

LOS FACTORES BIÓTICOS COMO LIMITANTES PARA LA FIJACIÓN DE NUEVOS TERRITORIOS DE ÁGUILA PERDICERA (*AQUILA FASCIATA*) EN LA PENÍNSULA IBÉRICA

Jaume Solé Herce¹, Pere Josa Anguera¹, Oda Cadiach Ricomà¹,
Garbiñe Telletxea Galdurotz¹, David Campion Ventura¹



✦ RESUMEN

Los últimos años diversos proyectos de conservación han abordado la recuperación de las poblaciones de águila perdicera, entre ellos el LIFE Bonelli que ha desarrollado proyectos de reintroducción o reforzamiento de poblaciones a través de la liberación de pollos mediante el método de la crianza campestre o hacking.

Algunos de los factores limitantes en la recuperación o la creación de nuevas parejas son poco conocidos. Los relacionados con el área de distribución de la especie (climáticos y orográficos) y los de origen antrópico (persecución, urbanización e infraestructuras peligrosas) han sido los más estudiados. Otro conjunto de condicionantes, los bióticos relacionados con un hábitat (=biocenosis) adecuado, podrían actuar en algunas zonas como limitantes. Entre estos destacan la disponibilidad de cubiertas vegetales adecuadas o su distribución espacial, la disponibilidad y acceso a las presas y la existencia

¹ MN Consultores en Ciencias de la Conservación

• Correspondencia: jsole@mnconsultors.com

de suficiente espacio para la ubicación de las áreas de campeo respecto a competidores interespecíficos, especialmente el águila real.

Los últimos años, los proyectos de conservación y una mayor protección han provocado un incremento de las poblaciones de águila real y perdicera y un reajuste en la ocupación y el uso del espacio por ambas. Datos recientes indicarían en diversas zonas de la península ibérica una exclusión competitiva con una evidente dominancia de la real, aspecto que debería considerarse en los análisis de viabilidad poblacional y en la planificación de los proyectos de conservación. La creación de nuevos territorios de Bonelli, probablemente se localicen en zonas no aptas para el águila real, en intersticios entre territorios de esta o incluso en zonas poco utilizadas dentro de sus áreas de campeo. En este proceso ecológico la calidad del territorio sería uno de los factores esenciales.

- **Palabras clave:** águila de Bonelli, recuperación de parejas, limitantes bióticos, competencia, águila real.

INTRODUCCIÓN

El águila perdicera, águila-azor perdicera o águila de Bonelli (*Aquila fasciata*) mantiene en la península ibérica el 85% de la población europea de la especie (920-1100 parejas), distribuyéndose de forma más abundante en las sierras costeras mediterráneas. Se ha constatado que sufrió un declive importante en el centro, levante y norte a finales del siglo XX. A nivel europeo se la considera una especie amenazada por lo que se encuentra protegida en la mayor parte de su área de distribución.

Múltiples programas de conservación se han desarrollado o se desarrollan actualmente en diversas regiones de la península ibérica, dirigidos a la recuperación de las poblaciones de esta especie, incidiendo principalmente en la corrección de los factores que afectan negativamente a las parejas reproductoras.

El proyecto LIFE Bonelli ha pretendido el incremento de las poblaciones de la especie realizando actuaciones de reintroducción en Mallorca y de refuerzo en Navarra, Álava y la Comunidad de Madrid, mediante la liberación de pollos procedentes de la cría en cautividad o del rescate de nidos. Estos esfuerzos han permitido en el año 2017 la recuperación de 12 unidades territoriales de la especie. Paralelamente, en otras zonas peninsulares también se están detectando nuevas parejas.

Estos programas de reintroducción o refuerzo de poblaciones, de la misma forma que los análisis de viabilidad (AVP) que se basan en la tasa de crecimiento poblacional, deberían considerar todos los factores condicionantes y/o limitantes para la recuperación de las unidades territoriales discretas, en general, relacionados con la aptitud del medio. Muchos de estos factores son ampliamente conocidos, aunque otros aún presentan muchos interrogantes.

Los datos preliminares aportados en este trabajo pretenden una reflexión alrededor de los aspectos que podrían condicionar tras la época de dispersión, la recuperación o instalación de parejas de águila de Bonelli, analizando especialmente los referidos a los factores bióticos de los hábitats (cubiertas de vegetación, presas y especies competidoras).

✿ METODOLOGÍA

Las aportaciones de este trabajo provienen de la revisión de la literatura científica, de los resultados obtenidos en trabajos desarrollados a lo largo de los últimos años en el seguimiento visual y telemétrico de diversos ejemplares de águila real y de águila de Bonelli en las sierras litorales catalanas y del seguimiento telemétrico de diversos ejemplares de águila de Bonelli en la comunidad foral de Navarra. En muchos de estos casos el monitoreo se ha acompañado de medidas de manejo del hábitat (cubiertas vegetales y especies presa).

✿ LOS FACTORES CONDICIONANTES Y LIMITANTES

Factores físicos y antrópicos

La distribución general del águila de Bonelli se ha explicado en relación a los factores **climáticos** (Real *et al.*, 2013; Román *et al.*, 2005; Parellada *et al.*, 1984), la **orografía** (Real y Hernández-Matías, 2012; Ontiveros, 1999; Rico-Alcázar *et al.*, 2001; Román *et al.*, 2005; López-López *et al.*, 2006) y los **antrópicos**, entre los que destacan la persecución directa, las actividades de ocio, las infraestructuras peligrosas (especialmente torres eléctricas y los parques eólicos), además de la ocupación del espacio mediante la urbanización (Real *et al.* 2001, Moleón *et al.* 2007, Cadahía *et al.* 2010, Hernández-Matías, A. *et al.* 2015).

Factores bióticos

En las zonas aptas para el águila de Bonelli respecto a los factores hasta ahora citados, los factores bióticos o los relacionados con el hábitat, considerado este como la totalidad de la biocenosis, serían finalmente los aspectos condicionantes a la instalación de los ejemplares, tras su fase de dispersión.

Entre estos condicionantes pueden citarse los usos del suelo, las especies presa y las especies competidoras.

USOS DEL SUELO

Los factores que favorecen a la especie son una mayor presencia de monte bajo (Rico-Alcázar *et al.*, 2001) y la mayor abundancia de mosaicos de vegetación (Sánchez-Zapata *et al.*, 1996; Sánchez-Zapata y Calvo, 1999). La especie prefiere hábitats rupícolas en las áreas de cría y matorrales en áreas de caza, donde tiene alta densidad de sus presas principales (conejo y perdiz). La promoción del manejo tradicional del suelo y de los hábitats abiertos podrían ser esenciales en el futuro (Real *et al.* 2016).

PRESAS

La disponibilidad de presas y la accesibilidad de las mismas es uno de los aspectos relevantes para la presencia de parejas territoriales, además de afectar directamente a los parámetros reproductores. En los territorios de pequeñas dimensiones donde el paisaje es adecuado para la especie, la abundancia de presas podría ser el factor decisivo. Por ejemplo un pequeño territorio de las sierras prelitorales Catalanas de 17,7 km² (k99) o 6,1 km² (k95), mantiene una pareja expulsada de su sector de cría por una pareja de reales. En Navarra, la única pareja territorial recuperada en Lumbier, y asentada en la zona del hacking con alimentación suplementaria, también presenta un área de campeo muy reducida 20,3 km² (k99), 5 km² (k95). En ambos casos las parejas disponen de un programa de conservación con diversas medidas y entre ellas la alimentación suplementaria.

ESPECIES COMPETIDORAS

El comportamiento territorial y la competencia por los lugares de nidificación se han considerado limitantes de la distribución y abundancia de rapaces rupícolas (Fernández e Insausti 90; Sánchez-Zapata *et al.* 95; Gil-Sánchez *et al.* 96). Las relaciones interespecíficas de competencia por

los recursos o el uso del espacio aparecen en especies simpátricas, que seleccionan el mismo sustrato de nidificación (buitre leonado, real y Bonelli), y coinciden en parte de su espectro trófico (real y Bonelli).

La abundancia relativa del águila real (*Aquila chrysaetos*), se correlaciona positivamente con la distribución y abundancia del águila perdicera, probablemente debido a tener preferencias de hábitat similares (Carrascal y Seoane, 2009a), y aunque los análisis demográficos sugieren que en determinadas zonas la competencia con el águila real no amenaza las poblaciones de Bonelli, este aspecto dependería del hábitat disponible para cada especie (Carrete *et al.*, 2005) y del tamaño de la población de real (Hernández-Matías *et al.* 2013).

En términos generales y a pesar de la teórica dominancia del águila real, derivada de su mayor tamaño y valencia ecológica, el balance en las relaciones inter e intraespecíficas es el mecanismo que mejor explica la coexistencia entre las dos especies (Jordano, 1981) y explicaría la disposición alternante que se observa entre algunos de sus territorios. También se ha comprobado que una baja densidad humana y una elevada disponibilidad de presas favorecen la coexistencia, siendo destacado el papel de la temperatura como agente de segregación espacial (Moreno-Rueda *et al.*, 2009). Además, deben considerarse otros factores, como por ejemplo, los diferentes tamaños poblacionales y sus tendencias demográficas (Carrete *et al.*, 2005) o la disponibilidad de otros recursos como roquedos o presas, por lo que la competencia puede variar ampliamente entre zonas (Carrete *et al.*, 2006).

Las dos especies pueden coexistir a largo plazo en regiones mediterráneas, siendo la limitación más importante la dificultad del águila perdicera para colonizar nuevos territorios disponibles (López-López *et al.*, 2009).

El crecimiento poblacional de las especies competidoras

Comprobados los mecanismos competitivos entre estas especies, es lógico suponer que el incremento de poblaciones de cualquiera de ellas, intensificará estas interacciones. En este sentido, el águila real y el buitre leonado (*Gyps fulvus*) son algunas de las especies con un mayor incremento poblacional en los últimos años, tras su protección.

El número de parejas de buitre leonado en España se estimó en 2.283 en 1979 (SEO, 1981), y en 2008 en 24.609-25.541 parejas (Del Moral,

2009), en 29 años se habría multiplicado por 10. Los censos de águila real realizados en España los últimos 30 años han aportado datos que apuntan un incremento poblacional entre 1990 y 2008/09 del 40%, aunque se produciría de forma diferencial dependiendo de las zonas (Del Moral, J. C. 2009b).

Respecto a la población flotante de águila real, en censos recientes realizados en áreas de dispersión del valle del Ebro (Navarra) se han obtenido abundancias en algunas zonas por encima de 13 ejemplares/100 km, muy por encima de los valores de las áreas de Andalucía que alcanzan máximos de 4,17 ejemplares/100 km (Caro *et al.* 2010).

Los efectos

El buitre leonado en Navarra presenta densidades muy elevadas y en las sierras prelitorales catalanas bajas densidades donde aparece. En ambas zonas se ha constatado la usurpación de nidos y ataques e intimidación del águila de Bonelli sobre la carroñera. En colonias de nueva formación del buitre, se producen fracasos reproductores del águila debidos al tiempo dedicado a los ataques a las parejas reproductoras de buitre. El desfase fenológico respecto a un inicio de la reproducción temprano, favorece a esta especie respecto a la ocupación de nidos del águila perdicera, que en alguna pareja se produce cada año.

Las interacciones con el águila real se relacionan con la repartición del espacio (sectores de nidificación y áreas de caza), con las perturbaciones durante el evento reproductor e incluso la depredación.

Depredación

Uno de las evidencias de la dominancia de la especie de mayor tamaño es la comprobación de depredación de ejemplares adultos (Bosch *et al.*, 2007) o preadultos. El incremento reciente del marcaje con emisores GPS de ejemplares jóvenes ha permitido detectar un mayor efecto de esta causa de mortalidad. En el contexto del LIFE Bonelli se ha confirmado la muerte de como mínimo 4 ejemplares por depredación intra o interespecífica (3 casos atribuibles a águila real), que representan un 6,1 % de las causas de mortalidad, aunque algunos de los 11 casos de causas desconocidas también podrían incrementar este porcentaje.

Interacciones reproductoras

Las afectaciones a la reproducción y por tanto a la productividad se han atribuido a un efecto densodependiente por lo que se producirían en situaciones de elevadas densidades intra e interespecíficas de parejas territoriales (Carrete *et al.* 2006; Gil-Sánchez *et al.*, 2004), y recientemente también a la creciente densidad de ejemplares de la población flotante (Bautista, J. *et al.* 2013).

En las sierras prelitorales de Tarragona el fracaso reproductor de las parejas de perdicera próximas a sectores de cría o de paso habitual de reales (n=18) fue del 47% (2009) y del 39% (2010).

Interacciones espaciales

En gran parte de las zonas monitoreadas se considera que la perdicera presenta una mayor tolerancia a la presencia humana, factor que permitiría una mayor coexistencia de ambas especies (Rico-Alcázar, *et al.* 1999), o que obligaría a la perdicera a ocupar los territorios más antropizados (Gil-Sánchez 1994 y Gil-Sánchez *et al.* 1996). En otras zonas se indica que, entre otros factores, la coexistencia aumenta con menor densidad de población humana (Moreno-Rueda *et al.*, 2009).

A.-USURPACIÓN DE LOS SECTORES DE CRÍA POR ÁGUILA REAL, DESPLAZAMIENTOS Y DESAPARICIONES DE PAREJAS DE BONELLI.

Los trabajos realizados en Murcia indicarían que el águila real no habría sido la causa de la regresión de la perdicera, y tampoco afectaría a su distribución (Carrete *et al.*, 2001, 2002, 2005) aunque se indicaba la posibilidad de que este resultado esté motivado por la existencia de un número alto de territorios abandonados de águila perdicera en la región. En esta zona la competencia no es determinante en el abandono del territorio pero interactúa con la persecución de origen antrópico (Carrete *et al.* 2002). Los autores elaboran un modelo que atribuye poca importancia a las dinámicas competitivas interespecíficas en zonas con abundantes presas y pocos hábitats utilizables para ambas especies, concluyendo que las dinámicas intraespecíficas son más importantes (Carrete *et al.* 2005).

Sin embargo en otras zonas como las sierras de Tarragona o Andalucía (con altas densidades históricas de ambas especies) parece muy

clara la afectación del incremento de las unidades reproductoras de águila real sobre la perdicera.

En Tarragona en el periodo 1980-1991 se localizan 6 nuevas parejas de águila real todas en territorio de perdiceras, 3 ocupando nidos (Borau *et al.* 1994). En el periodo 1990-2010 se instalan 10 nuevas parejas 7 ocupando sectores de cría activos de perdicera (5 con reubicación del sector de cría de la perdicera en las proximidades).

En las Cordilleras Béticas se detecta el incremento de 54 parejas de real en 13 años (2001-2013) que representa el 30% de la población, y un incremento de 25 perdiceras en 10 años. En el periodo 2003-2013 de 19 nuevas parejas de real, 11 ocupan sectores de cría activos de perdicera (6 con reubicación de los sectores de cría de la perdicera en las proximidades; 5 desapariciones de la pareja).

Aunque no conocemos con detalle los casos, también se cita la usurpación de nidos de la real por parte de la perdicera en Córdoba (Dobado-Berrios, 1998) y Granada (Ontiveros, 2000).

B.- AMPLIACIÓN DEL ÁREA DE CAMPEO DE UNA PAREJA DEL ÁGUILA PERDICERA OCUPANDO PARTE DEL TERRITORIO DE UNA PAREJA DE ÁGUILA REAL.

Tras la ocupación del sector de cría y parte del área de campeo de una águila de Bonelli por parte de una pareja de águila real, el uso de un conjunto de medidas de conservación ha permitido en Catalunya la fijación de una pareja de águila de Bonelli a un territorio muy reducido, y posteriormente la ampliación del mismo.

C.- FORMACIÓN DE NUEVAS PAREJAS DE ÁGUILA DE BONELLI.

En el periodo 2001-2014 se detectó la aparición 12 nuevas parejas de perdicera en Catalunya (Parellada *com. pers.*), y el año 2017 se ha recuperado la primera unidad territorial en Navarra, tras su extinción como especie reproductora. Las zonas donde se instalan las parejas son áreas sin presencia de águila real, o alejadas de los sectores de cría de esta, en áreas marginales de extensos territorios. Algunas de las parejas de perdicera también se han instalado entre otras de la misma especie (Parés *com. pers.*), probablemente obligando a una reducción de las áreas de campeo de las residentes.

D.- TOLERANCIA DE LA PRESENCIA DE ÁGUILAS PERDICERAS NO RE-PRODUCTORAS DENTRO DEL ÁREA DE CAMPEO DE PAREJAS DE ÁGUILA REAL.

Los estudios de telemetría han permitido comprobar la tolerancia del águila real respecto a la instalación temporal de águilas de Bonelli preadultas, en zonas de su área de campeo con abundantes presas. En la Ribera Navarra un ejemplar liberado en el programa LIFE Bonelli, durante dos años consecutivos ocupa una zona próxima a un sector de cría de una pareja de reales, excepto los meses de febrero y marzo cuando se mantiene en una zona de dispersión cercana. Probablemente durante el periodo nupcial e inicio de la reproducción la pareja de reales expulsa la Bonelli de la zona. En Catalunya diversas parejas de águila real incluyen en este periodo zonas marginales de su área de campeo, típicas áreas de dispersión juvenil del valle del Ebro.

E. SEGREGACIÓN ESPACIAL INTRA E INTERESPECÍFICA ENTRE PAREJAS TERRITORIALES VECINAS.

Se ha citado una mayor separación entre los territorios del águila real que entre los de perdicera (Rico-Alcázar, *et al.* 1999), aunque este aspecto obedecería a unas mayores dimensiones de sus áreas de campeo.

El estudio preliminar de las relaciones entre ejemplares de ambas especies con territorios contiguos en una zona de alta densidad de territorios de la sierra litoral Catalana, indica una segregación absoluta del espacio utilizado, al igual que en otras zonas (Fraguas *et al.* 2001). Las localizaciones que se adentran en los territorios del vecino representan un porcentaje residual del total, siempre por debajo del 1% de las localizaciones de los periodos estudiados, y se sitúan en zonas muy poco utilizadas como zonas de desplazamiento entre áreas clave.

Atendiendo a esta segregación espacial, el crecimiento de las poblaciones reproductoras de real y la dominancia de esta especie, la capacidad de carga de la matriz territorial para acoger parejas de perdicera potenciales estaría disminuyendo.



Segregación Af006 - Ach011. Periodo 1311 - 1403

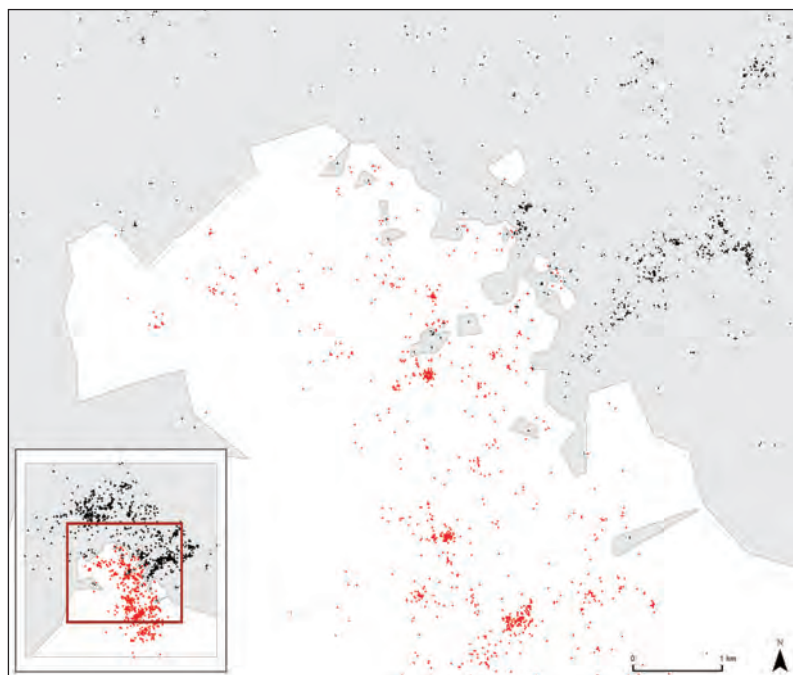
- | | |
|---------------------|---|
| Localizaciones | Ámbito territorial (polígonos Thiessen) |
| - Águila real | Águila real |
| - Águila de Bonelli | Águila de Bonelli |

Figura 1a y 1b.- Ejemplos de segregación espacial de las localizaciones de un águila real y una perdicera de territorios vecinos en las sierras litorales Catalanas.

✿ CONCLUSIONES

El incremento actual de la población del águila real está afectando directa e indirectamente la demografía de las poblaciones de águila perdicera allí donde esta especie dispone de zonas aptas para su presencia. Esta afectación se produciría de forma diferencial en cada región dependiendo de la orografía y tras la aparición de cambios ambientales y/o antrópicos.

Las diversas interacciones comprobadas entre las dos águilas indican una exclusión competitiva entre ambas especies, que es más evidente en las zonas de mayor saturación y densidad de parejas. Permanentemente ambas especies se encuentran en un período de reajuste entre la situación de



Segregación Af003 - Ach012. Periodo 1108 - 103

- | | |
|---------------------|---|
| Localizaciones | Ámbito territorial (polígonos Thiessen) |
| - Águila real | Águila real |
| - Águila de Bonelli | Águila de Bonelli |

Figura.- 1b.

ocupación del espacio. La dominancia de la real y el proceso actual de abandono del medio rural favorecería a esta, aunque la amplitud de sus grandes áreas vitales permitiría a la perdicera, con áreas de campeo mucho menores, ocupar intersticios y zonas marginales. La mayor tolerancia a la presencia antrópica, podría ser una de las mayores ventajas para Bonelli en la recuperación de antiguos territorios o en la creación de nuevos.

El equilibrio demográfico entre ambas especies probablemente será determinado en cada momento y en cada zona por la situación histórica, y por la combinación de diversos factores físicos y bióticos condicionantes (orografía, usos del suelo, disponibilidad de presas), además de otros antrópicos como la tranquilidad del medio y la disminución de la persecución.

✿ REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Arroyo, B. (2017). Águila real – *Aquila chrysaetos*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A., Morales, M. B. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- 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.
- Bosch, R., Real, J., Tinto, 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 (4): 338.
- Bautista, J., Gil-Sánchez, JM., Gonzalez, E., Gómez, GJ., Sánchez-Balsera, JL. 2013. *Crece la competencia entre águilas reales y perdiceras en Andalucía*. *Quercus* 332, 16-22.
- Cadahía, L., López-López, P., Urios, V., Negro, J. J. (2010). *Satellite telemetry reveals individual variation in juvenile Bonelli's eagle dispersal areas*. *European Journal of Wildlife Research*, 56 (6): 923-930.
- Carrascal, L. M., Seoane, J. (2009b). *Linking density, productivity and trends of an endangered species: The Bonelli's eagle in Spain*. *Acta Oecologica*, 35 (3): 341-348.
- Carrete, M., Sánchez-Zapata, J., Martínez, J. E., Palazón, J. A., Calvo, J.F. (2001). *Distribución espacial del Águila-azor Perdicera (Hieraaetus fasciatus) y del Águila Real (Aquila chrysaetos) en la región de Murcia*. *Ardeola*, 48(2): 175-182.
- Carrete, M., Sánchez-Zapata, J., Martínez, J. E., Sánchez, M. A. Calvo, J. F. (2002). *Factors influencing the decline of a Bonelli's eagle population Hieraaetus fasciatus in southeastern Spain: demography, habitat or competition?* *Biodiv. Conserv.*, 11: 975-985.
- 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., Tella, J. L., Gil-Sánchez, J. M., Moleón, M. (2006). *Components of breeding performance in two competing species: habitat heterogeneity, individual quality and density-dependence*. *Oikos*, 112: 680-690.
- Del Moral, J. C. (2009). *El buitre leonado en España. Población reproductora en 2008 y método de censo. Seguimiento de aves, 30*. Sociedad Española de Ornitología, Madrid. 212 pp.
- Del Moral, J. C. (Ed.) (2009b). *El águila real en España. Población reproductora en 2008 y método de censo*. SEO/BirdLife, Madrid.
- Dobado-Berrios, P. M., Álvarez, R., Leiva, A. (1998). *El Águila Perdicera en la provincia de Córdoba*. *Quercus*, 154: 48-49.

- Fernández, C. Insausti, J. A. (1990). *Golden eagles take up territories abandoned by Bonelli's Eagles in Northern Spain*. J. Raptor Res., 24: 124-125.
- Gil-Sánchez, J. M., Molino-Garrido, F., Valenzuela-Serrano, G. (1994). *Aegyptius*, 12: 47-51.
- Gil-Sánchez, J.M.; Molino Garrido, F., Valenzuela Serrano, G. (1996). *Selección de hábitat de nidificación por el Águila perdicera (Hieraetus fasciatus) en Granada (SE de España)*. Ardeola, 43: 189-197.
- Gil-Sánchez, J. M., Moleón, M., Otero, M., Bautista, J. (2004). *A nine-year study of successful breeding in a Bonelli's eagle population in southeast Spain: a basis for conservation*. Biol. Conserv., 118: 685-694.
- Hernández-Matías, A., Real, J., Moleón, M., Palma, L., Sánchez-Zapata, J. A., Pradel, R., Carrete, M., Gil-Sánchez, J. M., Beja, P., Balbontín, J., Vincent-Martin, N., Ravayrol, A., Benitez, J. R., Arroyo, B., Fernández, C., Ferreiro, E., García, J. (2013). *From local monitoring to a broad-scale viability assessment: a case study for the Bonelli's Eagle in Western Europe*. Ecological Monographs, 83 (2): 239-261.
- Hernández-Matías, A., Real, J., Pares, F., Pradel, R. (2015). *Electrocution threatens the viability of populations of the endangered Bonelli's eagle (Aquila fasciata) in Southern Europe*. Biological Conservation, 191: 110-116.
- Jordano, P. (1981). *Relaciones interespecíficas y coexistencia entre el Águila real (Aquila chrysaetos) y el Águila perdicera (Hieraetus fasciatus) en Sierra Morena Central*. Ardeola, 28: 67-88.
- López-López, P., Soutullo, A., García-Ripollés, C., Urios, V., Cadahia, L., Ferrer, M. (2009). *Markov models of territory occupancy: implications for the management and conservation of competing species*. Biodiversity and Conservation, 18 (5): 1389-1402.
- Moleón, M., Gil-Sánchez, J. M., Real, J., Sánchez-Zapata, J. A., Bautista, J., Sánchez-Clemot, J. F. (2007). *Ecología trófica de las águilas-azor perdiceras Hieraetus fasciatus territoriales durante el periodo no reproductor en la Península Ibérica*. Ardeola, 54 (1): 135-143.
- Ontiveros, D. (1999). *Selection of nest cliff by Bonelli's eagle (Hieraetus fasciatus) in southeastern Spain*. J. Raptor Res., 33: 110-116.
- Moreno-Rueda, G., Pizarro, M., Ontiveros, D., Pleguezuelos, J. M. (2009). *The coexistence of the eagles Aquilachrysaetos and Hieraetus fasciatus increases with low human population density, intermediate temperature, and high prey diversity*. Annales Zoologici Fennici, 46 (4): 283-290.
- Ontiveros, D., Pleguezuelos, J. M. (2000). *Influence of prey densities in the distribution and breeding success of Bonelli's eagle (Hieraetus fasciatus): management implications*. Biological Conservation, 93 (1): 19-25.
- Ontiveros, D., Pleguezuelos, J. M. (2003b). *Influence of climate on Bonelli's eagle (Hieraetus fasciatus V.) breeding success trough the Western Mediterranean*. J. Biogeog., 30 (5): 755-760.

- López-López, P., García-Ripollés, C., Aguilar, J.M., García-López, F., Verdejo, J. (2006). *Modelling breeding habitat preferences of Bonelli's eagle (Hieraetus fasciatus) in relation to topography, disturbance, climate and land use at different spatial scales*. J. Ornithol., 147: 97-106.
- Parellada, X., De Juan, A., Alaman, O. (1984). *Ecología de l'aliga cuabarrada (Hieraetus fasciatus): factors limitants, adaptacions morfològiques i ecològiques i relacions interespecífiques amb l'aliga daurada (Aquila chrysaetos)*. Rapinyaires Mediterranis, 2: 121-141.
- Real, J., Mañosa, S. (2001). *Dispersal of juvenile and immature Bonelli's Eagle in northeastern Spain*. J. Raptor Res., 35(1): 9-14.
- Real, J., Hernández-Matías, A. (2012). Águila perdicera. Aquila fasciata. Pp. 190-191. 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.
- Real, R., Romero, D., Olivero, J., Estrada, A., Márquez, A. L. (2013). *Estimating How Inflated or Obscured Effects of Climate Affect Forecasted Species Distribution*. Plos One, 8 (1): e53646.
- Real, J., Bosch, R., Tinto, A. & Hernandez-Matias, A. (2016) *Identifying key habitats for the conservation of Bonelli's Eagle Aquila fasciata using radiotracking*. Ibis, doi: 10.1111/ibi.12372.
- Rico-Alcázar, Ll., Martínez, J.A., Morán, S. Navarro, J.R., Rico, D. (2001). *Preferencias de hábitat del Águila-Azor Perdicera (Hieraetus fasciatus) en Alicante (E de España) a dos escalas espaciales*. Ardeola, 48 (1): 55-62.
- Román, A., Real, R. Márcia, A., Vargas, M. (2005). *Modelling the distribution of Bonelli's eagle in Spain: implications for conservation planning*. Biodiv. Distrib., 111: 477-486.
- Sánchez-Zapata, J.A., Sánchez-Sánchez, M.A., Calvo, J.F., González, G., Martínez, J.E. (1996). *Selección de hábitat de las aves de presa en la región de Murcia (SE de España)*. Pp. 299-304. En: Muntaner, J., Mayol, J. (Eds.). *Biología y conservación de las rapaces mediterráneas, 1994*. SEO BirdLife. Madrid.
- Sánchez-Zapata, J.A., Calvo, J.F. (1999). *Raptor distribution in relation to landscape composition in semi-arid Mediterranean habitats*. J. Appl. Ecol., 36: 245-262.
- SEO (1981). *Primer censo de buitreras (1979)*. Ardeola, 26-27: 165-312.