intoxicación por plomo en águilas reales españolas, que se relacionan con la ingestión de munición empleada en las actividades cinegéticas (Mateo et al., 2013).

Con respecto a los pesticidas, con impacto reconocido sobre la especie (Lockie et al., 1969), no se han localizado referencias sobre su afección en España, donde la mayoría de los compuestos organoclorados detectados en rapaces han disminuido en las dos últimas décadas (García-Fernández et al., 2008).

Cañones de gas

La instalación y uso en el Sistema Central abulense de un cañón de gas para ahuyentar depredadores, con disparos cada 30 minutos durante 24 h, acarrió el fracaso del intento reproductor de una pareja en 2016 (Muñoz y Molina, 2017).

Cambio climático

Ver efectos en el apartado de Distribución geográfica.

Medidas de conservación

Tradicionalmente se han venido proponiendo una serie de medidas de conservación pero se echa en falta información de calidad sobre el impacto global de las amenazas que gravitan sobre la especie, cuya conservación precisa del establecimiento de un conjunto de criterios y prioridades que tengan en cuenta la dinámica integral de sus poblaciones (Pedrini y Sergio, 2002). Se han sugerido las siguientes medidas de conservación:

Eliminación de las causas de mortalidad no natural

La relación existente entre la persecución y las actividades cinegéticas aconseja incrementar los servicios de guardería y ampliar sus medios, establecer programas de sensibilización y educación para la guardería y el colectivo de cazadores, y aplicar las sanciones a los infractores de la ley, así como contemplar el cierre temporal de los cotos donde se persiga a las especies protegidas.

Tendidos eléctricos

Para prevenir los accidentes relacionados con los tendidos eléctricos se recomienda modificar o aislar los postes de diseño peligroso y balizar los cables de los tendidos existentes en los territorios. Estas actuaciones deben extenderse a las principales áreas de dispersión utilizadas por la fracción flotante de la población. Sería beneficioso además diseñar estudios que permitan

estimar con rigor las tasas de mortalidad, evitando los sesgos e incluyendo tanto predicciones de los riesgos como de las técnicas utilizables para reducirlos (Lehman et al., 2007).

Parques eólicos

En lo referente a los parques eólicos, sería necesario evaluar con detenimiento su instalación, utilizando alguno de los modelos de predicción de accidentes existentes (Tapia et al., 2009; New et al., 2015), además de establecer protocolos bien diseñados para evaluar su impacto sobre la especie.

Protección de las áreas de nidificación

Las medidas propuestas tienen como objetivo minimizar la alteración y pérdida de calidad del hábitat relacionada con la construcción de infraestructuras y urbanizaciones, así como las molestias derivadas de las actividades humanas. Se trataría de impedir la construcción de viales, edificios, urbanizaciones, tendidos eléctricos y aerogeneradores en las áreas de nidificación. Se recomienda además restringir el acceso de vehículos en los viales que por su ubicación puedan interferir en los procesos reproductores, impedir la realización de trabajos forestales, de mejora de la red vial y otras obras alrededor de los nidos durante la época de cría y regular las actividades deportivas (senderismo, pesca, escalada, etc.) causantes de impacto, particularmente durante la época de cría. Otras recomendaciones sugieren impedir cambios en los usos del suelo a gran escala, la mejora de poblaciones de presas e incluso estudiar la aplicación de regímenes especiales de aprovechamiento cinegético en los territorios en los que sea preciso.

Según una muestra de 700 territorios, correspondientes a cinco comunidades autónomas (Del Moral, 2009), el 64,7% se encuentran en espacios sujetos a alguna figura de protección. Se trata de un porcentaje importante, quizás algo sobrevalorado, si bien debe tenerse en cuenta la efectividad real de la política de redes de espacios protegidos en la conservación de las poblaciones de rapaces (Abellán et al., 2011; Pérez-García et al., 2011).

Investigación y seguimiento

Se ha recomendado el establecimiento de un programa de censo y control de la reproducción que sea representativo de la diversidad ecológica, geográfica y estado de conservación de la especie en España. Aunque la mayoría de las comunidades autónomas realizan algún tipo de seguimiento, sería conveniente alcanzar un mínimo de coordinación para obtener una información de calidad sobre la evolución de sus poblaciones a nivel estatal. Convendría también profundizar en el conocimiento de la biología del águila real, particularmente en la demografía y en los impactos sobre la población de la mortalidad no natural, siendo deseable además la elaboración de planes de manejo y gestión de la especie y alternativamente planes de recuperación de la especie en las comunidades autónomas que lo requieran.

Programas de reintroducción

A partir de 2001 se inició un programa de reintroducción en la provincia de Orense, con individuos mayoritariamente procedentes de cría en cautividad.

Distribución geográfica

Especie de distribución eminentemente holártica, que ocupa latitudes medias y altas en gran parte del hemisferio norte, incluyendo las regiones neártica (América del norte, desde Alaska hasta México), paleártica (Europa, norte de África y Asia hasta Japón) y marginalmente la etiópica (Sahel, Etiopía y península Arábiga) (Glutz von Blotzheim et al., 1971; Cramp y Simmons, 1980; Del Hoyo et al., 1994; Clouet et al., 1999; Clouet y Goar, 2006).

Circunscrita a la península, el águila real presenta en España una distribución muy amplia, relacionada a grandes rasgos con los principales sistemas montañosos. Falta o resulta muy escasa en Galicia, en las franjas litorales cantábrica y levantina, así como en ambas mesetas, en la depresión del Guadalquivir y suroeste de Extremadura. El núcleo más extenso y continuo se asienta en el conjunto Cordillera Cantábrica-Pirineos-Sistema Ibérico-Depresión del Ebro, siendo también destacables los correspondientes a las Cordilleras Béticas, Sierra Morena y Montes de Toledo (Arroyo et al., 1990; Fernández León, 1997; Arroyo, 2003; Del Moral, 2009). La comparación entre los patrones de distribución definidos en 1990 y 2009 arroja escasas

diferencias, relacionadas fundamentalmente con incrementos locales y periféricos en la continuidad del poblamiento.

La distribución invernal se solapa casi totalmente con la reproductora debido al carácter residente de la especie, por lo que aparece irregularmente repartida por toda la península Ibérica, apreciándose un gradiente de probabilidad de aparición que aumenta de oeste a este (López-López, 2012). No existen cifras sobre su tamaño poblacional en invierno pero probablemente no deben diferir de las establecidas durante el periodo de cría.

En consonancia con su amplia repartición y carácter generalista, la distribución altitudinal del águila real en España resulta bastante dilatada. La altitud media de nidificación se estableció en 950 m de altitud en 1990 (n= 843 territorios), con límites situados en 160 y 2.150 m, si bien las tres cuartas partes de las parejas se hallaban acantonadas en la franja comprendida entre 400 y 1.200 m de altitud (Arroyo et al., 1990). También se manifestaron importantes diferencias regionales, correspondiendo las medias más bajas a la depresión del Ebro (450 m) y Sierra Morena (650 m) y las más elevadas al Sistema Central (1.350 m), aunque con carácter local destaca el caso de Sierra Nevada, con una altitud media de 1.750 m y un máximo de 2.600 m (Gil et al., 1998, Ballesteros-Duperón et al., 2009).

Bajo escenarios climáticos disponibles para el siglo XXI, los modelos proyectan contracciones en la distribución potencial actual en España peninsular entre un 79% y un 83% y el nivel de coincidencia entre la distribución observada y potencial se reduce hasta un rango de entre un 17% y un 20% en 2041-2070 (Araújo et al., 2011).

Movimientos

Los adultos son residentes en el paleártico occidental y existen poblaciones migradoras en latitudes elevadas, superiores a 65°N, en el paleártico oriental y América del norte (Glutz von Blotzheim et al., 1971; Cramp y Simmons, 1980, (McIntyre et al., 2008).

Tras abandonar el territorio parental los jóvenes inician la dispersión, un periodo caracterizado por una existencia nómada de duración variable y que finaliza al emparejarse y establecerse en un territorio. Aunque existe poca información, se estima en cinco años su duración media (Watson, 2010), aunque un águila real de Alicante se estableció como reproductor en su tercer año (Urios et al., 2007).

Se ha comentado la existencia de dos fases durante el periodo de dispersión, una primera que se caracteriza por movimientos de largo alcance y una posterior en la que las aves explotan un área más restringida, lo que se relaciona con el incremento de la experiencia adquirida (Watson, 2010). Los movimientos a gran escala de los jóvenes no difieren de un modelo de dispersión aleatoria (Soutullo et al., 2013), incrementándose progresivamente durante su primer año de vida la distancia media al nido, que es inferior en los machos ($70,5 \pm 14,0$ km) que en las hembras ($138,5 \pm 44,5$ km) (Soutullo et al., 2006b). Además, los individuos con menor proporción de hábitats favorables de alimentación en sus áreas de dispersión mostraron movimientos a gran escala más restringidos, siendo también reseñable la mayor amplitud de las distancias recorridas en invierno, época del año con menores recursos tróficos (Soutullo et al., 2013).

A una escala menor, de movimientos diarios, los patrones no son aleatorios y se hallan mediatizados por la búsqueda activa de alimento (Soutullo et al., 2013). Los desplazamientos diarios de tres juveniles fueron mayoritariamente de corto alcance (64% de las distancias recorridas en una hora inferiores a un km) sumando una media de $14,0 \pm 13,4$ km diarios (rango 0,1-53,2 km) (Soutullo et al., 2006a).

Los jóvenes durante su dispersión pueden llegar a cruzar a África. El águila real es una especie con presencia regular (observada todos los años) en el estrecho de Gibraltar (Onrubia et al., 2011) y se ha confirmado el paso de algunos jóvenes: Tres ejemplares en 1974 (Pineau y Giraud-Audine, 1974) y otros dos el 1 de octubre de 2003 (SEO-Ceuta, 2003).

La distancia entre los nidos de origen y de primera reproducción de un águila real de Alicante se estableció en 26 km, siendo también reseñables las visitas regulares realizadas a territorios ocupados de águila real (Urios et al., 2007).

Ecología trófica

Modo de caza

Las águilas reales son depredadores activos que capturan sus presas, bien al acecho desde posaderos o bien prospectando el terreno en vuelo, a alturas variables, a veces formando equipo ambos miembros de la pareja. El éxito en los lances de caza resulta reducido, alrededor del 20%, siendo al parecer algo más eficientes los machos que las hembras (Collopy, 1983).

Hay pocos datos ibéricos sobre el modo y el éxito de caza. Se ha observado en la serranía de Antequera un águila real volando en círculos a unos 150 m de altura que se dejó caer sobre un grupo de 15 chovas piquirrojas (*Pyrrhocorax pyrrhocorax*) que volaban a unos 70 m de altura, apresando una de ellas (Fernández Cruz y García Rodríguez, 1971).

En cuanto a los requerimientos tróficos de la especie, calculados con individuos mantenidos en cautividad en U. S. A., representan en promedio el 5,5-6,5% diario de la masa corporal del ave y se relacionan inversamente con la masa corporal y la época del año (Fevold y Craighead, 1958).

Tabla 3. Composición de la dieta del águila real en España, según % de presas y % de biomasa. 1). España: Delibes et al. (1975b), periodo: 1972-74; n= 669; 2). Albacete: Morata et al. (1991); periodo: 1973-1990; n= 212; 3). Navarra: Fernández y Leoz (1985); periodo: 1982-83; n= 345; 4). S. Morena: Jordano, 1981; periodo: 1974-78; n= 65; 5). España central: Arroyo, B.; Datos propios; periodo: 1983-87; n= 1.562; 6). Alicante: Rico y Martín (1998); periodo:1991-1995; n= 91.

% n	1	2	3	4	5	6	Total
Lagomorfos	48,13	60,38	39,47	63,08	58,13	61,11	54,03
Ungulados	0	6,13	7,31	0	9,41	0	6,29
Carnívoros	0	6,13	14,04	0	3,59	1,11	4,01
Otros mamíferos	3,59	1,42	2,34	4,62	2,82	1,11	2,82
Mamíferos	51,72	74,06	63,16	67,69	73,94	63,33	67,15
Gallináceas	23,77	9,43	10,23	15,38	9,35	17,78	13,12
Córvidos	4,19	4,25	9,06	3,08	2,88	2,22	3,98
Colúmbidos	0	6,13	4,39	3,08	1,54	2,22	1,9
Otras aves	5,83	2,36	6,43	7,69	4,61	5,56	5,07
Aves	33,78	22,17	30,12	29,23	18,37	27,78	24,07
Lacértidos	10,61	2,36	1,75	1,54	2,56	5,56	4,35
Ofidios	3,44	1,42	4,68	1,54	4,55	3,33	3,98
Reptiles	14,5	3,77	6,73	3,08	7,68	8,89	8,77

% Biomasa	1	2	3	4	5	6	Total
Lagomorfos	75,44	67,42	49,77	75,59	67,3	90,53	67,03
Ungulados	0	16,31	4,56	0	20	0	14,03
Carnívoros	0	4,69	29,29	0	4,68	0,02	6,58
Otros mamíferos	1,14	0,43	0,64	2,81	0,51	0,01	0,65
Mamíferos	76,58	88,86	84,25	78,4	92,48	90,56	88,3
Gallináceas	15,34	4,99	5,8	16,61	3,91	7,68	6,42
Córvidos	3,6	2,24	4,03	2,29	0,9	0,04	1,78
Colúmbidos	0	2,64	1,49	1,6	0,5	0,04	0,7
Otras aves	1,25	0,44	3,26	0,48	0,86	0,15	1,21
Aves	20,2	10,31	14,58	20,98	6,16	7,9	10,1
Lacértidos	2,28	0,42	0,27	0,29	0,33	1,11	0,65
Ofidios	0,86	0,42	0,85	0,33	0,97	0,42	0,89
Reptiles	3,23	0,83	1,16	0,62	1,35	1,54	1,6

Composición de la dieta

El águila real se comporta, desde el punto de vista trófico, como una rapaz oportunista, capaz de explotar una amplia variedad de recursos en función de su disponibilidad, mostrando un análisis comparativo de 40 estudios una dieta más especializada en América del Norte y más amplia en Europa, península Ibérica incluida (Watson, 1998).

Gracias a su tamaño y agresividad, actúa sobre grupos de presas singulares, como los ungulados u otros depredadores (carnívoros y rapaces), especialmente cuando escasean las presas básicas. Por lo general su importancia cuantitativa suele ser reducida, aunque localmente los ungulados pueden ser relevantes (Arroyo et al., 1986). También se ha señalado que la superdepredación podría condicionar la estructura y distribución de los respectivos gremios (Sergio e Hiraldo, 2008; Lourenço et al., 2011), pudiendo tener en algún caso consecuencias conservacionistas (Roemer et al., 2002; FCQ, 2014).

La información recopilada sobre la dieta del águila real en España, que se refiere de manera mayoritaria al periodo reproductor, data fundamentalmente de las décadas de los años 70-80. Los diversos estudios se basan en el análisis de restos y egagrópilas, una técnica que por diferentes motivos (tamaño de la presa, digestibilidad, etc.) puede introducir sesgos en la cuantificación del régimen alimenticio (Seguin et al., 1998; Marti et al., 2007; Tornberg y Reif, 2007), que también puede verse modificada por la consideración o no del índice de desperdicio.

La compilación de los datos (Tabla 3), referidos a Navarra, Albacete, Sierra Morena, Alicante, España Central y otro que engloba a todo el país, arroja un total de 2.941 presas, pertenecientes a un mínimo de 67 especies de vertebrados y configura un régimen altamente diversificado, tanto en lo referente a los tipos como a los tamaños de las presas. Los mamíferos, representados por 24 especies, resultan mayoritarios en todos los estudios, destacando los lagomorfos, que representan algo más de la mitad de las capturas y dos tercios de la biomasa.

Comparativamente, las aves revisten una importancia secundaria y aunque las 38 especies consignadas representan la quinta parte de las capturas, su aportación a la biomasa se reduce a un mero 10%. Prevalen las gallináceas, personificadas fundamentalmente por la perdiz roja, mientras que córvidos y palomas muestran escasa importancia, siendo también reseñable la captura ocasional de grullas (*Grus grus*) (Muñoz-Pulido et al., 1993) y avutardas (*Otis tarda*) (Onrubia et al., 2000). Los reptiles, entre los que se incluyen lagartos, serpientes y tortugas, constituyen por su parte el 9% de las capturas pero su contribución a la biomasa consumida resulta claramente residual.

Queda finalmente el papel que desempeña el consumo de carroña de ungulados, tanto domésticos como silvestres, citado en la mayoría de los estudios y aunque su cuantificación resulta problemática (Delibes et al., 1975b) e irregular, parece ser que su importancia se acrecienta en los meses invernales (Blázquez et al., 2009; Watson, 2010). El uso de cámaras en carroñas de ungulados en montañas mediterráneas ha permitido comprobar que los estudios basados en restos de presas y egagrópilas subestiman este tipo de alimento. Las águilas reales se alimentaron del 57% de las carroñas observadas, mientras que en egagrópilas y restos recogidos simultáneamente solamente representaron el 1,5% a 9,1% de la dieta (Sánchez-Zapata et al., 2010).

En general, los conejos, las liebres y las perdices rojas acaparan la actividad depredadora del águila real y en conjunto suman el 66,5% de las capturas y el 72,6% de la biomasa consumida. Existe no obstante una considerable variabilidad geográfica, relacionada básicamente con la importancia relativa del conejo, mucho más acusada en las regiones típicamente mediterráneas y que acarrea una reducción de la diversidad trófica (Delibes et al., 1975b). Paralelamente, en las regiones atlánticas y de montaña, las liebres adquieren un mayor protagonismo y se observa también un incremento en el tamaño medio de las presas y en su diversidad (Fernández y Purroy, 1990). También se han consignado variaciones estacionales en la dieta (Fernández, 1988b) y se han demostrado los negativos efectos sobre el éxito reproductor de la neumonía hemorrágica vírica (VHP) de los conejos, al reducirse la productividad y el número de parejas con éxito (Fernández, 1993b). Aunque no se han localizado referencias concretas, resulta plausible la existencia de variaciones individuales e interanuales en la dieta del águila real, similares a las descritas en otras rapaces (Newton, 1979) y que además podrían hacerse extensivas a diferencias entre los pollos y sus progenitores (Donazar, 1988; González, 1991).

Especies presa del águila real en España

Mamíferos: *Erinaceus europaeus*, *Talpa sp.*, *Lepus granatensis*, *Oryctolagus cuniculus*, *Sciurus vulgaris*, *Eliomys quercinus*, *Arvicola sapidus*, *Microtus sp.*, *Canis familiaris*, *Vulpes vulpes*, *Felis silvestris*, *Martes foina*, *Martes martes*, *Meles meles*, *Mustela nivalis*, *Neovison vison*, *Genetta genetta*, *Sus scrofa*, *Capra aegragus*, *Capra pyrenaica*, *Capreolus capreolus*, *Cervus elaphus*, *Ovis orientalis*, *Ovis musimon*.

Aves: *Anas platyrhynchos*, *Coturnix coturnix*, *Alectoris rufa*, *Gallus gallus*, *Grus grus*, *Phasianus colchicus*, *Egretta garzetta*, *Otis tarda*, *Milvus milvus*, *Circus pygargus*, *Aquila fasciata*, *Burhinus oedicephalus*, *Columba livia*, *Columba oenas*, *Columba palumbus*, *Streptopelia turtur*, *Cuculus canorus*, *Tyto alba*, *Athene noctua*, *Strix aluco*, *Caprimulgus europaeus*, *Upupa epops*, *Picus viridis*, *Falco tinnunculus*, *Lanius excubitor*, *Garrulus glandarius*, *Pica pica*, *Pyrhocorax pyrrhocorax*, *Corvus monedula*, *Corvus corone*, *Corvus corax*, *Galerida cristata*, *Alauda arvensis*, *Erithacus rubecula*, *Turdus merula*, *Turdus viscivorus*, *Sturnus unicolor*, *Emberiza cirius*.

Reptiles: *Testudo graeca*, *Timon lepidus*, *Rhinechis scalaris*, *Malpolon monspessulanus*, *Natrix sp.*, *Coronella austriaca*, *Coronella girondica*.

Biología de la reproducción

La pareja, formada por un macho y una hembra, constituye la unidad reproductora básica aunque excepcionalmente pueden conformarse tríos (Watson, 2010). Se ha citado un caso de trío reproductivo en Murcia, referido al año 1997 (Sánchez-Zapata et al., 2000), pero sin especificaciones del sexo o la edad del tercer individuo.

Nidificación

Al igual que en el conjunto de su área de distribución mundial, el águila real se comporta primariamente en España como una especie rupícola, que emplaza sus nidos en roquedos para minimizar su vulnerabilidad frente a los predadores. La utilización de árboles resulta claramente secundaria y se relaciona por lo general con una baja disponibilidad de cortados rocosos. De manera excepcional nidifica en el suelo (un caso en Guadalajara y otro en Badajoz, Arroyo et al., 1990) (Figura 1), en torretas de conducción eléctrica (un caso en Soria, Arroyo, 2000) o en emplazamientos singulares, como por ejemplo los restos del tejado de una paridera abandonada en Guadalajara (Figura 2), circunstancias que confirman el carácter generalista de esta rapaz.



Figura 1. Dos nidos en Sierra Morena (Badajoz). El de la derecha contiene un pollo de 25 días. (C) B. Arroyo



Figura 2. Nido situado sobre los restos del tejado de una paridera abandonada en Guadalajara. (C) B. Arroyo

En 1990, según una muestra de 983 territorios, el 90% de las parejas nidificaban en sustrato rocoso y el 7% en árboles mientras que el 3% restante contaba con nidos en ambos emplazamientos (Arroyo et al., 1990). El panorama ha experimentado pocos cambios temporales, siendo también los roquedos la opción mayoritaria en 2008 (82%, n=707; Del Moral, 2009), asociándose el incremento que se observa en la fracción arborícola al aumento del nivel de conocimientos, dado que estos nidos resultan por lo general más difíciles de localizar. No obstante, quizás exista una cierta tendencia, al menos con carácter local, a que la colonización de nuevos territorios se sustancie a través de este tipo de emplazamientos (Hernández, 2009; Fernández y Azkona, 2009). Merece comentarse además que el esquema general se resiente en determinadas provincias, como Córdoba, Huelva, Segovia o Sevilla, en las que la nidificación en árbol representa un porcentaje significativo, superior al 35% de los territorios (Del Moral, 2009) mientras que en otras, como León, la totalidad de las parejas conocidas nidifican en cantiles (Fernández, 2009).

Aunque el tamaño de los roquedos utilizados por el águila real para nidificar presenta una gran variabilidad (Fernández y Leoz, 1986; Rico et al., 1990; Arroyo, 2000; Arroyo, 2002), con rangos que oscilan entre los 3 y los 250 m, su altura media no difiere demasiado a nivel regional (22,5± 9,9 m; n= 159 en Guadalajara, 33,8± 35,5 m; n= 353 en Castilla y León, 34,2± 18,7 m; n= 90 en Navarra o 48,6 m, n= 18 en Alicante). Se puede apuntar, por una parte, que la disponibilidad de cortados desempeña un importante papel en el panorama que se describe y por otra, que la especie no precisa de grandes risqueras para instalar sus nidos, siendo determinante en este aspecto el grado de presión humana. Respecto a la composición litológica se puede resaltar su elevada diversidad, incluyendo el listado calizas, granitos, cuarcitas, pizarras, areniscas, conglomerados e incluso terreros arcillosos. Como era de esperar, no existe preferencia alguna y su mayor o menor uso se halla en función de la oferta concreta.

Básicamente, un nido de un águila real es un acúmulo de palos más o menos estructurado y de ciertas dimensiones, como corresponde a un ave de su talla. Normalmente, la altura de un nido nuevo alcanza los 40-50 cm y su diámetro supera el metro, si bien a veces se reducen a una alfombra de palos y ramas. No obstante, su reutilización a lo largo de los años propicia que alcancen dimensiones muy notables, con alturas superiores a los tres metros, aunque su tamaño depende, entre otros factores, de las posibilidades del emplazamiento (Fernández y Leoz, 1986). Las repisas en los cortados rocosos constituyen la ubicación habitual pero existe bastante variabilidad (oquedades, cornisas, grietas o sustentados en árboles y arbustos que crecen en las paredes), una circunstancia semejante a la observada con respecto a la orientación (Jordano, 1981; Rico et al., 1990; Arroyo, 2000) parámetro en el que el balance latitud/altitud podría condicionar la elección de cara al cumplimiento de uno de los requerimientos fundamentales de los nidos, la de aislamiento y protección frente a las inclemencias meteorológicas (Soler et al., 1998).

Se han identificado en España un total de 18 especies de árboles utilizadas por el águila real como soporte de sus nidos (*Abies alba*, *Abies pinsapo*, *Eucalyptus sp.*, *Fagus sylvatica*, *Juniperus oxycedrus*, *Juniperus thurifera*, *Olea europaea*, *Pinus halepensis*, *Pinus nigra*, *Pinus pinea*, *Pinus sylvestris*, *Populus alba*, *Populus nigra*, *Quercus faginea*, *Quercus ilex*, *Quercus pyrenaica*, *Quercus suber*). La cuantificación de su importancia relativa, con una muestra de 70 plataformas referida a finales de los años ochenta (Arroyo et al., 1990), indica la preponderancia de los pinos (60%) y de las fagáceas (29%), que constituyen los grupos de árboles más extendidos por la geografía española. Destaca en esa relación la ausencia de ambas especies de chopos, unos árboles que actualmente se citan con cierta regularidad (Del Moral, 2009), lo que podría estar relacionado con la tendencia expansiva del águila real, que aprovecha el elevado porte de los álamos para establecer sus territorios en áreas de relieve suave y poco forestadas.

Ambos miembros de la pareja colaboran en la construcción de los nidos y aunque esta actividad puede observarse en cualquier época del año, es en los meses inmediatos a la puesta cuando adquieren mayor importancia (Watson, 2010). Se ha comprobado además que pueden atender a varias de las plataformas disponibles, antes de decantarse por una en concreto (Fernández y Leoz, 1986).

En la gran mayoría de las ocasiones las águilas reales se reproducen en nidos construidos por ellas, pero a veces ocupan los de otras aves, circunstancia que también se produce a la

inversa. Entre las especies citadas en el primero de los casos figuran *Neophron percnopterus*, *Gyps fulvus*, *Aegypius monachus*, *Aquila adalberti*, *Aquila fasciata* y *Corvus corax*, mientras que para la otra opción, además del buitre leonado y del cuervo, se han descrito casos de *Gypaetus barbatus* y *Bubo bubo* (Fernández y Leoz, 1986; Arroyo et al., 1988; Gil et al., 2012; B. Arroyo, obs. pers.). Como anecdótico podría calificarse el caso de una pareja de Madrid que un año nidificó en un gran acúmulo de palos caídos de una sucesión de seis nidos de buitre leonado dispuestos unos sobre otros a lo largo de una grieta vertical del cortado (B. Arroyo, obs. pers.).

Número de nidos

Al igual que tantas otras rapaces, el águila real suele mantener en sus territorios varias plataformas, que utilizan de manera irregular a lo largo de los años y cuyo número podría relacionarse, entre otros factores, con el historial de ocupación del territorio, la disponibilidad de roquedos apropiados para nidificar, el éxito reproductor y también con la amplitud temporal de los seguimientos (Fernández y Leoz, 1986), siendo también reseñable la tendencia que se observa a que las parejas que nidifican en árbol cuenten con menor número de plataformas, si bien deben considerarse las dificultades inherentes a la localización de este tipo de nidos (B. Arroyo, obs. pers.). Entre las razones aducidas para explicar la existencia de nidos alternativos se encuentran la reducción de la incidencia de los parásitos que se alojan en su estructura (Newton, 1979), la proclamación de la existencia de un territorio y también la probable importancia que su mantenimiento puede desempeñar en el cortejo y reforzamiento de los vínculos entre los miembros de la pareja (Moreno, 2012). Se considera además que la disponibilidad de nidos alternativos podría ser beneficiosa en los casos en los que molestias, daños u ocupación por otras rapaces fuerzan a las águilas a alterar su elección original (Brown y Amadon, 1968; Newton, 1979; Watson 2010).

El número medio de nidos por territorio presenta por lo general pocas variaciones, desde los 2,1 reseñados en S. Morena (Jordano, 1981) a los 4,6 de la sierra de Gredos (Arroyo et al., 1986), con rangos que oscilan entre uno y diez. Tampoco se observan diferencias importantes en la dispersión espacial de las plataformas en un mismo territorio y aunque se citan distancias de hasta 9,9 km (Arroyo, 2002), lo usual es que todas ellas se hallen en un radio de 2 km o menos (Jordano, 1981; Arroyo et al., 1986; Fernández y Leoz, 1986), relacionándose este factor con las características físicas de las áreas de nidificación y también con la densidad de parejas (Kochert y Steenhof, 2012).

El grado de utilización de las diferentes plataformas alternativas difiere considerablemente ya que algunas son usadas con asiduidad y otras ocasionalmente. Como norma general, las águilas reales tienden a cambiar de nido en temporadas consecutivas, cuantificándose en Navarra este proceso en el 60% de los casos (n=102, Fernández y Azkona, 1993). Aunque este patrón resulta independiente del éxito reproductor, se observa una correlación significativa entre el número de nidos y la frecuencia de cambio (Fernández y Azkona, 1993).

Frecuencia de reproducción

La norma es que las parejas se reproduzcan o intenten la cría con carácter anual pero una proporción relativamente baja, pero muy variable a escalas temporal y regional, eluden la realización de la puesta cada temporada.

Cópulas

Pueden observarse cópulas en cualquier época del año, lo que se interpreta como un mecanismo de reforzamiento de los vínculos entre la pareja, pero suelen concentrarse en el mes de marzo, oscilando su duración entre los 10 y 20 segundos (Watson, 2010).

Tamaño de la puesta

El tamaño medio de la puesta del águila real en España es de 1,95 huevos (n=104), resultando claramente mayoritarias las puestas de dos huevos (81,7%) frente a las de uno (11,5%) o tres (6,7%), no habiéndose localizado referencias de puestas de cuatro huevos como las mencionadas en Escocia (Gordon, 1955) o Estados Unidos (Beecham y Kochert, 1975). Estas cifras son equiparables a las proporcionadas para otras zonas de Europa y Norteamérica (Delibes et al., 1975) y muestran al tiempo una clara estabilidad temporal a nivel nacional, desde principios del siglo XX hasta finales de la década de los ochenta (Arroyo et al., 1990).

Fecha de puesta

Las puestas se concentran típicamente a lo largo del mes de marzo (Bernis, 1974; Rico y Martín, 1998), estableciéndose su fecha media en el 13 de marzo (n= 77) en Navarra y en el 16 de marzo (n= 36) en España central, con una dispersión temporal entre las más tempranas y las más tardías de unos 30 días (Fernández, 1991; B. Arroyo, datos propios). Aunque a nivel general las fechas medias de puesta muestran una gran constancia interanual (Fernández, 1991), se han comprobado variaciones de hasta 20 días en un mismo territorio controlado ininterrumpidamente entre 1994 y 2010 (Arroyo, 2010).

Las fechas de puesta en el águila real se correlacionan significativamente, a escala macrogeográfica, con la latitud, correspondiendo la más temprana (mediados de octubre) a Níger (Clouet y Goar, 2004) y la más tardía (7 de mayo) a Alaska (Hobbie y Cade, 1962). Si bien este modelo no resulta aplicable a nivel local (Fernández, 1991), falta información para establecer su validez en el conjunto de España, donde también podría ser relevante el gradiente altitudinal. La fecha de puesta más temprana datada en nuestro país corresponde a Alicante (11 de febrero, Rico et al., 1990) y la más tardía a Navarra (4 de abril), comunidad en la que se han descartado correlaciones con los parámetros reproductivos y con las distintas variables climáticas (Fernández, 1990).

Puestas de sustitución

No se han localizado referencias sobre puestas de sustitución en el águila real ibérica, un hecho que bien puede calificarse de raro en la especie (Watson, 2010). En Navarra no se comprobó ninguna puesta de sustitución en 139 reproducciones controladas entre 1982 y 1989 (Fernández, 1991) mientras que en Idaho (USA) constituyeron el 0,01% de 674 intentos reproductores (Kochert et al., 2002).

Desarrollo de la reproducción

Los huevos son puestos con un intervalo de 3-5 días (Gordon, 1955) y su incubación, que se prolonga entre 41 y 45 días, comienza tras la puesta del primer huevo. Como en otras rapaces, se asiste a un claro reparto de funciones entre ambos miembros de la pareja, asumiendo la hembra un papel preponderante en la incubación (83%, Collopy, 1984), encargándose el macho de suministrarle alimento y ejercer tareas de vigilancia, si bien este modelo puede alterarse en determinadas situaciones, relacionadas con la disponibilidad y naturaleza del alimento (Watson, 2010). Los pollos, de carácter semialtricial, nacen con los ojos abiertos y con el cuerpo recubierto de un plumón gris-blanquecino. Durante sus primeras semanas de vida son atendidos y alimentados fundamentalmente por la hembra, que pernocta en el nido hasta que alcanzan unos 40 días de edad (Collopy, 1984). Gradualmente y paralelo al desarrollo de los pollos, disminuye la atención de la hembra, que adopta un papel más activo en la consecución de alimento. Aunque son capaces de comer solos a partir de las cinco semanas de vida, la hembra los alimenta con regularidad hasta muy avanzado su desarrollo. La duración del periodo nidícola se ha establecido en 70-80 días (Watson, 2010).

Parámetros reproductores

Los parámetros reproductores del águila real en España, referidos al año 2008 y calculados sobre una muestra de 247 intentos de cría en 13 provincias (Del Moral, 2009), indican que el 81,4% de las parejas realizan la puesta y el 67,6% la resuelven con éxito. El éxito reproductor sería 1,02 pollos/pareja, la tasa de vuelo 1,23 pollos/pareja y la productividad 0,83 pollos/pareja. Estos valores difieren poco de los establecidos para el periodo 1982-1988 (Arroyo et al., 1990), cuando se determinó que el 63% de los intentos de cría fueron exitosos, con una tasa de vuelo de 1,31 pollos/pareja (n=911) y una productividad de 0,81 pollos/pareja (n=735). Se constató además que la tasa de vuelo era el parámetro que experimentaba mayor estabilidad temporal y que la variabilidad interanual de la productividad dependía del porcentaje de parejas que se reproducían con éxito (Arroyo et al., 1990).

Se observan también importantes diferencias regionales en la productividad, con valores que oscilan entre 0,57 pollos/pareja en Cantabria (SEO-Cantabria, 2008) y 1,59 pollos/pareja en Alicante (Rico et al., 1990). En general, la disponibilidad de alimento, concepto que también incluye su accesibilidad, suele considerarse el principal factor responsable de esta variabilidad (Newton, 1979; Steenhof et al., 1997), aunque también puede jugar un papel determinante la composición de la dieta, de manera que las productividades más elevadas parecen asociarse,

debido a la preponderancia que adquiere el consumo de conejo de monte, a niveles reducidos de diversidad trófica (Delibes, 1975; Delibes et al., 1975; Fernández, 1988; Watson, 2010). Otros factores, con repercusión demostrada sobre la productividad, serían la edad de los progenitores, de manera que las parejas en las que algún miembro no es adulto crían peor (Sánchez-Zapata et al., 2000), la presión humana, que provoca un aumento de los fracasos reproductores (Arroyo et al., 1990; Fernández, 1993; Castaño López y Guzmán Pina, 1995; Arroyo, 2004), la meteorología (Delibes, 1975; Steenhof et al. 1997; Di Vittorio y López-López, 2014) o las relaciones intra e interespecíficas (Haller, 1996; Carrete et al., 2006; Fasce et al., 2011).

Emancipación

El seguimiento de dos jóvenes radiomarcados (Arroyo y Ferreiro, 1996) indica que en los primeros días de vida autónoma permanecen la mayor parte del tiempo posados y los vuelos, muy escasos en número y de corta duración, se realizan siempre aleteando, no alejándose más que unos centenares de metros del nido. La capacidad de volar progresa con rapidez, perfeccionándose los vuelos planeados y los cicleos, que comportan menor coste energético que los vuelos batidos. A lo largo del primer mes de vida independiente se observa un incremento continuado del tiempo dedicado a volar y también del número de vuelos diarios. Paralelamente, se amplía de manera paulatina su dominio vital, con desplazamientos de más de un kilómetro y a partir de los 40-45 días comienzan a abandonar el área de nidificación, menudeando los vuelos lejanos (>5 km). La partida definitiva tuvo lugar a los 77 y a los 85 días, periodo en el que el área de campeo acumulada fue respectivamente de 9.916 ha y 37.184 ha, lo que refleja diferencias individuales en el desarrollo de la emancipación, cuya duración se ha establecido con carácter general entre 60 y 120 días (Soutullo et al., 2006a), una amplitud temporal que indica claramente su gran variabilidad (Watson, 2010).

Estructura y dinámica de poblaciones

En seis individuos de Idaho (USA), la edad de su primer intento de cría osciló entre cuatro y siete años, con una media de 4,7 años (Sttenhof et al., 1984) mientras que un joven radiomarcado en Alicante se estableció en un territorio y se reprodujo con éxito en su tercer año de vida (Uríos et al., 2007).

Típicamente, las parejas reproductoras de águila real se hallan conformadas por dos adultos, siendo por lo general inferior al 10% las constituidas por un ave adulta y otra inmadura o subadulta (Steenhof et al., 1983; Fasce et al., 2011) y ocasionales las formadas por dos individuos no adultos. Se ha propuesto que el incremento del porcentaje de aves no adultas podría relacionarse con situaciones de alta disponibilidad de alimento o bien reflejar elevadas tasas de mortalidad en las parejas reproductoras (Newton, 1979), siendo generalizadamente evidenciada la segunda de las opciones, que se liga además con la presión humana, tanto directa como indirecta, sobre la especie (Sánchez-Zapata, 2000; Withfield et al., 2004).

La información al respecto en España resulta escasa e irregular. En una muestra de ocho provincias y comunidades autónomas, correspondientes al año 2008 (Del Moral, 2009), el porcentaje de parejas compuestas por dos individuos adultos es del 75,4% (n= 183) y aunque en la mayoría superan el 80%, en Valencia y Castellón se reducen al 32,6% (n= 49). Existen otros datos más antiguos, que resultan insuficientes para generalizar tendencias temporales en la estructura poblacional. Entre ellos los referidos a Murcia (76,2%, n= 87 en 1997 y 70%, n= 82, en 1998; Sánchez-Zapata et al., 2000), Castilla-La Mancha (63,7%, n= 69, en 1986; Arroyo et al., 1986) o Sistema Central (42%, n= 31 en 1984; Arroyo y Garza, 1986). En esta última zona se comprobó además que la proporción de hembras no adultas en las parejas era significativamente mayor que la de machos, sugiriendo una tasa de mortalidad claramente sesgada en función del sexo (Arroyo y Garza, 1986).

No hay datos sobre tasas de mortalidad de adultos ibéricos. La tasa de supervivencia de 13 individuos radiomarcados en la Comunidad Valenciana se estableció en el 87,5% durante el primer año (Soutullo et al., 2006c), aunque pueden existir variaciones regionales y temporales en esas cifras (McIntyre, 2004).

Actividad

No hay datos ibéricos de actividad de los adultos territoriales. Durante su primer año de vida la mayor parte de los movimientos tienen lugar entre las 11h y las 18 h, con disminución posterior (Soutullo et al., 2006a).

Dominio vital

No hay datos sobre el tamaño del dominio vital de los adultos territoriales ibéricos. En los juveniles, la superficie del área utilizada se incrementa progresivamente durante su primer año de vida. Un estudio realizado en Cataluña, Comunidad Valenciana y Murcia mostró que el área total explorada tendía a ser inferior en los machos ($3.713 \pm 2.586 \text{ km}^2$; $n=6$) que en las hembras ($10.652 \pm 7.451 \text{ km}^2$; $n=7$), aunque las diferencias no fueron significativas (Soutullo et al., 2006c).

Menos datos ibéricos existen sobre el tamaño del dominio vital en etapas posteriores, antes de instalarse en un territorio. Un juvenil de Alicante tuvo un dominio vital de 6.260 km^2 durante su segundo y tercer años de dispersión (Urios et al., 2007).

Patrón social y comportamiento

Ver apartado de Biología de la reproducción.

Bibliografía

Abellán, M. D., Martínez, J. E., Palazón, J. A., Esteve, M. A., Calvo J. F. (2011). Efficiency of a Protected-Area Network in a Mediterranean Region: A Multispecies Assessment with Raptors. *Environmental Management*, 47: 983-991.

Alonso, J. C., Palacín, C. (2015). Avutarda – *Otis tarda*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A., Morales, M. B. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>

Araújo, M. B., Guilhaumon, F., Neto, D. R., Pozo, I., Calmaestra, R. (2011). Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación al Cambio Climático de la Biodiversidad Española. 2 Fauna de Vertebrados. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Madrid, 640 pp.

Arroyo, B. (2000). *I Censo Regional de águila real. Año 2000*. Informe no publicado. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Castilla y León.

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

Arroyo, B. (2003). Águila real *Aquila chrysaetos*. Pp. 188-189. En: Martí, R., del Moral, J. C. (Eds.). *Atlas de las aves reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid. 733 pp.

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

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

Arroyo, B. (2013). *Águila real Aquila chrysaetos*. Fichas de aves rupícolas recogidas en el Anexo I de la Directiva 2009/147/CE y en los catálogos español y regional de especies

amenazadas (Castilla-La Mancha)”. GEACAM-Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha-UE.

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

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

Arroyo, B. Ferreiro, E., Garza, V. (1993). *Factores limitantes de la población española de águila perdicera Hieraaetus fasciatus*. Informe inédito ICONA.

Arroyo, B., Garza, V., Sansegundo, C. (1986). *Ecología del águila real Aquila chrysaetos en la sierra de Gredos*. V Conferência Internacional sobre Rapinas Mediterrânicas, Évora, Portugal.

Atienza, J. C., Martín Fierro, I., Infante, O., Valls, J., Domínguez, J. (2011). *Directrices para la evaluación del impacto de los parques eólicos en aves y murciélagos* (versión 3.0). SEO/BirdLife, Madrid.

Ballesteros-Duperón, E., Moleón, M., Bautista, J., Otero, M., Martín-Jaramillo, J., Gil-Sánchez, J. M. (2009). El águila real en Granada. Pp. 33-35. En: del Moral, J. C. (Ed.). *El águila real en España. Población reproductora en 2008 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.

Beecham, J. J., Kochert, M. (1975). Breeding biology of the Golden Eagle in southwestern Idaho. *Wilson Bulletin*, 87: 506-513.

Bernis, F. (1974). Más sobre fenología de reproducción y status de *Aquila chrysaetos* en Iberia. *Ardeola*, 19: 461-464.

BirdLife International (2013). *Aquila chrysaetos*. *The IUCN Red List of Threatened Species*: e.T22696060A40843619.

Blasco-Zumeta, J., Heinze, G. M. (2011). *Atlas de identificación de las aves de Aragón*. Ibercaja Aula en Red. Disponible en: www.ibercajalav.net

Blázquez, M., Sánchez-Zapata, J. A., Botella, F., Carrete, M., Eguía, S. (2009). Spatio-temporal segregation of facultative avian scavengers at ungulate carcasses. *Acta Oecologica*, 35 (5): 645-650.

Bloom, P. H., Clark, W. S. (2001). Molt and Sequence of Plumages of Golden Eagles and a Technique for In-Hand Ageing. *North American Bird Bander*, 26: 97-116.

BOE (2011). Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas. *BOE*, 46: 20912-20951.

Bortolotti, G. R. (1984). Age and sex variation in golden eagles. *Journal of Field Ornithology*, 55: 54-66.

Bosch, R., Real, J., Tintó, A., Zozaya, E. L. (2007). An adult male Bonelli's Eagle *Hieraaetus fasciatus* eaten by a subadult Golden Eagle *Aquila chrysaetos*. *Journal of Raptor Research*, 41: 338-338.

Brown, L., Amadon, D. (1968). *Eagles, hawks, and falcons of the world*. Vol. 2. McGraw-Hill, New York.

Cabezón, O., García-Bocanegra, I., Molina-López, R., Marco, I., Blanco, J. M., Hofle, U., Margalida, A., Bach-Raich, E., Darwich, L., Echeverría, I., Obón, E., Hernández, M., Lavín, S., Dubey, J. P., Almería, S. (2011). Seropositivity and Risk Factors Associated with *Toxoplasma gondii* Infection in Wild Birds from Spain. *PLoS ONE*, 6 (12): e29549.

Calderón, J., Delibes, M., Amores, F. (1977). Status y ecología del águila real ibérica *Aquila chrysaetos* en España. Pp. 705-719. En: *I Reunión Iberoamericana de Zoólogos de Vertebrados*. La Rábida, Huelva.

- Calvo-Sendín, J. F., Sánchez-Zapata, J. A., Martínez-Torrecillas, J. E. (1997). *Investigación sobre las rapaces rupícolas nidificantes en la región de Murcia*. Memoria. Grupo de Investigación de Ecosistemas Mediterráneos (Universidad de Murcia). Convenio de Cooperación entre la Consejería de Medio Ambiente, Agricultura y Agua y la Fundación Universidad-Empresa de Murcia.
- Cano, C., de la Bodega, D., Ayerza, P., Mínguez, E. (2016). *El veneno en España. Evolución del envenenamiento de fauna silvestre (1992-2013)*. WWF y SEO/BirdLife, Madrid. 48 pp.
- Carneiro, M., Colaço, B., Colaço, J., Faustino-Rocha, A. I., Colaço, A., Lavin, S., Oliveira, P. A. (2016). Biomonitoring of metals and metalloids with raptors from Portugal and Spain: a review. *Environmental Reviews*, 24: 63-83.
- Caro, J., Ontiveros, D., Pizarro, M., Pleguezuelos, J. M. (2011). Habitat features of settlement areas used by floaters of Bonelli's and Golden Eagles. *Bird Conservation International*, 21 (1): 59-71.
- Carrete, M., Sánchez-Zapata, J. A., Calvo, J. F. (2000). Breeding densities and habitat attributes of golden eagles in southeastern Spain. *Journal of Raptor Research*, 34 (1): 48-52.
- Carrete, M., Sánchez-Zapata, J., Calvo, J. F., Lande, R. (2005). Demography and habitat availability in territorial occupancy of two competing species. *Oikos*, 108: 125-136.
- Carrete, M., Sánchez-Zapata, J. A., Martínez, J. E., Palazón, J. A., Calvo, J. F. (2001). Distribución espacial del águila-azor perdicera *Hieraetus fasciatus* y del águila real *Aquila chrysaetos* en la Región de Murcia. *Ardeola*, 48: 175-182.
- Carrete, M., Sánchez-Zapata, J. A., Tella, J. L., Gil-Sánchez, J. M., Moleón, M. (2006). Components of breeding performance in two competing species: habitat heterogeneity, individual quality and density-dependence. *Oikos*, 112 (3): 680-690.
- Castaño López, J. P. (2010). *Las rapaces diurnas y su conservación en Castilla-La Mancha*. Gráficas Marte, Fuenlabrada. 333 pp.
- Castaño López, J. P., Guzmán Pina, J. (1995). Aspectos sobre la reproducción de *Aquila adalberti* y *Aquila chrysaetos* en Sierra Morena Oriental. *Ardeola*, 42: 83-89.
- Clark, W. S. (2004). Wave Molt of the Primaries in Accipitrid raptors, and its use in ageing immatures. Pp. 795-804. En: Chancellor, R. D., Meyburg, B.-U. (Eds.). *Raptors Worldwide*. WWGBP/MME.
- Clements, J. F., Schulenberg, T. S., Liff, M. J., Roberson, D., Fredericks, T. A., Sullivan, B. L., Wood, C. L. (2015). *The eBird/Clements checklist of birds of the world: v2015*. <http://www.birds.cornell.edu/clementschecklist/download/>
- Clouet, M., Barrau, C., Goar, J. L. (1999). The golden eagle *Aquila chrysaetos* in the Balé mountains, Ethiopia. *Journal of Raptor Research*, 33:102-109.
- Clouet, M., Goar, J. L. (2004). L'aigle royal *Aquila chrysaetos* au Niger. *Alauda*, 72: 151-152.
- Clouet, M., Goar, J. L. (2006). L'aigle royal *Aquila chrysaetos* au sud du Sahara. *Alauda*, 74: 441-446.
- Collopy, M. W. (1983). Foraging Behavior and Success of Golden Eagles. *The Auk*, 100: 747-749.
- Collopy, M. W. (1984). Parental care and feeding ecology of Golden Eagle nestlings. *Auk*, 101: 753-760.
- Cramp, S., Simmons, K. E. L. (Eds.) (1980). *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.

Del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J. (1994). *Handbook of the Birds of the World*. Volume 2. Lynx Edicions, Barcelona. 638 pp.

Del Moral, J. C. (Ed.) (2009). *El águila real en España. Población reproductora en 2008 y método de censo*. SEO/BirdLife, Madrid.

Delibes, M. (1975). Some characteristic features of predation in the Iberian mediterranean ecosystem. Pp. 31-36. En: *XII Congresso da Uniao Internacional dos biologistas da Caça*. Lisboa. 353 pp.

Delibes, M., Amores, F., Calderón, J. (1975a). Tamaño de la puesta y mortalidad entre los pollos de águila real ibérica *Aquila chrysaetos homeyeri*. *Doñana Acta Vertebrata*, 2: 179-191.

Delibes, M., Calderón, J., Hiraldo, F. (1975b). Selección de presa y alimentación en España del águila real *Aquila chrysaetos*. *Ardeola*, 21: 285-303.

Di Vittorio, M., López-López, P. (2014). Spatial distribution and breeding performance of Golden Eagles *Aquila chrysaetos* in Sicily: implications for conservation. *Acta Ornithologica*, 49: 33-45.

Donázar, J. A. (1988). Variaciones en la alimentación entre adultos reproductores y pollos en el búho real *Bubo bubo*. *Ardeola*, 35: 278-284.

Doyle, J. M., Katzner, T. E., Bloom, P. H., Ji, Y., Wijayawardena, B. K. De Woody, A. (2014). The Genome Sequence of a Widespread Apex Predator, the Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*). *PLoS ONE*, 9 (4): e95599.

Edwards, T., Kochert, M. N. (1996) Use of Body Weight and Length of Footpad as Predictors of Sex in Golden Eagles. *Journal of Field Ornithology*, 57: 317-319.

Ellis, D. H. (1979). Development of behavior in the Golden Eagle. *Wildlife Monographs*, 70.

Ellis, D. H. (2009). On the uniqueness of color patterns in raptor feathers. *Journal of Raptor Research*, 43: 11-26.

Equipo de Estudio (1986). Primera encuesta sobre el águila real *Aquila chrysaetos* y el águila perdicera *Hieraaetus fasciatus* en la península Ibérica. En: *V Congreso Internacional sobre Rapaces Mediterráneas*. Évora, Portugal.

Estrada Peña, A., Lucientes Curdi, J., Sánchez Acedo, C., Gutiérrez Galindo, J., Ocabo Meléndez, B., Galmes Femenías, M., Castillo Hernández, J. (1985). Parasitismo accidental de *Haemaphysalis (Rhipistoma) hispanica* Gil Collado (Acari: Ixodoidea) sobre *Aquila chrysaetos*. *Revista Ibérica de Parasitología*, 45 (4): 379-380.

FCQ (2014). Nota de la Fundación para la Conservación del Quebrantahuesos. <http://asturiasverde.com/2014/septiembre/02833-quebrantahuesos.htm>

Fernández, C. (1988). *El águila real Aquila chrysaetos en Navarra: Utilización del espacio, biología de la reproducción y ecología trófica*. Tesis Doctoral. Universidad de León.

Fernández, C. (1988b). Seasonal variation in the feeding habits of a pair of Golden eagles in Navarra. Pp. 107-117. En: *Actes du premier colloque international sur l'aigle royal en Europe*. Arvieux. Maison de la Nature - Briançon.

Fernández, C. (1991). Fecha de puesta del águila real (*Aquila chrysaetos* L.) en Navarra. *Ardeola*, 38 (1): 29-36.

Fernández, C. (1991b). Variation clinale du regime alimentaire et de la reproduction chez l'aigle royal (*Aquila chrysaetos* L.) sur le versant sud des Pyrenees. *Revue d'Ecologie la Terre et la Vie*, 46 (4): 363-371.

Fernández, C. (1993a). Sélection de falaises pour la nidification chez l'Aigle Royal *Aquila chrysaetos*. Influence de l'accessibilité et des dérangements humains. *Alauda*, 61: 105-110.

Fernández, C. (1993b). Effect of the viral haemorrhagic pneumonia of the Wild Rabbit on the diet and breeding success of the Golden Eagle *Aquila chrysaetos*. *Revue d'Ecologie La Terre et la Vie*, 48: 323-329.

Fernández, C., Insausti, J. (1990). Golden eagles take up territories abandoned by Bonelli's eagle in northern Spain. *Journal of Raptor Research*, 24: 124-125.

Fernández, C., Azkona, P. (1993). Influencia del éxito reproductor en la reutilización de nidos por el águila real *Aquila chrysaetos*. *Ardeola*, 40: 27-31.

Fernández, C., Azkona, P. (2009). El águila real en Navarra. Población reproductora en 2008 y método de censo. Pp. 131-136. En: del Moral, J. C. (Ed.). *El águila real en España. Población reproductora en 2008 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.

Fernández, C., Donázar, J. A. (1991). Griffon vultures *Gyps fulvus* occupying eyries of other cliff nesting raptors. *Bird Study*, 38 (1): 42-44.

Fernández, C., Donázar, J. A. (1993). Usurpación de nidos de otras rapaces rupícolas por los buitres leonados. *Quercus*, 91: 10-12.

Fernández, C., Leoz, J. (1984). Nota sobre la reproducción del águila real (*Aquila chrysaetos* L.) en Navarra. *Ardeola*, 31: 134-136.

Fernández, C., Leoz, J. (1985). La alimentación del águila real *Aquila chrysaetos* en Navarra. *Príncipe de Viana*, 5: 227-242.

Fernández, C., Leoz, J. (1986). Caracterización de los nidos de águila real *Aquila chrysaetos* en Navarra. *Munibe*, 38: 53-60.

Fernández, C., Purroy, F. J. (1990). Tendencias geográficas en la alimentación del águila real (*Aquila chrysaetos*) en Navarra. *Ardeola*, 37:197-206.

Fernández, J. (2009). El águila real en León. Pp. 65-67. En: del Moral, J. C. (Ed.). *El águila real en España. Población reproductora en 2008 y método de censo*. SEO/BirdLife, Madrid.

Fernández Cruz, M., García Rodríguez, M. P. (1971). Observación de *Aquila chrysaetos* cazando. *Ardeola*, 15: 133.

Fernández León, C. (1997). Águila Real. *Aquila chrysaetos*. Pp. 120-121. En: Purroy, F. J. (Coord.). *Atlas de las aves de España (1975-1995)*. Lynx Edicions, Barcelona. 580 pp.

Fernández-Garayzabal, J. F., Egido, R., Vela, A. I., Briones, V., Collins, M. D., Mateos, A., Hutson, R. A., Domínguez, L., Goyache, J. (2003). Isolation of *Corynebacterium falsenii* and description of *Corynebacterium aquilae* sp. nov., from eagles. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 53 (4): 1135-1138.

Fevold, H. R., Craighead, J. J. (1958). Food requirements of the golden eagle. *The Auk*, 75: 312-317.

Fielding, A., Haworth, P. (2010). *Golden eagles and wind farms*. A report created under an SNH Call-of-Contract Arrangement. Haworth Conservation, Scotland.

García, D., Moral, M., Moreno, R., Arenas, R. (2009). El águila real en Córdoba. Pp. 30-33. En: del Moral, J. C. (Ed.). *El águila real en España. Población reproductora en 2008 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.

García-Fernández, A. J., Calvo, J. F., Martínez-López, E., María-Mojica, P., Martínez, J. E. (2008). Raptor Ecotoxicology in Spain: A Review on Persistent Environmental Contaminants. *Ambio. A Journal of the Human Environment*, 37: 432-439.

Garrido, J. R., Bautista, J. (2009). El águila real en Sevilla. Pp. 42-45. En: del Moral, J. C. (Ed.). *El águila real en España. Población reproductora en 2008 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.

Garzón, J. (1975). Birds of prey in Spain, the present situation. Pp. 159-170. En: Chancellor, R. D. (Ed.). *World Conference on Birds of Prey. Vienna, 1-3 October, 1975: report of proceedings*. International Council for Bird Preservation, London. 442 pp.

Gil, J. A., Ascaso, J. C., Chéliz, G., López-López, J. (2012). Usurpación de nidos de quebrantahuesos *Gypaetus barbatus* e interacciones interespecíficas por la ocupación del nido en el Pirineo central (Aragón). *Rocín*, 7: 23-33.

Gil, J. M., Molino, F., Valenzuela, G. (1998). Distribución altitudinal de los nidos de águila real *Aquila chrysaetos* en Sierra Nevada (sureste de España). Pp. 271-277. En: Chancellor, R. D., Meyburg, B. U., Ferrero, J. J. (Eds.). *Holarctic birds of prey. Proceedings of an international conference. Actas del Congreso Internacional sobre Rapaces del Holártico. Badajoz, Extremadura (Spain), 17-22 Abril 1995*. ADENEX- WWGBP, Berlin & Mérida. 680 pp.

Glutz von Blotzheim, U. N., Bauer, K. M., Bezzel, E. (1971). *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Band 4. Falconiformes. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.

Gordon, S. T. (1955). *The Golden Eagle: King of Birds*. Melven Press, Perth, Scotland. 246 pp.

Guerra-Páramo, G., García-Gil, F., Escobedo-Correa, O., Hernández-Hernández, F.C. (2015) Comparison between DNA and Analyses Morphometrics as Tool for Identification of Sex of the Golden Eagles (*Aquila chrysaetos canadensis*). *Entomology, Ornithology and Herpetology: Current Research*, 4: 151.

Guil, F., Colomer, M. A., Moreno-Opo, R., Margalida, A. (2015). Space–time trends in Spanish bird electrocution rates from alternative information sources. *Global Ecology and Conservation*, 3: 379-388.

Guil, F., Colomer, M. A., Moreno-Opo, R., Margalida, A. (2015). Space–time trends in Spanish bird electrocution rates from alternative information sources. *Global Ecology and Conservation*, 3: 379-388.

Guil, F., Fernández-Olalla, M., Moreno-Opo, R., Mosqueda, I. Gómez, M. E., Arredondo, J., Guzmán, J., Oria, J., González, L. M., Margalida, A. (2011). Minimizing Mortality in Endangered Raptors Due to Power Lines: The Importance of Spatial Aggregation to Optimize the Application of Mitigation Measures. *PLoS ONE*, 6 (11):995 e28212.

Guzmán, J., Castaño, J. P. (1998). Electrocutación de rapaces en líneas eléctricas de distribución en Sierra Morena Oriental y Campo de Montiel. *Ardeola*, 45 (2): 161-169.

Haller, H. (1996). Der Steinadler in Graubünden: langfristige untersuchungen zur populationsökologie von *Aquila chrysaetos* im zentrum der Alpen. *Ornithologische Beobachter*, 91: 237–254.

Harmata, A., Montopoli, G. (2013). Morphometric sex determination of North American Golden Eagles. *Journal of Raptor Research*, 47: 108-116.

Helbig, A. J., Kocum, A., Seibold, I., Braun, M. J. (2005). A multi-gene phylogeny of aquiline eagles (Aves: Accipitriformes) reveals extensive paraphyly at the genus level. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 35: 147-164.

Hernández, J. L. (2009). El águila real en Soria. Pp. 76-78. En: del Moral, J. C. (Ed.). *El águila real en España. Población reproductora en 2008 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.

Hobbie, J. E., Cade, T. J. (1962). Observations on the breeding of golden eagles at Lake Peters in Northern Alaska. *The Condor*, 64: 235-237.

Jiménez-Clavero, M. A., Sotelo, E., Fernández-Piñero, J., Llorente, F., Blanco, J. M., Rodríguez-Ramos, J., Pérez-Ramírez, E., Hofle, U. (2008). West Nile virus in golden eagles, Spain, 2007. *Emerging Infectious Diseases*, 14 (9): 1489-1491.

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

Jordano, P. (1981). Relaciones interespecíficas y coexistencia entre el águila real (*Aquila chrysaetos*) y el águila perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en Sierra Morena Central. *Ardeola*, 28: 67-87.

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

Kochert, M. N., Steenhof, K. (2012). Frequency of Nest Use by Golden Eagles in Southwestern Idaho. *Journal of Raptor Research*, 46: 239-247.

Lado, L. R., Tapia, L. (2012). Suitable breeding habitat for Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*) in a border of distribution area in Northwestern Spain: advantages of using remote sensing information vs. land use maps. *Vie et Milieu*, 62 (2): 77-85.

Lehman, R. N., Kennedy, P. L., Savidge, J. A. (2007). The state of the art in raptor electrocution research: A global review. *Biological Conservation*, 136: 159-174.

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

Lockie, J. D., Ratcliffe, D. A., Balharry, R. (1969). Breeding success and organo-chlorine residues in golden eagles in West Scotland. *Journal of Applied Ecology*, 6: 381-389.

López-López, P. (2012). Águila real *Aquila chrysaetos*. Pp. 186-187. En: Del Moral, J. C., Molina, B., Bermejo, A., Palomino, D. (Eds.). *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife, Madrid. 816 pp.

López-López, P., García-Ripollés, C., García-López, F., Aguilar, J. M., Verdejo, J. (2004). Patrón de distribución del Águila Real *Aquila chrysaetos* y del Águila-azor Perdicera *Hieraaetus fasciatus* en la provincia de Castellón. *Ardeola*, 51 (2): 275-283.

López-López, P., García-Ripollés, C., Soutullo, A., Cadahia, L., Urios, V. (2007). Identifying potentially suitable nesting habitat for golden eagles applied to 'important bird areas' design. *Animal Conservation*, 10 (2): 208-218.

Lourenço, R., Santos, S. M., Rabaça, J. E., Penteriani, V. (2011). Superpredation patterns in four large European raptors. *Population Ecology*, 53: 175-185.

Mañosa, S. (2001). Strategies to identify dangerous electricity pylons for birds. *Biodiversity and Conservation*, 10: 1997-2012.

Margalida, A. (2016). Quebrantahuesos – *Gypaetus barbatus*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A., Morales, M. B. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>

Marti, C. D., Bechard, M., Jaksic, F.M., (2007). Food Habits. Pp. 129-152. En: Bird, D. M., Bildstein, K. L. (Eds.). *Raptor Research and Management Techniques*. Hancock House Publishers, WA.

Martín Mateo, M. P. (2002). *Mallophaga Amblycera*. En: Ramos, M. A. et al. (Eds.). *Fauna Iberica*. Vol. 20. Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC, Madrid.

Martínez, J. E., Calvo, J. F., Martínez, J. A., Zuberogoitia, I., Cerezo, E., Manrique, J., Gómez, G. J., Nevado, J. C., Sánchez, M., Sánchez, R., Bayo, J., Pallarés, A., González, C., Gómez, J.M., Pérez, P., Motos, J. (2010). Potential impact of wind farms on territories of large eagles in southeastern Spain. *Biodiversity and Conservation*, 19: 3757-3767.

Martínez, J. E., Martínez, J. A., Zuberogoitia, I., Zabala, J., Redpath, S. M., Calvo, J. F. (2008). The effect of intra- and interspecific interactions on the large-scale distribution of cliff-nesting raptors. *Ornis Fennica*, 85 (1): 13-21.

Martínez-Herrero, M. C., Sansano-Maestre, J., López Márquez, I., Obon, E., Ponce, C., González, J., Garijo-Toledo, M. M., Gómez-Muñoz, M. T. (2014). Genetic characterization of

oropharyngeal trichomonad isolates from wild birds indicates that genotype is associated with host species, diet and presence of pathognomonic lesions. *Avian Pathology*, 43 (6): 535-546.

Mateo, P., Olea, P. P. (2007). Egyptian vultures (*Neophron percnopterus*) attack golden eagles (*Aquila chrysaetos*) to defend their fledgling. *Journal of Raptor Research*, 41 (4): 339-340.

Mateo, R., Vallverdú-Coll, N., Ortiz-Santaliestra, M. E. (2013). Intoxicación por munición de plomo en aves silvestres en España y medidas para reducir el riesgo. *Ecosistemas*, 22: 61-67.

McIntyre, C. (2004). *Golden Eagles in Denali National Park and Preserve: Productivity and survival in relation to landscape characteristics of nesting territories*. MS Degree, Oregon State University, USA.

McIntyre, C. L., Douglas, D. C., Collopy, M. W. (2008). Movements of golden eagles *Aquila chrysaetos* from interior Alaska during their first year of independence. *The Auk*, 125: 214-224.

Moleón, M., Bautista, J., Garrido, J. R., Martín-Jaramillo, J., Ávila, E., Madero, A. (2007). La corrección de tendidos eléctricos en áreas de dispersión de águila-azor perdicera: efectos potenciales positivos sobre la comunidad de aves rapaces. *Ardeola*, 54 (2): 319-325.

Molina-López, R. A., Casal, J., Darwich, L. (2011). Causes of Morbidity in Wild Raptor Populations Admitted at a Wildlife Rehabilitation Centre in Spain from 1995-2007: A Long Term Retrospective Study. *PLoS ONE*, 6: e24603.

Morata Hernández, J. A., Garrigues Pelufo, R., Martínez Cano, R. (1991). Alimentación y parámetros reproductores del águila real *Aquila chrysaetos* en el sur de Albacete. Pp. 257-263. En: *Jornadas sobre el medio natural albacetense*. Albacete, 20, 21, 22 y 23 septiembre 1990. Instituto de Estudios Albacetenses, Albacete. 413 pp.

Moreno, J. (2012). Avian nests and nest-building as signals. *Avian Biology Research*, 5: 238-251.

Moreno-Rueda, G., Pizarro, M., Ontiveros, D., Pleguezuelos, J. M. (2009). The coexistence of the eagles *Aquila chrysaetos* and *Hieraetus fasciatus* increases with low human population density, intermediate temperature, and high prey diversity. *Annales Zoologici Fennici*, 46 (4): 283-290.

Morillo, C., Lalanda, J. (1974). Sobre fechas de puestas del águila real (*Aquila chrysaetos*) en España central. *Ardeola*, 19 (2): 445-446.

Muñoz, M., Molina, D. (2017). Un estudio realizado en Ávila en 2016 halla menos águilas reales. *Quercus*, 372: 36-37.

Muñoz-Pulido, R., Alonso, J. C., Alonso, J. A. (1993). Common Crane (*Grus grus*) killed by golden eagle (*Aquila chrysaetos*). *Vogelwarte*, 37: 78-79.

Nebel, C., Gamauf, A., Haring, E., Segelbacher, G., Villers, A., Zachos, F. E. (2015). Mitochondrial DNA analysis reveals Holarctic homogeneity and a distinct Mediterranean lineage in the Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*). *Biological Journal of the Linnean Society*, 116 (2): 328-340.

New, L., Bjerre, E., Millsap, B., Otto, M. C., Runge, M. C. (2015). A Collision Risk Model to Predict Avian Fatalities at Wind Facilities: An Example Using Golden Eagles, *Aquila chrysaetos*. *PLoS ONE*, 10 (7): e0130978.

Newton, I. (1979). *Population Ecology of Raptors*. Poyser Monographs, Bloomsbury Publishing, London. 399 pp.

Noguera, J. C., Pérez, I., Mínguez, E. (2010). Impact of terrestrial wind farms on diurnal raptors: developing a spatial vulnerability index and potential vulnerability maps. *Ardeola*, 57 (1): 41-53.

Onrubia, A., Muñoz, G., Barrios, L., De la Cruz, A., Román Muñoz, A. (2011). Migración de rapaces forestales por el Estrecho de Gibraltar. Pp. 288-297. En: Zuberogoitia, I., Martínez, J. E.

(Eds.). *Ecología y Conservación de las Rapaces Forestales Europeas*. Diputación Foral de Bizkaia. 407 pp.

Onrubia, A., Sáenz de Buruaga, M., Osborne, P., Baglione, V., Purroy, F. J., Lucio, A. J., Campos, M. A. (2000). Situación de la avutarda común *Otis tarda* en Navarra y algunos datos sobre su reproducción y mortalidad. *Anuario Ornitológico de Navarra* 1998, 5: 27-34.

Ortega, N., Apaza, D., González, F., Salinas, J., Caro, M. R. (2012). Occurrence of Chlamydiaceae in non-symptomatic free-living raptors in Spain. *European Journal of Wildlife Research*, 58 (1): 351-355.

Parellada, X., de Juan, A. y Alamy, O (1984). Ecología de l'aliga cuabarrada (*Hieraaetus fasciatus*): factors limitants, adaptacions morfològiques i ecològiques i relacions interespecífiques amb l'aliga daurada (*Aquila chrysaetos*). Pp. 121-142. En: *Rapinyaires Mediterranis II. III Congrés Internacional sobre els Rapinyaires Mediterranis*. Centre de Recerca i Protecció de Rapinyaires, Barcelona.

Pedrini, P., Sergio, F. (2002). Regional conservation priorities for a large predator: golden eagles (*Aquila chrysaetos*) in the Alpine range. *Biological Conservation*, 103:163-172.

Pérez-Chiscano, J. L., Fernández Cruz, M. (1975). Sobre presencia y conducta reproductora de *Aquila chrysaetos* en Badajoz. *Ardeola*, 19 (2): 461-464.

Pérez-García, J. M., Botella, F., Sánchez-Zapata, J. A., Moleón, M. (2011). Conserving outside protected areas: edge effects and avian electrocutions on the periphery of Special Protection Areas. *Bird Conservation International*, 21:296-302.

Pérez-García, J. M., Sebastián-González, E., Botella, F., Sánchez-Zapata, J. A. (2016). Selecting indicator species of infrastructure impacts using network analysis and biological traits: Bird electrocution and power lines. *Ecological Indicators*, 60: 428-433.

Pineau, J., Giraud-Audine, M. (1974). Notes sur les migrateurs traversant l'extrême nord-ouest de Maroc. *Alauda*, 43: 135-141.

Rico, L., Martín, C. (1998). Situación y problemática del águila real *Aquila chrysaetos* en Alicante. En: Chancellor, R. D., Meyburg, B. U., Ferrero, J. J. (Eds). *Holarctic Birds of Prey*. Proceedings of an International Conference. ADENEX-WWGBP. Merida & Berlin. 680 pp.

Rico, L., Sánchez-Zapata, J. A., Izquierdo, A., García, J. R., Morán, S., Rico, D. (1999). Tendencias recientes en las poblaciones del águila real *Aquila chrysaetos* y el águila-azor perdicera *Hieraaetus fasciatus* en la provincia de Valencia. *Ardeola*, 46: 235-238.

Rico, L., Vidal, A., Villaplana, J. (1990). *Biología del águila real Aquila chrysaetos en la provincia de Alicante*. Informe inédito.

Roemer, G. W., Donlan, C. J., Courchamp, F. (2002). Golden Eagles, feral pigs, and insular carnivores: How exotic species turn native predators into prey. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99 (2): 791-796.

Sáenz de Buruaga, M. (2007). *Radiomarcaje y seguimiento de un ejemplar de águila real Aquila chrysaetos en el entorno del Parque eólico de Badaia (Álava)*. Consultora de Recursos Naturales S.L. & Eólicas de Cádiz. <http://www.ingurumena.ejgv.euskadi.eus>

Sánchez-Zapata, J. A., Calvo, J. F., Carrete, M., Martínez, J. E. (2000). Age and breeding success of a Golden Eagle *Aquila chrysaetos* population in southeastern Spain. *Bird Study*, 47: 235-237.

Sánchez-Zapata, J. A., Eguia, S., Blázquez, M., Moleón, M., Botella, F. (2010). Unexpected role of ungulate carcasses in the diet of Golden Eagles *Aquila chrysaetos* in Mediterranean mountains. *Bird Study*, 57 (3): 352-360.

Sánchez-Zapata, J. A., Sánchez, M. A., Calvo, J. F., Esteve, M. A. (1995). *Ecología de las aves de presa de la región de Murcia*. Cuadernos de Ecología y Medioambiente. Universidad de Murcia. 127 pp.

- Schweiger, A., Fünfstück, H. J., Beierkhunlein, C. (2015). Availability of optimal-sized prey affects global distribution patterns of the golden eagle *Aquila chrysaetos*. *Journal of Avian Biology*, 46: 81-88.
- Seguin, J. F., Bayle, P., Thibault, J. C., Torre, J., Vigne, J. D. (1998). A comparison of methods to evaluate the diet of golden eagles in Corsica. *Journal of Raptor Research*, 32: 314-318.
- Seibold, I., Helbig, A. J., Meyburg, B. U., Negro, J.J., Wink, M. (1996). Genetic Differentiation and Molecular Phylogeny of European Aquila Eagles according to Cytochrome b Nucleotide Sequences. Pp. 1-15. En: Meyburg, B. U., Chancellor, R. D. (Eds.). *Eagle Studies*. World Working Group on Birds of Prey, Berlin, London & Paris. 549 pp.
- SEO-Ceuta (2003). Nuevas aves para la avifauna ceutí. Águila real (*Aquila chrysaetos*). *Alcudon*, 1: 43.
- Sergio, F., Hiraldo, F. (2008). Intraguild predation in raptor assemblages: a review. *Ibis*, 150:132-145.
- Soler, J. J., Méller, A. P., Soler, M. (1998). Nest building, sexual selection and parental investment. *Evolutionary Ecology*, 12: 427-441.
- Soutullo A., Urios V., Ferrer M. (2006a). How far away in an hour? -daily movements of juvenile Golden Eagles *Aquila chrysaetos* tracked with satellite telemetry. *Journal of Ornithology*, 147: 69-72.
- Soutullo, A., Cadahía, L., Urios, V., Ferrer, M., Negro, J. J. (2007). Accuracy of lightweight satellite telemetry: a case study in Iberian Peninsula. *Journal of Wildlife Management*, 71: 1010-1015.
- Soutullo, A., López-López, P., Cortés, G. D., Urios, V., Ferrer, M. (2013). Exploring juvenile golden eagles' dispersal movements at two different temporal scales. *Ethology Ecology & Evolution*, 25: 117-128.
- Soutullo, A., Urios, V., Ferrer, M., López-López, P. (2008). Habitat use by juvenile Golden Eagles *Aquila chrysaetos* in Spain. *Bird Study*, 55 (2): 236-240.
- Soutullo, A., Urios, V., Ferrer, M., Peñarrubia, S. G. (2006b). Post-fledging behaviour in Golden Eagles: onset of the juvenile dispersal and progressive distancing from the nest. *Ibis*, 148: 307-312.
- Soutullo, A., Urios, V., Ferrer, M., Peñarrubia, S. G. (2006b). Post-fledging behaviour in Golden Eagles: onset of the juvenile dispersal and progressive distancing from the nest. *Ibis*, 148: 307-312.
- Soutullo, A., Urios, V., Ferrer, M., Peñarrubia, S. G. (2006c). Dispersal of Golden Eagles *Aquila chrysaetos* during their first year of life. *Bird Study*, 53: 258-264.
- Spaul, R. J., Heath, J. A. (2016). Nonmotorized recreation and motorized recreation in shrub-steppe habitats affects behavior and reproduction of golden eagles (*Aquila chrysaetos*). *Ecology and Evolution*, 2016: 1-13.
- Steenhof, K., McDonald, M. T. L., Kochert, N. (1997). Interactive effects of prey and weather on golden eagle reproduction. *Journal of Animal Ecology*, 66: 350-362.
- Tapia, L., Domínguez, J., Rodríguez, L. (2007). Modelling habitat use and distribution of golden eagles *Aquila chrysaetos* in a low-density area of the Iberian Peninsula. *Biodiversity and Conservation*, 16 (12): 3559-3574.
- Tapia, L., Domínguez, J., Rodríguez, L. (2008a). Modelling habitat preferences by raptors in two areas of northwestern Spain using different scales and survey techniques. *Vie et Milieu*, 58 (3-4): 257-262.
- Tapia, L., Domínguez, J., Rodríguez, L. (2008b). Hunting habitat preferences of raptors in a mountainous area (northwestern Spain). *Polish Journal of Ecology*, 56 (2): 323-333.

- Tapia, L., Domínguez, J., Rodríguez, L. (2009). Using probability of occurrence to assess potential interaction between wind farms and a residual population of golden eagle *Aquila chrysaetos* in NW Spain. *Biodiversity and Conservation*, 18 (8): 2033-2041.
- Tendeiro, J. (1955). Estudos sobre uma colecao de Malofagos de aves. *Boletim Cultural da Guineia Portuguesa*, 9 (35) (154): 497-625.
- Tjernberg, M. (1988). Age determination of Golden Eagles *Aquila chrysaetos*. *Var Fagelvarld*, 47: 321-334.
- Tornberg, R., Reif, V. (2007). Assessing the diet of birds of prey: a comparison of prey items found in nests and images. *Ornis Fennica*, 84: 21-31.
- Tornberg, R., Reif, V. (2007). Assessing the diet of birds of prey: a comparison of prey items found in nests and images. *Ornis Fennica*, 84: 21-31.
- Urios, V., Soutullo, A., López-López, P., Cadahia, L., Limiñana, R., Ferrer, M. (2007). The first case of successful breeding of a golden eagle *Aquila chrysaetos* tracked from birth by satellite telemetry. *Acta Ornithologica*, 42 (2): 205-209.
- Watson, J. (1998). Should golden eagles *Aquila chrysaetos* be food generalists or specialists? Pp. 251-261. En: Chancellor, R. D., Meyburg, B. U., Ferrero, J. J. (Eds.). *Holarctic birds of prey. Proceedings of an international conference. Actas del Congreso Internacional sobre Rapaces del Holártico. Badajoz, Extremadura (Spain), 17-22 Abril 1995*. ADENEX- WWGBP, Berlin & Mérida. 680 pp.
- Watson, J. (2010). *The Golden Eagle*. 2nd revised edition. Poyser Monographs. T & A. D. Poyser, London. 464 pp.
- Whitfield, D. P., Fielding, A. H., McLeod, D. R. A., Haworth, P. F. (2004). The effects of persecution on age of breeding and territory occupation in golden eagles in Scotland. *Biological Conservation*, 118: 249-259.
- Whitfield, D. P., Fielding, A. H., McLeod, D. R. A., Morton, K., Stirling-Aird, P., Eaton, M. A. (2007). Factors constraining the distribution of Golden Eagles *Aquila chrysaetos* in Scotland. *Bird Study*, 54: 199-211.
- Wink, M., Clouet, M., Goar, J. L., Barrau, C. (2004). Sequence variation in the cytochrome b gene of subspecies of Golden Eagles *Aquila chrysaetos*. *Alauda*, 72 (2): 154-157.