

UNIVERSIDAD DE GRANADA
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA ANIMAL



**ECOLOGÍA DEL ÁGUILA PERDICERA EN SU ETAPA
PREADULTA:
DEL NIDO A LAS ÁREAS DE DISPERSIÓN**

Tesis Doctoral
Jesús Caro Hidalgo
Granada 2010

Editor: Editorial de la Universidad de Granada
Autor: Jesús Caro Hidalgo
D.L.: GR 3512-2010
ISBN: 978-84-693-5373-8

ECOLOGÍA DEL ÁGUILA PERDICERA EN SU ETAPA

PREADULTA:

DEL NIDO A LAS ÁREAS DE DISPERSIÓN

**Memoria que el Licenciado Jesús Caro Hidalgo presenta para aspirar al Grado de
Doctor por la Universidad de Granada**

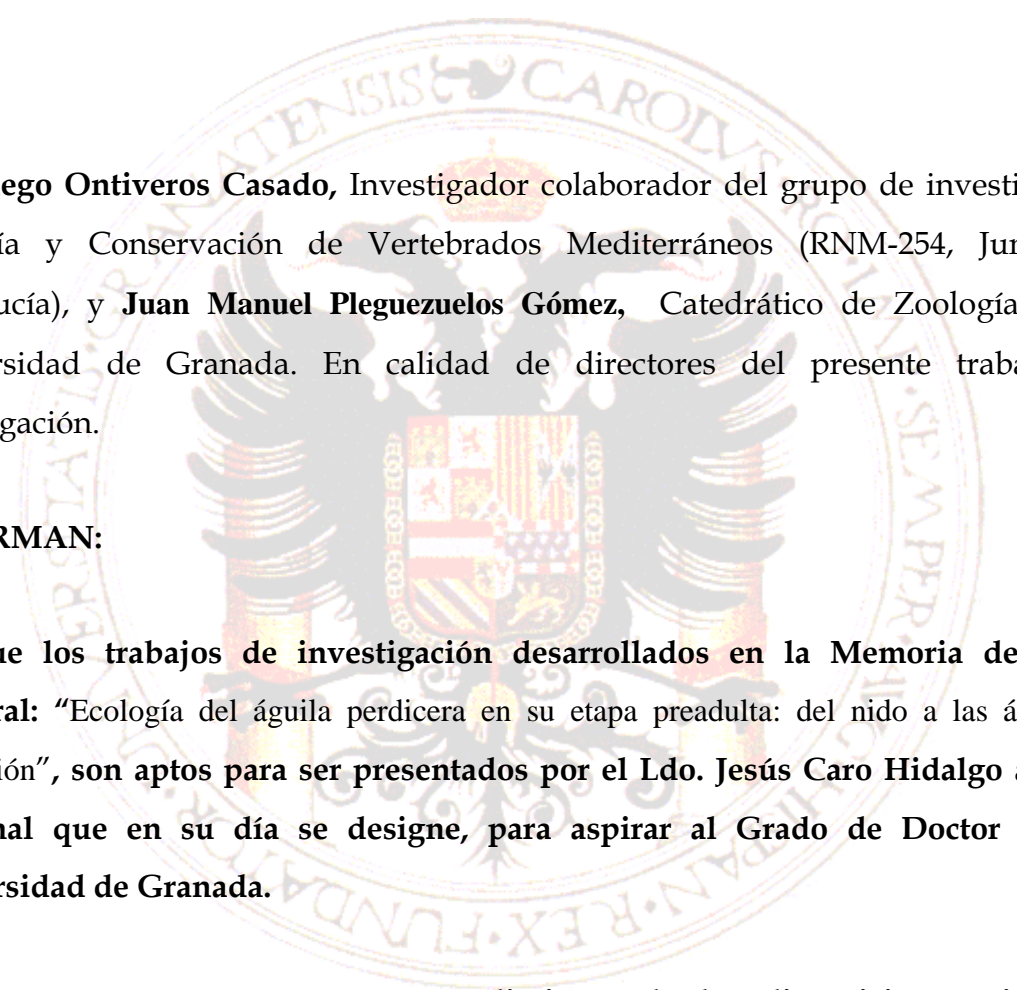
Esta memoria ha sido realizada bajo la dirección de:

Dr. Diego Ontiveros Casado

Dr. Juan Manuel Pleguezuelos Gómez

**Ldo. Jesús Caro Hidalgo
Aspirante al Grado de Doctor**

Granada, a 20 de junio de 2010

The seal of the University of Granada is a large, circular emblem in the background. It features a central shield with various heraldic symbols, including a crown on top and a sword. The shield is flanked by two lions. The text around the border of the seal includes "UNIVERSITAS GRANATENSIS" at the top and "SEMPER PARATI" on the right side. The shield itself has the motto "EODIE QUI PROBATUR" on either side.

Dr. Diego Ontiveros Casado, Investigador colaborador del grupo de investigación Biología y Conservación de Vertebrados Mediterráneos (RNM-254, Junta de Andalucía), y **Juan Manuel Pleguezuelos Gómez**, Catedrático de Zoología de la Universidad de Granada. En calidad de directores del presente trabajo de investigación.

INFORMAN:

Que los trabajos de investigación desarrollados en la Memoria de Tesis Doctoral: "Ecología del águila perdicera en su etapa preadulta: del nido a las áreas de dispersión", son aptos para ser presentados por el Ldo. Jesús Caro Hidalgo ante el Tribunal que en su día se designe, para aspirar al Grado de Doctor por la Universidad de Granada.

Y para que así conste, en cumplimiento de las disposiciones vigentes, firmamos el presente documento, en Granada a 20 de junio de 2007.

Diego Ontiveros Casado

Juan M. Pleguezuelos Gómez



La investigación presentada en esta Tesis Doctoral se ha realizado en el Departamento de Biología Animal de la Universidad de Granada.

ÍNDICE

1	ESTRUCTURA DE LA TESIS	1
2	INTRODUCCIÓN	2
2.1	Parásitos en nidos y supervivencia de los pollos. Cómo afecta en rapaces diurnas	3
2.2	Ecología de la dispersión. Importancia en rapaces diurnas	9
2.3	Las áreas de asentamiento temporal para dispersantes de rapaces diurnas	14
2.4	Estado de conocimiento del águila perdicera	16
2.5	Estado de conservación actual del águila perdicera en España	31
2.6	Objetivos de la Tesis	40
2.7	Referencias	43
3	ÁREA DE ESTUDIO, MATERIAL Y MÉTODOS GENERALES	60
3.1	Área de estudio	61
3.2	Metodología	65
3.3	Referencias	68
4.	CAPÍTULO 1: POSSIBLE FUNCTIONS OF ALTERNATIVE NESTS IN RAPTORS: THE CASE OF BONELLI'S EAGLE	70
4.1	Abstract	71
4.2	Introduction	72
4.3	Materials and methods	73
4.4	Results	76
4.5	Discussion	79
4.6	References	81
5.	CAPÍTULO 2: GREEN PLANT MATERIAL VERSUS ECTOPARASITES IN NESTS OF BONELLI'S EAGLE	85
5.1	Abstract	86
5.2	Introduction	87
5.3	Material and methods	88
5.4	Results	91
5.5	Discussion	92
5.6	References	96
6.	CAPÍTULO 3: HABITAT FEATURES OF SETTLEMENT AREAS USED BY FLOATERS OF BONELLI'S AND GOLDEN EAGLES	100
6.1	Abstract	101
6.2	Introduction	102
6.3	Methods	103
6.4	Results	108
6.5	Discussion	111
6.6	References	114
7	CAPÍTULO 4: THE FEEDING ECOLOGY OF BONELLI'S EAGLE (<i>AQUILA FASCIATA</i>) FLOATERS: IMPLICATIONS FOR CONSERVATION	119
7.1	Abstract	120
7.2	Introduction	121
7.3	Methods	122
7.4	Results	126
7.5	Discussion	128
7.6	References	131

8	CAPÍTULO 5: FENOLOGÍA DE PREADULTOS DE ÁGUILA PERDICERA Y ÁGUILA REAL EN ÁREAS DE DISPERSIÓN DEL SUR PENINSULAR, Y UN CASO DE TRANSFORMACIÓN DE UN ÁREA DE DISPERSIÓN A TERRITORIO REPRODUCTIVO	135
	8.1 Resumen	136
	8.2 Introducción	137
	8.3 Métodos	138
	8.4 Resultados	141
	8.5 Discusión	144
	8.6 Referencias	148
9	RECOMENDACIONES PARA LA GESTIÓN DEL ÁGUILA PERDICERA EN LA PENÍNSULA IBÉRICA QUE EMANAN DEL PRESENTE ESTUDIO	152
	9.1 Referencias	161
10	SÍNTESIS Y DISCUSIÓN DE LOS CAPÍTULOS	165
	10.1 Capítulo 1. Función de los nidos alternativos en rapaces	166
	10.2 Capítulo 2. Material verde en nidos de águila perdicera	168
	10.3 Capítulo 3. Áreas de dispersión utilizadas por el águila perdiera y águila real	169
	10.4 Capítulo 4. Dieta del águila perdicera en áreas de dispersión juvenil	171
	10.5 Capítulo 5. Fenología del águila perdicera y el águila real en áreas de dispersión	173
	10.6 Referencias	174

1. ESTRUCTURA DE LA TESIS

La presente Tesis Doctoral está estructurada en Introducción, Metodología, una serie de capítulos principales (capítulos 1-5), un apartado de Recomendaciones para su Gestión, una Síntesis y las Conclusiones. En el apartado de **Introducción** se revisan los antecedentes y el contexto teórico los distintos temas que se abordan en la tesis, y finaliza con un apartado en el que se detallan los **Objetivos** que se tratarán en cada uno de los capítulos.

El objetivo de apartado Metodología no es hacer una descripción completa de todos los métodos empleados en esta tesis, ya que se encuentran explicados con detalle en cada uno de los capítulos. Se pretende sólo describir de una manera general el área de estudio, así como aclarar ciertos aspectos no explicados en detalle en los diversos capítulos o justificar las pequeñas diferencias metodológicas entre algunos de ellos.

Los siguientes **cinco capítulos** conforman el cuerpo principal de esta tesis, abordando cada uno de los objetivos planteados en la Introducción. Cada uno de estos capítulos reproduce el texto íntegro, en inglés, de manuscritos enviados para su publicación en revistas científicas internacionales, indicándose si es un manuscrito enviado, aceptado o ya publicado, así como su referencia si es el último caso. Cada uno de ellos sigue la estructura típica de un artículo científico. Dados los diferentes formatos de las revistas a las que han sido enviados, puede haber pequeñas diferencias de un capítulo a otro de estructuración, formato o maquetación.

En el capítulo **Recomendaciones para la gestión del águila perdicera en la península Ibérica que emanan del presente estudio**, se hace una revisión bibliográfica de las distintas medidas propuestas hasta ahora para la gestión y conservación del águila perdicera (*Aquila fascista*, Syn = *Hieraaetus fasciatus*); se incluyen las que derivan de los cinco capítulos anteriores, tratando de dar una visión integradora para la gestión en el sur de la península Ibérica de esta especie amenazada, al menos en la fase preadulta.

En el apartado de **Síntesis y discusión de los capítulos** se discuten e integran los resultados más relevantes de cada uno de los capítulos.

Y por último, se enumeran las principales **Conclusiones** de la tesis.

2. INTRODUCCIÓN

2.1. Parásitos en nidos y supervivencia de los pollos. Cómo afecta en rapaces diurnas

Se define el parasitismo como una interacción biológica entre organismos de diferentes especies, en la que uno de los organismos, el parásito, consigue nutrientes u otros recursos que necesita del otro, el huésped u hospedador. Atendiendo al lugar donde se encuentra el parásito, pueden clasificarse en ectoparásitos si viven en el exterior de su hospedador (p. ej. piojos, moscas) o endoparásitos si viven en el interior del cuerpo de su hospedador (p. ej. nematodos intestinales).

Las interacciones entre parásitos y sus hospedadores representan uno de los tipos de relación más extendidos en la naturaleza, especialmente si se entiende el término parásito en sentido amplio, incluyendo desde bacterias hasta metazoos (Merino 2002); se estima que más de la mitad de los seres vivos son formas parásitas (Price 1980). Prácticamente todos los seres vivos sufren el ataque de parásitos en algún momento de su vida (Merino 2002). El parasitismo forma parte de la estructura fundamental de los ecosistemas, siendo un componente básico de los mismos (Møller 1994); interacciona con otros mecanismos ecológicos como la depredación, facilitando la eliminando los individuos enfermos de las poblaciones (Møller & Erritzøe 2000). Los parásitos pueden regular el tamaño poblacional de sus hospedadores (Anderson & May 1979), afectar a su estructura demográfica (Freeland 1976) o dirigir sus ciclos vitales (Dobson & Hudson 1992).

Efectos del parasitismo en aves

En aves, los efectos de los parásitos y los mecanismos de defensa frente a ellos, han sido muy estudiados en comparación con otros grupos; las aves ofrecen un buen sistema para estudiar cómo los parásitos pueden afectar a las poblaciones (Loye & Zuk 1991). En los últimos años un gran número de publicaciones han mostrado el papel que juegan los parásitos sobre aspectos tan diversos de la vida de las aves como la evolución de los ornamentos sexuales (Hamilton & Zuk 1982), el éxito reproductor (Merino & Potti 1995), el comportamiento (Barnard & Behnke 1990, Hart 1997), o la fisiología (Folstad & Karter 1992, Hillgarth & Wingfield 1997, Veiga et al. 1998).

El parasitismo causa la eliminación de los recursos energéticos de los hospedadores que podrían ser usados por estos últimos para su crecimiento, mantenimiento o reproducción (Møller 1997, Merino 2002). Un gran número de

estudios observacionales y experimentales han demostrado el efecto en el éxito reproductor de los parásitos hacia los hospedadores, por ejemplo, en el retardo de la reproducción, reducción del tamaño de puesta, reducción del tamaño de los pollos o disminución de su supervivencia (Shields & Crook 1987, Møller 1990a; Møller et al. 1990, Loye & Zuk 1991, de Lope et al. 1993, Clayton & Moore 1997, Hart 1997, Møller 1997, Allander 1998, Weddle 2000). También las mordeduras de algunos ectoparásitos pueden provocar infecciones en heridas, con la transmisión de enfermedades y de otros endoparásitos (Møller 1997).

A veces el coste en la eficacia biológica que provocan los parásitos puede ser sutil o leve (Merino 2002). Por ejemplo, en el cernícalo americano (*Falco sparverius*), se observó que el parasitismo por *Trichinella*, un parásito común en rapaces (ver apartado 2.4), no afectaba fuertemente la salud de las aves infectadas, pero producía la reducción del tiempo empleado de vuelo y en el acicalamiento del plumaje, lo que era atribuido al dolor muscular que producía la infección (Saumier et al. 1988).

Muchos de los efectos mencionados, especialmente la mortalidad del hospedador o reducción en su tasa de crecimiento, afectan mayoritariamente a los pollos nidícolas (Atkinson & van Riper 1991, Lehmann 1993), frecuentemente hospedadores de un gran número de ectoparásitos (Herman 1936, Rothschild & Clay 1952). El hecho que los nidos estén situados con frecuencia en un lugar sombrío, posean un ambiente estable donde los hospedadores (progenitores y pollos) pasan mucho tiempo, y en algunos casos sean reutilizados año tras año, da lugar a que los nidos sean un excelente hábitat para albergar un gran número de ectoparásitos artrópodos que se desarrollan y reproducen específicamente en este entorno (Stoner 1936, Powlesland 1978, Waage 1979, Marshall 1981, Bucher 1988). La fauna de los nidos incluye diferentes estadios de ectoparásitos, como larvas o adultos de los órdenes Hemiptera, Diptera, Siphonaptera o Phthiraptera, e Ixodida (Herman 1955, Crompton 1997, Hansell 2000, Puchala 2004). En el norte de Europa se han descrito hasta 20 especies de mosquitos que se alimentan exclusivamente o en ocasiones de aves (Jaenson 1990), y en algunas rapaces nocturnas y diurnas se han encontrado hasta 61 y 93 especies de invertebrados, respectivamente, muchas de ellas ectoparásitos (Phillips & Dindal 1990). Estos parasitan a los pollos o adultos mientras permanecen en el nido, succionándole sangre o alimentándose de diferentes tejidos; además les inyectan toxinas o actúan como vectores de muchas enfermedades (Scott & Edman 1991, Richner et al. 1995). En invierno, cuando el nido

no está ocupado, se refugian en el interior de estas estructuras a la espera de su reutilización por parte de las aves (Bucher 1988, Møller 1990a, Møller 1994).

Muchos estudios muestran claramente los costes de los ectoparásitos de los nidos en la eficacia biológica y en la mortalidad de los pollos, o en el abandono de nidos (Webster 1944, Neff 1945, Moss & Camin 1970, Møller 1990b, Lehmann 1993, Clayton & Tompkins 1994, Hart 1997), aunque otros no encuentran evidencias del coste del parasitismo en la supervivencia y crecimiento de los pollos (Loye & Carroll 1991, Rogers et al. 1991, Johnson & Albrecht 1993). No obstante, estos últimos no deben implicar una ausencia en el coste de la eficacia biológica de los pollos, ya que esta podría aparecer sólo en condiciones de estrés, como con una reducción del alimento, bajo condiciones climáticas adversas, o a lo largo de su etapa de preadultos, una vez abandonados los nidos (de Lope et al. 1993, Hart 1997, Merino 2002).

Algunos hospedadores son más susceptibles al parasitismo que otros. Por ejemplo, de forma general, las aves polígamas contienen más parásitos en sangre que las monógamas (Read 1991), y la densidad poblacional puede influir considerablemente sobre la probabilidad de parasitación (Møller & Erritzoe 1996, Brown & Brown 2002). En general, parece claro que la sociabilidad implica un mayor costo de parasitación (Hoogland & Sherman 1976). El hecho de que las especies solitarias no estén habituadas a soportar tanta carga parasitaria como las más sociales, implica que ante la eventualidad de una infección, las primeras podrán verse mucho más afectadas que las segundas (Merino et al. 2001). En este sentido, las especies con densidades poblacionales bajas también es difícil que se vean afectadas por los parásitos y sus efectos negativos derivados, que aumentarían su riesgo de extinción (Merino 2002). No obstante, estas especies pueden ser más susceptibles a enfermedades, debido a otras causas (p. ej. endogamia) que producen estrés (p. ej. reducción de la respuesta inmune), lo que podría contribuir a ser más parasitadas por una reducción de mecanismos defensivos (Merino 2002).

La eficacia y cantidad de los parásitos influye en el efecto que provocan en los hospedadores (Long 1982, van Riper et al. 1986, Goater & Holmes 1997), aunque esto no siempre ocurre (Goater & Holmes 1997); también interviene la habilidad del hospedador en evitar o compensar los efectos negativos de la parasitación, a través de mecanismos comportamentales de defensa (Holmes & Zohar 1990).

Mecanismos de defensa comportamentales en aves

Debido a que los parásitos disminuyen la eficacia biológica de sus hospedadores, la selección natural favorece la evolución de estrategias de defensa, como el sistema inmune, mecanismos físicos y fisiológicos, o respuestas comportamentales (Loye & Zuk 1991, Clayton & Wolfe 1993, Clayton & Moore 1997, Walkelin & Apanius 1997). Estos mecanismos de resistencia suelen ser energéticamente costosos (Hall 1985).

El comportamiento antiparasitario es la estrategia defensiva de la que más información se posee (Hart 1997). El comportamiento antiparasitario es aquel que evita, elimina o destruye los parásitos, y tiene un efecto positivo en el animal, su descendencia (crías) o su pareja (Hart 1997). Aunque también tiene un coste asociado en la reducción de la supervivencia o reproducción del hospedador; por ejemplo, el aseo o acicalamiento del plumaje puede llevar un coste en la distracción de la vigilancia sobre depredadores (Redpath 1988).

Son muy diversos los mecanismos comportamentales antiparasitarios. Los hospedadores cambian su comportamiento para eludir el parasitismo o como consecuencia directa de la parasitación (Merino 2002). Por ejemplo la postura que adoptan muchas aves para dormir escondiendo la cabeza debajo del ala y encogiendo la pata, puede servir para reducir el área expuesta a la picadura de insectos, aunque también sirva como mecanismo para reducir la pérdida de calor (Merino 2002). Mucho de los ectoparásitos en aves son comedores de plumas (Hart 1997); el acicalamiento con el pico es un claro comportamiento de defensa contra ectoparásitos, y una deformación en el pico incrementa el número de parásitos en un ave (Pomeroy 1962).

Existe una gran variedad de comportamientos para disminuir o evitar el efecto de los parásitos en los nidos (Bucher 1988, Clayton & Wolfe 1993). Por ejemplo, las aves pueden evitar estar expuestas a un gran número de parásitos nidificando al inicio de la primavera para poder abandonar el nido antes de que la carga parasitaria alcance niveles demasiado elevados (Duffy 1991); igualmente los pollos pueden abandonar el nido antes de finalizar su crecimiento y evitar los picos de parasitación (Loye & Carroll 1991). Las hembras de algunas aves han sido observadas eliminando directamente ectoparásitos de los nidos (Clarke & Robertson 1994). Las heces de los pollos y progenitores son una fuente de transmisión de parásitos (huevos, larvas de parásitos intestinales, bacterias, etc.) que provocan infecciones en los pollos; así muchas aves realizan limpieza del nido, eliminando los sacos fecales de los pollos, o directamente progenitores y pollos se cuidan de defecar fuera del nido (Hart 1997).

Como el uso prolongado de un nido lleva a la acumulación de macro y microparásitos, las aves pueden enfrentarse al problema de construir un nuevo nido y competir por un nuevo sitio de cría en cada temporada, o reutilizar un nido año tras año (Davis et al. 1971, Hubalek 1978, Møller 1994, Hansell 2000). Cuando se construye un nuevo nido, la carga parasitaria disminuye; sin embargo, si se reutiliza un nido viejo en sucesivas puestas, la energía y tiempo que se ahorra en su construcción puede emplearse en la realización de un mayor esfuerzo reproductor, es decir, una nueva puesta o mayor tamaño de puesta (Skutch 1976). Como todos los nidos viejos no están igual de infestados, también podrían seleccionar aquellos con menos carga parasitaria (Hart 1997).

Asimismo se han descrito otros comportamientos más específicos. Por ejemplo, algunas especies de oropéndolas del género *Zarhynchus* y *Psarocolius* nidifican cerca de nidos de avispas y abejas que reducen la infestación de larvas de moscas en pollos (Smith 1968). También se ha descrito el posible beneficio de la captura de culebrillas ciega delgada de Texas (*Leptotyphlops dulcis*) vivas por parte del autillo americano (*Otus asio*), ya que estas sobreviven cierto tiempo en los nidos a base de alimentarse de las larvas de determinados artrópodos que podrían atacar a los pollos (Gehlbach & Baldrige 1987).

Uno de los comportamientos mejor estudiados ha sido la introducción de plantas con sustancias que tienden a inhibir el crecimiento de los artrópodos y microorganismos (Meyers 1922, Wimberger 1984, Clark & Mason 1985, Clayton & Wolfe 1993). Algunas aves aportan material verde que no forma parte de la estructura en sus nidos; es colocado alrededor o en su interior, durante el periodo de incubación y cría (Brown & Amadon 1968, Beebe 1976, Collias & Collias 1984).

Una amplia variedad de plantas contienen componentes químicos que son venenosos o repelentes, que actúan como defensas contra los insectos u otros herbívoros que se alimentan de ellas; a estos compuestos biocidas se les denomina componentes secundarios de las plantas (Levin 1971, Rosenthal & Janzen 1979, Secoy & Smith 1983, Hart 1997). Estos compuestos son en su mayoría hidrocarburos, principalmente monoterpenos e isoprenos (Rasmussen 1972). Cuando se comprobó que algunas plantas tenían efecto antiparasitario, algunos ornitólogos sospecharon que aves que reutilizaban los nidos podían usar plantas ricas en componente secundarios como defensas contra los parásitos (Clark 1991a). Así, Johnston & Hardy (1962) observaron como la golondrina azulnegra (*Progne subis*) aportaba material verde al nido justo antes de la puesta de los

huevos y durante la incubación, y lo relacionaban con el control de los parásitos en nido. Un comportamiento similar se ha observado en el gorrión común (*Passer domesticus*) (Sengupta 1981). Luego, Clark & Mason (1985 y 1988) encontraron que el estornino pinto (*Sturnus vulgaris*) seleccionaba una serie de plantas preferentes para aportarlas al nido, y las plantas seleccionadas, en relación a las no seleccionadas, retardaban la incubación de los parásitos; además, eliminando el material verde del nido se incrementaba el número de piojos del género *Menacanthus*. Lambrechts & Dos Santos (2000) propusieron la “hipótesis del efecto popurri”, según la cual la mezcla de diferentes plantas aromáticas en los nidos suministra más beneficios que la presencia de un sólo tipo de planta, siendo un mecanismo más eficaz contra parásitos.

A pesar de los numerosos estudios que prueban la efectividad de este comportamiento en la reducción y control de parásitos (Lafuma et al. 2001), otros no revelan que el aporte de material verde en los nidos provoque una disminución de la carga de parásitos (Clayton & Wolfe 1993), por lo que no deben descartarse otras hipótesis no excluyentes (Newton 1979, Clark 1991a, 1991b, Hansell 2000, Veiga et al. 2006). La aportación de material verde puede servir para i) la limpieza e higiene del nido (ocultando los restos de alimento y heces; Newton 1979); ii) mejorar directamente la salud de los pollos, estimulando su sistema inmune y haciéndolos más resistentes a los parásitos (hipótesis del fármaco; Gwinner et al. 2000); iii) suministrar sombra, aislamiento o mantener la humedad, reduciendo la tasa de desecación de los huevos (Taverner 1933, Sengupta 1968, Bush & Gehlbach 1979, Clark 1991a); iv) ocultar el nido ante depredadores, o por el contrario, ser una señal de advertencia de que el nido está ocupado (Skutch 1976, Newton 1979, Bucher 1988); v) como una exhibición del cortejo, para afianzar los lazos de pareja o aquellos utilizados por parte de los machos como un estímulo para que las hembras realicen un mayor esfuerzo reproductivo (Fauth et al. 1991, Brower & Komdeur 2004, Veiga et al. 2006).

Existen pocos estudios en rapaces sobre el comportamiento antiparasitario. Esto se debe a que la demostración de los efectos negativos causados por los parásitos sobre sus hospedadores necesita de la alteración experimental de los niveles de infección (Keymer & Read 1991, Merino et al. 2000), y las rapaces suelen encontrarse en densidades poblacionales bajas, son difíciles de manipular o acceder a sus lugares de nidificación, y muchas de ellas se encuentran amenazadas. Además, comparado con otros factores, hasta ahora se acepta que el efecto de los parásitos o enfermedades

producidas por estos tiene una importancia menor en el éxito reproductor y supervivencia de las rapaces (Newton 1979).

La construcción y el mantenimiento de nidos requieren un gran esfuerzo, especialmente en rapaces (Newton 1979, Collias & Collias 1984). Algunas especies llegan a tener más de 15 nidos en sus territorios (Beecham & Kochert 1975, Ontiveros 1999), por lo que cabe esperar que la construcción de tantos nidos tenga alguna función biológica. Se han desarrollado diferentes hipótesis no excluyentes que expliquen este comportamiento en rapaces (Newton 1979): i) los nidos son señales territoriales que evitan la competencia intra e interespecífica (Newton 1979); ii) las parejas construyen un nuevo nido tras el fracaso reproductivo, que pueden ser usados en temporadas sucesivas de cría (Postupalsky 1974, Brown 1976); iii) la presencia de nidos alternativos facilita el cambio del lugar de nidificación si se producen molestias o el nido es tomado por otra especie (Newton 1979); iv) como un mecanismo antiparasitario.

Para esta última hipótesis se ha encontrado una asociación significativa entre la reutilización de nidos y el aporte de material verde durante la nidificación en 49 rapaces de Norteamérica y Europa; así de las 28 especies que aportaban material verde, 22 reutilizaban el mismo nido en diferentes temporadas de cría (Wimberger 1984). También se ha encontrado una asociación similar entre paseriformes de Norteamérica (Clark & Mason 1985). Wimberger (1984) descarta en rapaces otras hipótesis expuestas para las aves en general (ver revisión en Veiga et al. 2006), o en rapaces en particular (Newton 1979). Por ejemplo, la aportación de material verde no puede ser un mecanismo de higiene del nido, pues se hace también antes de que este se ensucie (p. ej. en la incubación). También rechaza que pueda ser un mecanismo de señal de ocupación de nidos, ya que se produce a lo largo de todo el periodo de cría, incluyendo la fase de incubación y la estancia de los pollos en los nidos (Wimberger 1984). Por último, rechaza la hipótesis de que sea un componente para mantener la humedad en el nido, ya que muchas de las rapaces en las que se ha observado este comportamiento habitan en ambientes de por sí húmedos (Wimberger 1984).

En rapaces, los individuos que sobreviven a los efectos de la parasitación en nido tienen, tras abandonarlo, una fase de dependencia, en la que permanecen en el territorio parental durante un periodo de tiempo variable; y posteriormente comienza el periodo de dispersión juvenil (Newton 1979).

2.2. Ecología de la dispersión. Importancia en rapaces diurnas

La dispersión es un proceso con consecuencias importantes en las poblaciones, que implica una serie de beneficios y costes. En aves se han descrito distintas fases y tipos, que puede variar tanto entre especies como entre individuos de una misma especie. En rapaces los estudios de dispersión son escasos a pesar de tener consecuencias ecológicas importantes que afectan a la persistencia de poblaciones de una especie.

La dispersión es uno de los fenómenos más importantes de la Biología de Poblaciones, y aunque aún es proceso poco entendido, sus efectos en la ecología de las especies han sido muy discutidos en los últimos años (Johnson & Gaines 1990, Dieckmann et al. 1999, Baguette & Van dick 2007, Morrison & Bohall 2009). El proceso de dispersión depende de los individuos y su comportamiento, y tiene consecuencias ecológicas importantes que afecta a la distribución, dinámica, persistencia y estructura genética de las poblaciones (Greenwood 1980, Horn 1983, Moorcroft et al. 1999, Clobert et al. 2001, Johnson & Gaines 1990, Delgado & Penteriani 2008), teniendo implicaciones para la gestión y conservación de especies amenazadas (Morrison & Bohall 2009).

En un contexto biogeográfico amplio, la dispersión permite a una especie aumentar el rango de distribución (Clobert et al. 2001). A menor escala espacial afecta a la abundancia y distribución de poblaciones, permitiendo que respondan a cambios en las condiciones ambientales locales (Newton 2003). Desde una perspectiva genética y evolutiva, influye en la estructura genética de las poblaciones, determinando y promoviendo el flujo genético entre individuos de diferentes localidades (Clobert et al. 2001). En general, especies que muestran mayor fidelidad al lugar de nacimiento y se dispersan a menor distancia, muestran mayores diferencias subespecíficas y tienen más poblaciones adaptadas a determinadas condiciones locales. En contraste, las especies que recorren grandes distancias en la dispersión muestran pocas diferencias genéticas o morfológicas, ya que se promueve el intercambio genético que actúan contra las adaptaciones a las condiciones locales de las poblaciones (Newton 2003).

Entre las distintas presiones selectivas que se supone han favorecido la dispersión animal, destacan el riesgo de extinción, la competencia intraespecífica, la variación espacial y temporal de la calidad de los hábitats, o la de evitar la endogamia (Van Valen 1971, Comins et al. 1980, Hastings 1983, Levin et al. 1984, Shields 1987).

Para un individuo dispersarse implica una serie de beneficios y costes (Bengtsson 1978, Newton 2003). Para los juveniles, permanecer en el área natal supone ventaja (p. ej. disponibilidad trófica conocida, evitación en cierta medida de depredación). Mientras que según algunos modelos teóricos la dispersión tiene inconvenientes asociados; por ejemplo, reduce la supervivencia o fecundidad; (Johnson & Gaines 1990). Sin embargo, la dispersión permite la localización de mejores áreas de establecimiento, con abundancia esporádica de un determinado recurso, evita competencia por los recursos entre conespecíficos, permite la localización de nuevos recursos tróficos, o reduce la endogamia (Newton 2003).

Se denomina dispersión al proceso en el que un organismo se mueve hacia un área, donde pretende establecerse, fuera de un rango de distribución originario (Krebs 2001, Huggett 2004). Los organismos se dispersan como propágulos; en plantas y hongos estos son las estructuras que se utilizan para la reproducción (semillas, esporas, tallos, etc.). En animales los propágulos son un pequeño sector de la población con capacidad de colonizar nuevas áreas (huevos, juveniles, machos o hembras, etc.) (Huggett 2004).

En general el concepto de dispersión en aves se utiliza para describir los movimientos de individuos sin dirección y distancia fija que favorecen el intercambio entre poblaciones (Belthoff & Ritchison 1980, Penteriani & Delgado 2009). A diferencia de los movimientos migratorios, los individuos no se desplazan con un rumbo y distancia determinada, de manera periódica o estacional (Newton 2003). La dispersión es una característica innata de las aves, y aunque con frecuencia se ha considerado como un rasgo fijo a nivel de especie, es un proceso complejo que involucra el comportamiento diferencial intraespecífico (Swingland 1983, Serrano et al. 2001, Delgado & Penteriani 2008). Puede estar influenciada por factores intrínsecos de los individuos (p. ej. condición física o fitness), o extrínsecos (p. ej. densidad poblacional, calidad del hábitat, interacciones intra e interespecíficas, Clobert et al. 2001), por lo que el comportamiento de una especie puede variar entre poblaciones e individuos.

En el proceso general de dispersión, el comportamiento de las aves viene determinado fundamentalmente por la búsqueda de alimento (Ferrer 1993a, 2001, Watson 1997), y pueden diferenciarse tres fases diferentes (Andreassen et al. 2002, Clobert et al. 2004, Bowler & Benton 2005, Baguette & Van Dyck 2007), La fase inicial (“star”) se produce cuando el individuo deja el lugar de nacimiento; en la fase

errante (“wandering”) los dispersantes se desplazan sin asentarse en algún lugar de manera temporal o fija (sensu Penteriani et al. 2006a), y están explorando áreas distintas durante un tiempo antes de establecerse; en la fase de parada (“stop”) el individuo se asienta en un área de manera estable, bien en un área temporal (ver apartado 2.3), bien en un territorio propio de cría (Penteriani & Delgado 2009).

En aves se han descrito diferentes tipos de dispersión (Newton 2003). La dispersión juvenil es aquella en la que los individuos se mueven desde el área de nacimiento al lugar de primera reproducción (Greenwood 1980, Ronce 2007). La dispersión reproductora son los desplazamientos entre dos zonas de reproducción sucesivas, suele producirse después de un fracaso reproductor, o se incrementa con la edad (Greenwood 1980, Newton 2003). Por último, la dispersión no reproductora de adultos son los movimientos que se producen entre los diferentes lugares de invernada, aunque también hace referencia a los desplazamientos para la búsqueda de alimento (Newton 2003). Sólo la dispersión juvenil y la reproductora promueven el intercambio genético entre poblaciones, y en general, en la juvenil los individuos realizan movimientos más largos que en la dispersión reproductora (Brown & Amadon 1968, Newton 1979, Paradis et al. 1998).

Por su importancia y repercusión, en los últimos años se ha incrementado el interés por el conocimiento de la dispersión entre ecólogos y biólogos de poblaciones (Kot et al. 1996, Fagan 1997, McCarthy 1997, Walters 2000, Bennetts et al. 2001). No obstante, en rapaces siguen habiendo pocos estudios sobre dispersión, probablemente porque los datos son difíciles de obtener, y porque la magnitud de los movimientos son muy grandes, dificultando este tipo de estudios (Clark et al. 2004).

Hasta ahora, los estudios de dispersión en rapaces sobretodo se han centrado en identificar qué factores de los reproductores o características ambientales de las áreas de reproducción determinan las pautas de dispersión (Morrison & Wood 2009). Más raramente, el foco ha sido el proceso contrario, es decir, la relación entre el segmento dispersante de la población y la dinámica de la población reproductora (Danchin & Cam 2002). Así, muchos de los estudios sobre la dispersión en rapaces describen los patrones y tiempo de movimiento de los dispersantes, y qué factores explican los diferentes patrones de movimiento de los individuos (Morrison & Wood 2009). Por ejemplo, han analizado la relación entre el inicio de la dispersión (abandono definitivo del área natal) y factores como tamaño de puesta, fecha de nacimiento de los pollos, edad, sexo, calidad de los progenitores o del hábitat, éxito de la reproducción, densidad poblacional,

factores ambientales como la temperatura o disponibilidad del presas (Newton 1979, Newton & Marquiss 1983, Ferrer 1993b, Korpimäki 1993, Ferrer & Harte 1997, Negro et al. 1997, Wood et al. 1998, Mínguez et al. 2001, Serrano et al. 2003, McIntyre & Collopy 2006, Soutullo et al. 2006). No obstante, hay pocas estudios sobre la interacción entre los dispersantes y la disponibilidad de hábitats o recursos tróficos que afectan a la supervivencia de los individuos, y posiblemente, la persistencia de sus poblaciones (Penteriani et al. 2005a). Los efectos de la mortalidad en la población dispersante en la población reproductora también han recibido hasta ahora poca atención (Penteriani et al. 2005b).

Muchos de los factores que afectan a la dinámica de poblaciones tienen su origen en procesos que actúan en una fracción de la población (Harding & McNamara 2002). Una población podría verse como un sistema estratificado, dividido en pequeñas subunidades diferentes (p. ej. individuos dispersantes - individuos reproductores, o áreas de asentamiento temporal - áreas de reproducción). Así, la persistencia de la población total no sólo dependerá de la dinámica dentro de la unidad reproductora, pues también afecta la probabilidad que los dispersantes sobrevivan y se integren en un futuro a la fracción reproductora (Penteriani et al. 2005a).

El conocimiento limitado en la dispersión y sus efectos en las dinámica de poblaciones es especialmente necesario en grandes rapaces, muchas de ellas foco de atención en planes de conservación (Morrison & Humphrey 2001, Buchanan 2004, Balbontín 2005, Catlin et al. 2005). Los estudios sobre la biología de las especies se utilizan frecuentemente para designar estrategias de gestión de las especies (Newton et al. 1981). Por tanto, son necesarios estudios detallados sobre los requerimientos ecológicos durante la importante etapa de dispersión. También, los análisis de viabilidad poblacional (AVP) son cada vez más utilizados para la gestión y conservación de especies, siendo necesario contar con información fiable sobre todos los aspectos de la dinámica poblacional de las especies, incluyendo la etapa de dispersión (distancia recorrida, tasa de dispersión o mortalidad de los individuos; Ruckelshaus et al. 1997, South 1999, Mooj & DeAngelis 2003, Morrison & Bohall 2009).

2.3 Las áreas de asentamiento temporal para dispersantes de rapaces diurnas

En rapaces, los requerimientos ecológicos de los juveniles pueden ser distintos a los de adultos. En algunas especies los dispersantes pueden concentrarse en determinadas zonas denominadas áreas de asentamiento temporal o áreas de dispersión juvenil. El conocimiento de las características de estas áreas es importante para los planes de gestión y conservación de especies amenazadas.

En muchas especies de aves rapaces territoriales, el comportamiento de los juveniles difiere considerablemente al de los adultos (Newton 1979, Omland & Hoffman 1996, Bustamante et al. 1997). Los adultos pueden permanecer en un territorio fijo que es defendido durante todo el año, a lo largo de muchos años; los juveniles, después de abandonar el área de nacimiento, emprenden movimientos errantes fuera de los territorios de cría. Esta etapa es crítica para la supervivencia de los juveniles, pues tienen poca habilidad para cazar y se enfrentan a cambios en la disponibilidad de recursos en un medio desconocido. Por esto, los juveniles de algunas especies de aves rapaces tienden a localizarse en zonas con alta disponibilidad de alimento, “áreas de asentamiento temporal” o “áreas de dispersión juvenil”; en ellas permanecen durante un período de tiempo variable antes de incorporarse a la población reproductora (González et al. 1989, Ferrer 1993a, Mañosa et al. 1998, Balbontín 2005, Delgado & Penteriani 2005). Las áreas de dispersión juvenil han sido descritas para varias rapaces como el águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*) (Ferrer 1993a), azor común (*Accipiter gentilis*) (Walls & Kenward 1994), busardo ratonero (*Buteo buteo*) (Walls & Kenward 1995, 2001), águila real (*Aquila chrysaetos*) (Bautista et al. 2004, Cadahia et al. 2004, Díaz 2004), y el águila perdicera (Mañosa et al. 1998, Balbontín 2005, Cadahía et al. 2005). Estas áreas son utilizadas año tras año por diferentes individuos simultáneamente, en ocasiones de diferentes especies, y en distintos períodos el año (Ferrer 1993b, c, Ferrer & Harte 1997, Bautista et al. 2004, Cadahia et al. 2005, Delgado & Penteriani 2005, Balbontín & Ferrer 2009). Además de poseer una alta abundancia de presas, se caracterizan por estar fuera de los territorios de los adultos evitando la competencia con la población reproductora, tienden a presentar hábitats más abiertos y humanizados que las áreas de reproducción, y coincidir en muchas ocasiones con importantes comarcas cinegéticas (Mañosa et al. 1998, Ferrer 2001, Balbontín 2005, Cadahia et al. 2005). Para el águila imperial ibérica existe una selección hacia las

dehesas, evitando medios humanizados y alterados como áreas con cultivos de regadío y carreteras (Ferrer & Harte 1997).

La abundancia de juveniles en las áreas de asentamiento varía a lo largo del año (Mañosa et al. 1998), probablemente por la combinación de diversos factores como la disponibilidad de las presas principales, la mortalidad juvenil o los procesos propios de dispersión (Mañosa et al. 1998, Penteriani et al. 2006b).

El objetivo de la mayoría de planes de recuperación para especies amenazadas ha sido proteger a la población reproductora a través de medidas que permitan una productividad elevada, asumiendo que así se garantizará su supervivencia (Giron-Pendelton et al. 1987). Sin embargo, los patrones y dinámicas que son observados en el fracción reproductora de la población pueden tener su origen en patrones y dinámicas que se producen en la fase de dispersión, y en algunos casos en las áreas de asentamiento temporal (Penteriani et al. 2006a, 2008, Ferrer & Penteriani 2008). Además, algunos estudios de ecología de poblaciones han fracasado por no considerar la importancia de la fracción no reproductora, considerándose habitualmente una entidad poblacional sin identidad, cuya principal característica es su tasa de inmigración (Tamarin 1978, Lomnicki 1988, Sutherland 1996), sin tener en cuenta el contacto espacio-temporal con las población reproductora (Clobert et al. 2001, Bullock et al. 2002). Sin embargo, es obvio pensar que en las poblaciones animales la fracción reproductora proviene de la dispersante o no reproductora, siendo esta última un factor determinante en la estructura, dinámica y estabilidad de las poblaciones (Forsman et al. 2002).

Los estudios sobre selección de hábitats o requerimientos ecológicos de las especies, son usados con frecuencia para designar estrategias de conservación para rapaces amenazadas (Soulé & Wilcox 1980, Bednarz & Dinsmore 1981; Newton et al. 1981, González et al. 1992, Donázar et al. 1993, Rodrigues 1994). Pero la mayoría de estos estudios sólo consideran las zonas de reproducción, sin tener en cuenta la importancia que suministra la disponibilidad de hábitats para los juveniles o su ecología trófica. En este sentido, el estudio de la dieta es fundamental (Newton 1979), ya que la información que se obtiene ayuda a los gestores del medio natural a preservar las poblaciones (Iezekiel et al. 2004); aunque existen muchos estudios detallados sobre las hábitos alimentarios de las rapaces paleárticas (Cramp & Simmons 1980), son pocos los que han incluido la población no reproductora en sus análisis (Valkama et al. 2005).

Los factores que afectan a la supervivencia durante la etapa no reproductora tienen consecuencias importantes en la estabilidad de poblaciones de algunas rapaces (Real & Mañosa 1997, Carrete et al. 2005, Soutullo et al. 2008, Morrison & Bohall 2009). Penteriani et al. (2005a) concluyeron para el águila imperial ibérica, que la persistencia de los dispersantes en las áreas de asentamiento temporal puede estar muy relacionada con el número de áreas disponibles. La contribución demográfica de los dispersantes en una situación de baja mortalidad compensa pérdidas importantes de individuos reproductores en las áreas de cría, reduciéndose el riesgo de extinción del segmento de la población reproductora, lo cual puede ser considerado análogo al “efecto rescate” (Brown & Kodric-Brown 1977). Por tanto, una alta disponibilidad de áreas de asentamiento temporal fuera de núcleos de reproducción debe permitir un mayor reclutamiento en las áreas reproductoras vecinas y reducir la mortalidad juvenil (González et al. 1989), lo que debe a su vez ayudar a frenar el declive de subpoblaciones más amenazadas (Mañosa et al. 1998).

Así, el conocimiento preciso de las áreas de asentamiento temporal o de las rutas de dispersión suministra oportunidades para la conservación de las especies y el manejo de los hábitats (Penteriani & Delgado 2009). Estas áreas son habitualmente desconocidas, así el comportamiento y requerimientos de los dispersantes dentro de ellas permanece poco estudiado (Penteriani et al. 2005a). Las áreas de asentamiento temporal suelen estar mucho menos protegidas que los territorios de cría (Penteriani et al. 2005a), particularmente en la península Ibérica, pues la mayor parte de los espacios protegidos están en montaña (donde medran las poblaciones reproductoras de rapaces) y menos en zonas bajas (donde están las áreas de asentamiento de los flotantes de las mismas especies de rapaces). Se incrementa por tanto el riesgo de mortalidad de los individuos dispersantes en donde pasan un importante periodo de su vida hasta que se reproducen por primera vez (Penteriani & Delgado 2009). Entre los factores de amenaza descritas en las áreas de asentamiento destacan la destrucción del hábitat, muerte por electrocución y persecución directa (Real 2004, Ferrer & Harte 1997, ver apartado 2.5).

2.4. Estado de conocimiento del águila perdicera

El conocimiento de los requerimientos ecológicos, tasas reproductivas, causas de mortalidad, etc., en general lo que ha venido a llamarse la historia natural de una especie, se hace imprescindible para el adecuado manejo y gestión de el águila perdicera

(*Aquila fascista*, Syn = *Hieraaetus fasciatus*). En las líneas que siguen se realiza una revisión sobre el estado de conocimiento de la historia natural del águila perdicera. La mayoría de los datos disponibles sobre la biología de esta rapaz, tanto de la fracción reproductora como de la no reproductora, corresponden al Paleártico Occidental, y más concretamente a la península Ibérica. El interés que ha despertado la población ibérica de águila perdicera entre investigadores y naturalistas ha permitido que en la actualidad exista una gran cantidad de información publicada sobre cualquier aspecto de su biología y problemática (Ontiveros et al. 2004).

En la base de datos del *Science Citation Index* (SCI) hay 61 artículos en los últimos diez años (2000-2009) sobre las poblaciones peninsulares de esta rapaz; de estos artículos, 16 incluyen específicamente a la fracción dispersante o no reproductora de la población. El estado de conocimiento que se tiene es mucho mayor al de las otras dos grandes rapaces diurnas presentes en la península Ibérica, el águila imperial ibérica y el águila real. En este mismo periodo de tiempo en SCI existen sobre las poblaciones ibéricas de águila imperial y águila real 53 publicaciones (8 de ellas sobre la fracción no reproductora) y 26 publicaciones (cuatro de ellas sobre la fracción no reproductora), respectivamente. Así, en los últimos diez años el número de publicaciones sobre águila perdicera duplica a las de águila real. Comparando con el águila imperial, también se ha publicado sobre águila perdicera casi el doble de algún aspecto relacionado con los individuos no reproductores. No obstante hay un importante volumen de información sobre el periodo de dispersión del águila imperial ibérica publicado en la década de 1990.

Taxonomía

Hasta 1.822 no se describió para la ciencia un ave rapaz de tamaño considerable que habitaba el sur de Europa, bautiza por Vieillot como *Aquila fasciata*, siendo pues una de las última rapaces europeas incorporadas al registro taxonómico (Ontiveros 2000).

Posteriormente, y en base a caracteres morfológicos, esta rapaz se incluyó dentro del género *Hieraaetus*, y cambió su denominación a *Hieraaetus fasciatus* (Brown & Amadon 1968). Las águilas pertenecientes al género *Hieraaetus* se caracterizan por ser de pequeño o mediano tamaño, poseer alas largas y colas medianas o largas, tarsos emplumados, usualmente sin crestas, y pueden presentar fases de coloración; se localizan en áreas ligeramente forestadas y nunca se alimentan de carroña (Brown & Amadon 1968).

Sin embargo, estudios recientes basados en análisis de ADN nuclear y mitocondrial muestran que el género *Hieraaetus* es parafilético (Helbig et al. 2005, Lerner & Mindell 2005). Las especies de pequeño tamaño formarían un grupo monofilético (*H. pennatus*, *H. morphnoides* y *H. ayresii*), y las de mayor tamaño (*H. fasciatus* y *H. spilogaster*) están más próximas a especies del género *Aquila*, debiendo incluirse en este grupo (Helbig et al. 2005, Lerner & Mindell, 2005). Hasta el año 2009 no se ha generalizado en las publicaciones científicas la utilización de *Aquila fasciata* para nominar al águila perdicera. Por este motivo en los capítulos de la presente tesis que ya han sido publicados o aceptados en revistas científicas se mantiene el anterior nombre científico *Hieraaetus fasciatus*, y para el resto se designa como *Aquila fasciata*.

La taxonomía de las águilas perdiceras ha sido objeto de debate (Parellada 1984, Lerner & Mindell 2005); dependiendo de los autores se ha considerado la existencia de varias subespecies (*H. fasciatus fasciatus*, *H. f. spilogaster*) o estas se han diferenciado a nivel de especie (*H. fasciatus*, *H. spilogaster*) (Brown & Amadon 1968, Parellada 1984, Ferguson-Lees & Christie 2001). Estudios genéticos han demostrado una elevada diferenciación genética entre ambos taxones, mayor que entre otras especies próximas a estos (Lerner & Mindell 2005). Sin embargo estos autores señalan que es necesario realizar estudios genéticos con un tamaño de muestra mayor a el fin de determinar si *H.f. spilogaster* debe ser finalmente elevada al rango específico.

Morfología

Águila de mediano tamaño, con unas alas más cortas, anchas y redondeadas que otras especies del género *Aquila*, con cabeza algo pequeña, cuello largo, y garras proporcionalmente grandes (Ferguson-Lees & Christie 2001). La longitud media 62-75 cm, longitud de la cola 23-26 cm, y envergadura alar 150-180 cm (Cramp 1998). Las poblaciones del sur de Europa y del norte de África tienen menor talla que las de India (Cramp & Simmons 1980). El tamaño de los macho es un 10% menor al de las hembras (Cramp 1998, Ferguson-Lees & Christie 2001).

El conocimiento de los patrones de muda es fundamental para conocer la edad de muchas rapaces (Edelstam 2001). La muda en el águila perdicera se realiza de manera paulatina, todos los años suelen cambiar todas las primarias y rectrices y gran parte de las secundarias. La caída de las plumas comienza en febrero-marzo, extendiéndose normalmente hasta principios de otoño, algunos ejemplares mudan

durante todo el año, siendo la secuencia de muda de las primarias irregular (Glutz von Blotzheim et al. 1971, Forsman 1999).

El plumaje es muy variable según la edad de los individuos, pudiéndose diferenciar hasta cuatro clases de edad (Parellada 1984, Forsman 1999, Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía 2006):

- Adulto (a partir del cuarto año de vida): Por encima marrón oscuro con una mancha blanca más o menos amplia en el dorso; por debajo alas oscuras (densamente barreadas); vientre blanco con manchas marrones en forma de gota; cola gris con barras poco visibles y una ancha banda sub-terminal (Cramp 1998, Ferguson-Lees & Christie 2001). Borde de ataque del ala blanco (Parellada 1984). Este plumaje se va oscureciendo gradualmente con los años (Forsman 1999). Las hembras suelen ser menos claras que los machos, con las plumas de vuelo netamente marcadas, calzas más oscuras y vientre más moteado que el macho (Parellada 1984, Ferguson-Lees & Christie 2001).
- Subadulto (tercer año de vida): Similar al adulto pero con la parte ventral de las primarias más claras y más densamente barreadas, y las manchas del pecho más anchas (Forsman 1999), no presenta borde de ataque del ala blanco (Parellada 1984).
- Inmaduro (segundo año de vida): Dorso marrón oscuro, infracobertoras alares y pecho color canela, sin apenas manchas en este último, plumas con banda más oscura terminal en las infracobertoras mayores y subterminal en rémiges secundarias; plumas de vuelo de diferentes tonalidades, donde destacan las nuevas por ser más oscuras (Parellada 1984, Forsman 1999, Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía 2006).
- Juvenil (ave en su primer año de vida): Parecido al inmaduro pero sin banda oscura terminal en rémiges y rectrices (Forsman 1999). Plumas de la cola marrón claro, con 8-9 barras oscuras, sin banda ancha terminal (Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía 2006).

Información más detallada sobre la morfología del águila perdicera puede consultarse en Parellada 1984, Cramp 1998, Forsman 1999, Ferguson-Lees & Christie 2001 y Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía 2006.

Distribución

El águila perdicera tiene un rango de distribución Paleártica, Indomalaya y marginalmente Afrotropical (Ferguson-Lees & Christie 2001). Habita desde Indochina e India hasta el Mediterráneo, donde sus mayores efectivos se encuentran en la península Ibérica y el Magreb (del Hoyo et al. 1994).

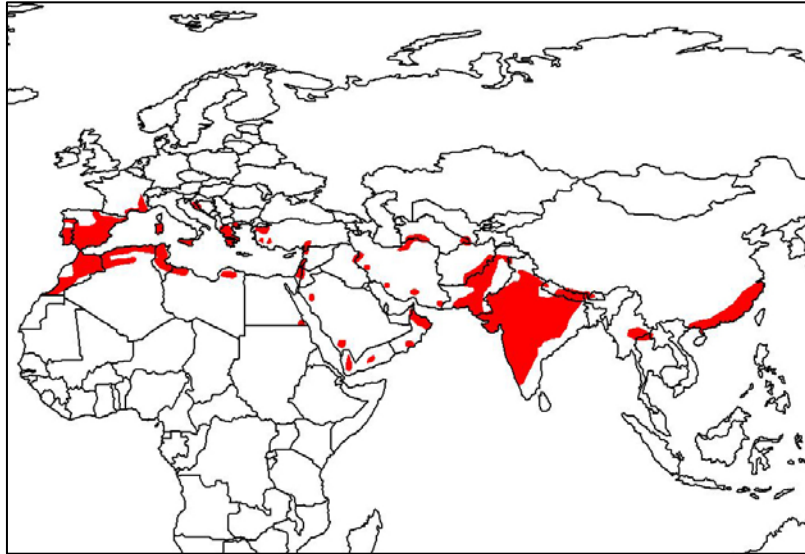


Figura 2.1. Distribución mundial del águila perdicera (*Aquila fasciata*), modificado de Ferguson-Lees & Christie (2001).

En la península Ibérica, al ser una especie claramente termófila (Cramp & Simmons 1980), su distribución está determinada por la presencia de áreas térmicamente adecuadas, como las sierras litorales y prelitorales mediterráneas de Andalucía, Murcia, Valencia y Cataluña, y en Extremadura. Está presente de forma más irregular en el interior (Castilla La Mancha, Aragón, Castilla y León, etc.), y ausente en el cuadrante noroccidental y extremo norte (Galicia, Asturias y Cantabria) (Real 2003).

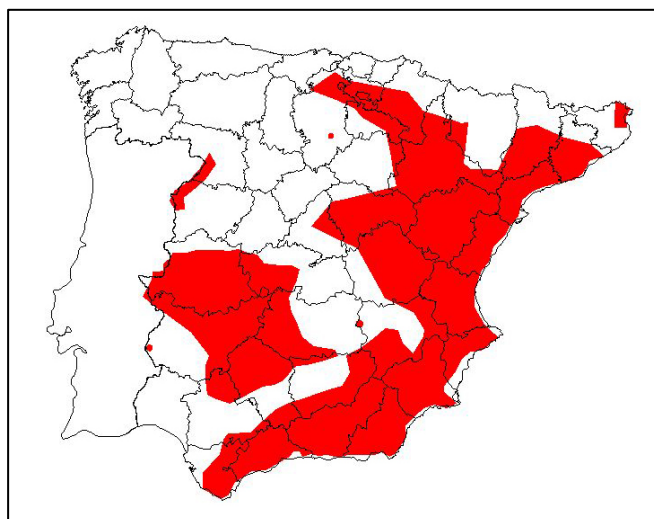


Figura 2.2. Distribución de la población de águila perdicera en España (tomado de del Moral 2006).

Fracción reproductora

POBLACIÓN

En península Ibérica se ha estimado la población actual en 818-868 parejas reproductoras, (casi el 90 % de la población Europea) (del Moral 2006, BirdLife International 2004). En España con 733-768 parejas, las provincias costeras de Cádiz, Málaga, Granada, Almería, Murcia, Alicante, Valencia, Castellón, Tarragona, junto a otras interiores como Cáceres, Badajoz, Córdoba, Jaén, Albacete y Ciudad Real son las que acogen a más del 82% de la población reproductora (del Moral 2006). Desde las primeras estimas fiables que se hicieron para la especie, el número de parejas ha aumentado, pasando de las 500 parejas en la década de 1970 (Garzón 1975) a las más de 700 actuales. Sin embargo, el aumento del número de parejas no responde siempre a un crecimiento real de la población, sino a un mayor conocimiento de la misma (Ontiveros et al. 2004). Sólo en las provincias de Granada y Málaga se ha constatado un aumento de la población reproductora; en el resto se han mantenido, reducido o extinguido (del Moral 2006).

DOMINIO VITAL Y DESCRIPCIÓN DEL TERRITORIO

Es una especie monógama, y las parejas permanecen en el territorio de cría durante todo el año, aunque de forma más relajada en época posreproductiva (Glutz von Blotzheim et al. 1971, Cramp & Simmons 1980, Ferguson-Lees & Christie 2001).

El dominio vital de los adultos varia entre los 22-130 km², existiendo importantes diferencias entre parejas de distintas localidades (Mure 1999, Ontiveros 1999, Sanz et al. 2005, Bosch et al. 2010). En el noreste peninsular, Bosch et al. (2010) observaron mediante radioseguimiento que mientras algunas parejas usaban con más frecuencia zonas concretas dentro del territorio, otras acostumbraban a realizar desplazamientos de hasta 18 km fuera de este.

La ubicación de los nidos se restringe a una estrecha franja altitudinal que va desde el nivel del mar hasta los 1.600 msnm en España (Arroyo et al. 1995, del Moral 2006), y por lo general no sobrepasa los 2.000 msnm en norte de África, y llega a los 3.000 msnm en Asia (Ferguson-Lees & Christie 2001). El gradiente térmico que se establece de norte a sur permite esta subida en las cotas máximas de nidificación de las parejas (Ontiveros & Pleguezuelos 2003a). En el sureste ibérico la disponibilidad de roquedos adecuados es el factor limitante para la presencia de esta especie (Ontiveros 1999), y para nidificar ocupa roquedos situados en áreas con temperatura media del mes de enero superior a 4°C (Gil-Sánchez et al. 1996). Entre los roquedos existentes en un mismo territorio, las parejas seleccionan preferentemente los de mayor altura para el emplazamiento de sus nidos, los roquedos pequeños pueden ser ocupados siempre que sean poco accesibles y estén alejados de caminos y carreteras (Ontiveros 1999, López-López et al. 2006). La orientación de los roquedos es otro factor que puede influir en la selección de los mismos. Se ha comprobado una selección positiva de cortados orientados hacia sureste (120,6°) en la provincia de Granada y hacia sur en la Comunidad Valenciana (Ontiveros & Pleguezuelos 2003b, Mateache 2006). En parejas de Sierra Morena y Grazalema la orientación preferente es la opuesta, noroeste (Jordano 1981, Paz 2001), pero esto puede deberse a que en estas poblaciones existe un clima más cálido y mayor insolación en los meses en los que se produce la incubación (enero-marzo; Arroyo et al. 1995).

El número de nidos por territorio depende de la disponibilidad de emplazamientos adecuados (repisas o cuevas). El número medio de nidos varía entre los 1,8 de Sierra Morena y los 3,7 para la provincia de Granada, aunque existen casos extremos de parejas con más de 15 nidos, en el sur peninsular (Jordano 1981, Ontiveros 1999). Los nidos de una misma pareja suelen estar próximos, a menos de 800 m entre los extremos (Jordano 1981, Ontiveros 1999).

En la península Ibérica cría mayoritariamente en cortados rocosos (95,5%), más raramente en árboles (4%) o tendidos eléctricos (0,5%) (del Moral 2006). Sobre todo

nidifican en cortados calizos, aunque esto debe a que estos son más abundante en el área oriental, donde se ubican el grueso de la población peninsular; también lo hacen en cortados cuarcíticos, de yesos o areniscas (Arroyo et al. 1995, del Moral 2006). Entre los árboles descritos para la nidificación destacan el alcornoque (*Quercus suber*), pino piñonero (*Pinus pinea*), pino laricio (*Pinus nigra*), pino carrasco (*Pinus halepensis*), pino resinero (*Pinus pinaster*), eucalipto (*Eucalyptus* sp.), encina (*Quercus rotundifolia*), chopo (*Populus* sp) y pinsapo (*Abies pinsapo*) (Arroyo et al. 1995, del Moral 2006).

La morfología de los nidos es muy variable en función de su ubicación, disponibilidad de materiales para su construcción, y antigüedad del mismo, sin responder a ningún patrón concreto (Cramp 1998).

En España los territorios de cría son muy heterogéneos en relación al paisaje; pueden localizarse en zonas casi desérticas del sureste peninsular a formaciones boscosas bien conservadas (Ontiveros 2010), aunque la presencia de medios abiertos es seleccionada positivamente por las parejas (Gil-Sánchez et al. 1996, Sánchez-Zapata et al. 1996, Rico-Alcazar et al. 2001). En la provincia de Granada la presencia de territorios de águila real es una importante limitación para la presencia de territorios de águila perdicera, y en menor medida también se ve afectada negativamente por la presencia de cultivos de cereal y regadíos; en cambio prefiere áreas con más irregularidad topográfica y vegetación natural, y tolera bien la presencia humana, pero con tendencia a ocupar zonas menos antropogeneizadas (Gil-Sánchez et al. 1996). Para la provincia de Alicante la irregularidad topográfica y la mayor superficie de monte bajo son las variable que mejor explica la presencia de territorios, mientras que la superficie de cultivos de regadío la disminuye (Rico-Alcazar et al. 2001). La pendiente elevada del terreno, un clima típico mediterráneo (seco en verano y con temperaturas elevadas en invierno), y un paisaje en mosaico (ambientes con manchas de matorral, con bosques aclarados y cultivos de secano) también ha sido encontrada por otros autores como una variable importante en la presencia de territorios (Ontiveros 1999, Rico-Alcázar et al. 2001, Román et al. 2005, López-López et al. 2006).

REPRODUCCIÓN

En el mes de octubre pueden verse ya los adultos acarreado ramas a los nidos, tarea que realizan ambos sexos (Ontiveros 2010). Los vuelos nupciales se producen desde el mes de noviembre, si bien pueden verse casi todo el año, y las cópulas se inician en

diciembre y continúan hasta abril (Real 1982). En las poblaciones circumediterráneas el periodo reproductor se produce desde principios de enero/febrero hasta julio, y en las del subcontinente indio y Birmania desde noviembre hasta agosto/septiembre (Cramp 1998, Ferguson-Lees & Christie 2001). La fecha media de puesta de la población española es el 19 de febrero, pudiendo ocurrir desde mediados de enero hasta principios de abril (Arroyo et al. 1995, Ontiveros & Pleguezuelos 2003b). La variación en la fecha está influenciada por la temperatura ambiental, existiendo una tendencia a fechas de puesta más tempranas en las parejas que crían a menor latitud o altitud (Arroyo et al. 1995, Gil-Sánchez 2000, Ontiveros 2000, Ontiveros & Pleguezuelos 2003b). También, para la población de la provincia de Granada se ha encontrado una tendencia positiva pero no significativa con al adelanto de las fechas de puesta con el incremento de dos de sus presas principales, el conejo (*Oryctolagus cuniculus*) y la perdiz roja (*Alectoris rufa*) (Gil-Sánchez 2000).

El tamaño de puesta varía entre uno y tres huevos/pareja, con predominio de puestas de dos huevos, y rara vez tres (Arroyo et al. 1995, Cramp 1998, Ferguson-Lees & Christie 2001). Se han observado casos de reposición de puestas (Moleón et al. 2009a), aunque estos son anecdóticos. El periodo de incubación de de 37-40 días, prolongándose excepcionalmente hasta los 46 días (Cheylan 1972, Arroyo et al. 1995, Cramp 1998, Ferguson-Lees & Christie 2001). La incubación de los huevos es una tarea que, como en otras rapaces, recae casi exclusivamente en la hembra (90% del tiempo total de incubación; Cramp & Simons 1980).

El éxito reproductor medio de la población española es de 1,17 pollos/pareja, variando entre los 1,42 y 1,41 en las poblaciones de Murcia (n=22) y Andalucía (n=255) respectivamente, hasta los 0,8 de Castilla y León (n=14) (del Moral 2006). Existe un claro gradiente norte-sur en el éxito reproductor de las parejas, siendo las parejas más meridionales las más productivas (Ontiveros & Pleguezuelos 2003a, López-López et al. 2007a, Carrascal & Seoane 2009), lo cual parece lógico en esta especie termófila. Ontiveros & Pleguezuelos (2003a) comprobaron que la temperatura media anual llega a explicar más del 95% de la variación de la productividad sufrida por la especie entre siete localidades distintas de Francia, España y Marruecos, con un aumento de la productividad media por pareja paralelo al incremento de la temperatura media anual en estas zonas. La productividad también está influenciada por la orientación de los nidos y la disponibilidad de roquedos adecuados, dándose la circunstancia de que las parejas que cuentan con un mayor número de nidos y mejor orientados, son las más

productivas, no viéndose afectadas por la presencia humana (Ontiveros & Pleguezuelos 2003b). Otros autores destacan la presencia humana y la proximidad de territorios de águila real como factores que influyen de manera negativa en éxito reproductor de las parejas (Gil-Sánchez et al. 2004), aunque Carrete et al. (2006) concluyen que la productividad de las águilas perdiceras sólo se ve afectada negativamente por la presencia de águilas reales cercanas, cuando las primeras son preadultas y la población muy densa. También una disminución de la calidad de los reproductores, medida como presencia de preadultos en las parejas, produce una disminución de la productividad (Balbontín et al. 2003); sin embargo Gil-Sánchez et al. (2005) no observan este efecto cuando ampliaron el tamaño de la muestra. En las poblaciones del noreste peninsular se relaciona el descenso de la productividad con la disminución de la abundancia de las especies-presa más importantes, como el conejo y la perdiz roja (Real 1987, 1991, Fernández et al. 1993, Alcántara et al. 2003). Sin embargo, en el sur la densidad de presas no parece afectar al éxito reproductor de las parejas (Ontiveros & Pleguezuelos 2000). La densidad poblacional también se relaciona con el éxito reproductor, incrementándose la productividad en zonas con un mayor número de territorios (Martínez et al. 2008a). Pero este resultado, que se opone a la Teoría de la regulación espacial (Rodenhouse et al. 1997), puede estar influenciado por una baja proporción de territorios de baja calidad en el área de estudio (Martínez et al. 2008a). Las precipitaciones puede tener efecto en la productividad de las parejas, pues el tamaño de puesta tiene un efecto significativo en las condiciones físicas de los pollos en los años con más lluvia, así en estos años los pollos nacidos en nidadas dobles tienen peores condiciones físicas que los de nidadas simples (Balbontín & Ferrer 2005).

ECOLOGÍA TRÓFICA

La alimentación del águila perdicera también es un aspecto bien conocido de su biología, aunque casi todos los estudios de dieta se han realizado en la época reproductora, y sólo unos pocos en el periodo no reproductor o de dispersión (Moleón 2008). Es una rapaz que posee un amplio espectro de depredación, adaptada en capturar la presa más abundante en cada región y en cada época del año (Cramp & Simons 1980, Ferguson-Lees & Christie 2001). En la península Ibérica, que es donde se han realizado la mayoría de estudios de dieta, se basa en mamíferos, aves y reptiles, siendo el conejo, palomas (*Columba* spp.) y perdiz roja sus presas mayoritarias (Elósegui 1974, Arroyo et al. 1976, Jordano 1981, Parellada et al. 1984, Insausti 1986, Real, 1987, Martínez et al.

1988, Rico et al. 1990, Gil-Sánchez et al. 1994, Martínez et al. 1994, Real 1996, Ontiveros & Pleguezuelos 2000, Alcántara et al. 2003, Ontiveros et al. 2005, Palma et al. 2006, Moleón et al. 2007a). Ocasionalmente también se alimenta de presas mayores e incluso carroña (Avella, 1977, Ferguson-Lees & Christie 2001, Ontiveros 2010).

Tabla 2.1. Frecuencia de aparición en la dieta de las presas más importantes del águila perdicera en distintas regiones peninsulares. * incluye otros lagomorfos (liebre ibérica).

Área de estudio	Referencia	Nº de presas	% Conejo	% Perdiz	% Paloma sp	% otras presas
Navarra	Elósegui (1974)	18	38,9	33,3	-	27,8
Centro peninsular	Arroyo et al. (1976)	72	70,83	8,33	0	20,84
Almería	García (1976)	49	37,28	33,43	1,38	27,9
S. Morena	Jordano (1981)	70	41,4	10	11,4	37,2
Navarra	Insausti (1986)	43	18,6	4,6	9,3	67,5
Cataluña	Real (1987)	192	30,8	4,6	24,1	40,5
Albacete	Martínez et al. (1988)	110	30	15,4	37,3	17,3
Alicante	Rico et al. (1990)	630	42,6*	3,8	39,0	14,6
Granada	Gil-Sánchez et al. (1994)	176	39,8	19,9	12,4	27,9
Murcia	Martínez et al. (1994)	688	39,8	19,9	20,9	19,4
Cataluña	Real (1996)					
Granada	Ontiveros & Pleguezuelos (2000)	192	35,9	30,21	17,19	16,7
Aragón	Alcántara et al. (2003)	¿?	22,2	11,1	26,7	40
Granada	Ontiveros et al. (2005)	387	29,1	28,8	21,3	20,8
Algarve	Palma et al. (2006)	1497	18,4	17,2	39,2	25,2
Granada	Moleón et al. (2007a)	412	51,7	17,7	16,0	14,6
Cataluña	Moleón et al. (2007)	107	9,8	4,9	49,0	36,3

En las zonas donde el conejo abunda es el componente principal de la dieta, seleccionándolo sobre otras presas y consumiendo presas alternativas cuando este escasea (Ontiveros & Pleguezuelos 2000, Moleón 2008). A la hora de seleccionar el conejo como presa principal, se ha demostrado que aún más importante que su abundancia en los territorios de cría es la existencia de terrenos abiertos en los que poder cazarlos con más facilidad (Ontiveros et al. 2005).

La dieta varía ligeramente a lo largo del año (Moleón et al. 2007a); En algunas parejas del sur el consumo de palomas es mayor durante la época no reproductiva y el de perdices menor, aunque el consumo de conejo no varía entre estaciones. En parejas del noreste durante la época no reproductiva consume más palomas y otras aves y menos conejo u otros mamíferos (Moleón et al. 2007a).

Debido a la aparición de las enfermedades víricas del conejo, la mixomatosis y enfermedad hemorrágica del conejo, su consumo por el águila perdiera ha disminuido en un tercio; y paralelamente ha aumentado la diversidad trófica (Moleón et al. 2009b). Además, la disminución de las poblaciones de conejo por estas enfermedades ha provocado una mayor depredación por parte del águila perdicera hacia la perdiz roja (Moleón et al. 2008). Esto afecta a la dinámica poblacional de esta presa secundaria, reduciendo su abundancia (Moleón et al. 2008).

INTERACCIÓN CON OTRAS ESPECIES

Aunque con conclusiones contradictorias, existen también muchos estudios sobre la competencia o coexistencia entre el águila perdicera y otras rapaces rupícolas. Hay datos de usurpación de nidos por parte de buitre leonado (*Gyps fulvus*), águila real o halcón peregrino (*Falco peregrinus*), pero casi siempre de nidos abandonados (Fernández & Insausti 1990, Fernández & Donázar 1991, Dobado-Berrios et al. 1998, Ontiveros 2000, Carrete et al. 2002a), por lo que se supone que ello tiene poco impacto en su dinámica poblacional. El búho real (*Bubo bubo*) puede depredar sobre pollos de águila perdicera (Real & Mañosa 1990, Serrano 2000). Gil-Sánchez et al. (1994) y Gil-Sánchez et al. (1996) indican la presencia del águila real como una importante limitación para el águila perdicera, que quedaría relegada a los territorios más humanizados; incluso apuntan una cierta vulnerabilidad en el éxito reproductor a la presencia de águilas reales (Gil-Sánchez et al. 2004). Martínez et al. (2008a, 2008b) observan que la presencia de territorios ocupados de águila real y búho real afecta a la distribución de los territorios de águila perdicera, sin afectar a la productividad de las parejas.

No obstante, existe una mayoría de estudios que apuntan hacia una coexistencia entre el águila perdicera y real. Jordano (1981) destaca la segregación trófica y el desfase en los períodos de cría, como mecanismos que permitirían la coexistencia sin competencia de estas dos rapaces en Sierra Morena. Ya en estudios más recientes, Carrete et al. (2001) comprobaron en la región de Murcia que para ambas especies la

distribución de los territorios no se diferenció de la esperada por azar, como cabría esperar si existiese competencia entre ambas especies. No obstante, los autores indican la posibilidad de que este resultado se vea afectado por la existencia de un número alto de territorios abandonados de águila perdicera, a pesar de que la competencia con el águila real nunca fue la causa del abandono de territorios por el águila perdicera (Carrete et al. 2002a). Posteriormente, Carrete et al. (2005) demostraron cómo la competencia intraespecífica fue más importante que la interespecífica como factor limitante en la distribución de las águilas perdiceras. En un estudio posterior comparando dos áreas con diferentes densidades poblacionales, únicamente cuando la población es muy densa, la presencia de las águilas reales afectaría a la productividad de los individuos preadultos de águila perdicera (Carrete et al. 2006). López-López et al. (2009) también sugieren una coexistencia a largo plazo entre estas dos águilas en poblaciones del este peninsular. Por último, Moreno-Rueda et al. (2009) observan que en áreas con baja densidad de población humana, ambas especies coexisten, y que una mayor diversidad trófica y segregación altitudinal facilita esta coexistencia en un área determinada.

Para otras rapaces rupícolas como el halcón peregrino, Gil-Sánchez (1999) también apunta a la coexistencia en función de la disponibilidad de cortados rocosos adecuados para la nidificación; la distancia de segregación entre especies era mayor que entre parejas de una misma especie, pero con dominancia de las águilas perdiceras cuando los roquedos eran escasos.

Fracción no reproductora

El estado de conocimiento sobre la fracción no reproductora o dispersante del águila perdicera es mucho menor, a pesar de ser un periodo relativamente largo y crítico para esta especie (Newton 1979, Real et al. 2001). La mayoría de estudios atienden a los desplazamientos de los dispersantes en el periodo de dispersión juvenil, siendo escasos los que tratan de los requerimientos ecológicos, como selección de hábitats, alimentación, etc.

PERIODO DE DEPENDENCIA

Juveniles estudiados mediante radioseguimiento muestran como dejan los nidos 63 días de media después de su nacimiento, y tienen un período de dependencia en el que permanecen en el territorio de los padres de 57-95 días (Suetens & Groenendael 1969,

Real et al. 1998), con diferencias de 16-38 días entre hermanos de una misma nidada (Mínguez et al. 2001). La calidad del hábitat en el territorio parental afecta al período de dependencia de los jóvenes; los pollos que nacen en mejores territorios, permanecen durante más tiempo en ellos antes de iniciar su período de dispersión (Balbontín & Ferrer 2005). Abandonan las áreas de nacimiento entre los 142 y 163 días de edad y comienzan el periodo de dispersión juvenil (Arroyo et al. 1992, Real et al. 1998, Cadahia et al. 2005, Balbontín & Ferrer 2009).

MOVIMIENTOS DE DISPERSIÓN

En esta fase de dispersión juvenil el comportamiento de los juveniles difiere de manera importante respecto de los adultos reproductores. Los individuos suelen realizar desplazamientos exploratorios, en los que pueden recorrer más de 100 km en un solo día, intercalados con la permanencia por un tiempo variable en áreas de dispersión juvenil (ver apartado 2.4), y también efectúan movimientos filopátricos (hacia las áreas de cría) (Cadahía et al. 2007, Balbontín & Ferrer 2009). La distancia recorrida durante el primer invierno de la fase de dispersión es muy variable y sin diferencias significativas en la longitud de los desplazamientos entre sexos (Real & Mañosa 2001, Cadahía et al. 2005, Balbontín & Ferrer 2009). Algunos ejemplares pueden llegar a recorrer más de 500 km, (excepcionalmente 1.000 km), mientras que otros lo hacen a distancias menores a 1 km (Cheylan et al. 1996, Real & Mañosa 2001, Cadahia et al. 2005). En noreste peninsular el 57% de los juveniles permanecieron a menos de 100 km del área de nacimiento, mientras que el 33% lo hizo a más de 200 km de esta (n=60; Real & Mañosa 2001). Aunque en principio los movimientos de dispersión se hacen sin un rumbo o dirección determinada, en el este peninsular han comprobado que las águilas que realizaron largos desplazamientos se dirigieron principalmente hacia el centro y sur de España (Real & Mañosa 2001, Cadahia et al. 2005), mientras que Mínguez et al. (2001) encontró una tendencia de los jóvenes a dispersarse hacia zonas de menor altitud y una dirección de dispersión al azar.

Existe poca información por los movimientos filopátricos durante la dispersión. Estos se producen cuando los juveniles tienen alrededor de un año de edad, a partir de marzo-abril, sin diferencias sexuales en las fechas (Balbontín & Ferrer 2009).

ÁREAS DE DISPERSIÓN JUVENIL

Los juveniles se pueden encontrar en las áreas de dispersión juvenil desde agosto, y la mayor abundancia de juveniles en estas áreas suceden en septiembre y octubre (Mañosa et al. 1998, Bautista et al. 2004). Sin embargo, Balbontín & Ferrer (2009) indican para determinadas áreas de asentamiento temporal en las provincias de Cádiz y Sevilla una primera llegada posterior, en los meses de noviembre y diciembre.

Las áreas de asentamiento pueden estar situadas a más de 1.000 km del área nacimiento de los juveniles, y tienen una extensión mucho menor al territorio de los adultos (entre 1,3 y 21,6 km²) (Balbontín & Ferrer 2009). Aunque estas áreas son fundamentalmente utilizadas por individuos no reproductores, también los adultos hacen uso de las áreas de dispersión juvenil fuera de la época de reproducción (Mañosa et al. 1998, Bautista et al. 2004, Gil-Sánchez et al. 2005), probablemente por la abundancia de presas.

Los estudios sobre las características de las áreas de asentamiento temporal ofrecen resultados distintos según la zona de la que se trate, pero coinciden en la alta disponibilidad de presas principales como el rasgo más importante de éstas áreas (Mañosa et al. 1998, Balbontín 2005), lo que puede compensar en parte la poca experiencia de los jóvenes en la captura de sus presas (Newton 1979). En la provincia de Cádiz las áreas de asentamiento temporal muestran alto porcentaje de pastizal, pendientes orientadas hacia sureste y lejanía de pueblos y carreteras con respecto a las áreas al azar (Balbontín 2005). En Cataluña son seleccionadas por las águilas basándose en la heterogeneidad de los cultivos y la mayor abundancia de conejos y perdices (Mañosa et al. 1998). Se han localizado importantes zonas de dispersión para esta especie en Andalucía (cuenca de la laguna de la Janda, en la provincia de Cádiz, y Valle del Genil, en la provincia de Granada), provincias de Murcia y Alicante (Sierra Escalona), campiña de Albacete (Castilla-La Mancha), encinares de Trujillo y la Serena (Extremadura), depresión de Lleida (Cataluña) (Mañosa et al. 1998, Balbontín 2005, Bautista et al. 2004, Real 2004). Estas zonas son de mucho interés desde el punto de vista de la conservación de los preadultos y de la dinámica poblacional de la especie.

ECOLOGÍA TRÓFICA

A pesar del gran número de estudios que analizan la dieta del águila perdicera, hasta ahora sólo uno se ha centrado en la composición de la dieta de los juveniles en un área de dispersión de la provincia de Cádiz (Moleón et al. 2009c). La presa principal de los

juveniles en esta área de dispersión es el conejo (< 60%), seguida de la perdiz roja (<27%), y secundariamente la dieta la componen otras aves como el faisán común (*Phasianus colchicus*) y la paloma y mamíferos (n=267; Moleón et al. 2009c).

2.5. Estado de conservación del águila perdicera en España

La investigación sobre especies amenazadas no sólo ha de limitarse a estudios descriptivos sobre su ecología y biología, sino también complementarse con estudios realizados desde la perspectiva de la Biología de la Conservación. Así, aparecen nuevos modelos de investigación, donde los resultados obtenidos pretenden servir para la mejora del estado de conocimiento de los factores de amenaza, el estado de conservación de las especies o el manejo de sus poblaciones o hábitats (Primack & Ros 2002). El conocimiento sobre los factores que afectan a la conservación del águila perdicera parte de multitud de estudios previos efectuados en las últimas décadas (apartado 2.4).

Es fundamental tener una base científica sólida sobre los factores de amenaza para poder actuar con eficacia en la conservación de especies (Ferrer 2005). La literatura sobre el águila perdicera en revistas científicas de alto impacto es muy abundante (apartado 2.4). Por la cantidad y calidad de estos estudios se puede considerar a esta rapaz como una de las mejores estudiadas el continente europeo. Muchas de las investigaciones desarrolladas están relacionadas con la adquisición de conocimientos aplicables a la conservación. Sin embargo, esta gran cantidad de información científica de calidad que se ha generado no siempre ha sido óptimamente utilizada por los gestores de medio natural (Ontiveros et al. 2004).

El estado de conservación de los seres vivos es una importante herramienta en la definición de prioridades para la conservación de las especies, y constituye uno de los indicadores más ampliamente utilizados para evaluar el estado de los ecosistemas y su biodiversidad (Cox et al. 2006). La Listas Rojas de Especies Amenazadas de la UICN es una completa fuente de información de las especies vegetales y animales acerca de su estado de conservación a nivel mundial; y se basa en unos criterios de evaluación cuantitativos y objetivos sobre el riesgo de extinción de una determinada especie. Se consideran especies amenazadas a aquellas que se encuentran en las categorías de En Peligro Crítico de extinción (CR), En Peligro de extinción (EN) o Vulnerables a la extinción (VU). Estas categorías de amenaza ofrecen una evaluación de la probabilidad de extinción en las circunstancias actuales de las poblaciones (UICN 2001).

El águila perdicera esta catalogada a nivel mundial como Preocupación Menor (LC; BirdLife International 2009); es decir, a pesar de haber sido evaluada no cumple los criterios que definen las tres categorías de amenazada (CR, EN, VU). Aunque la tendencia de la población mundial del águila perdicera parece estar en declive, este descenso se cree inferior al 30% de la población en los últimos 10 años o tres generaciones (Criterio A); tiene un rango de distribución mundial mayor a 20.000 km², pues está ampliamente distribuido por Asia y África (Criterio B); el tamaño de la población mundial se cree superior a los 10.000 individuos con una disminución poblacional menor al 10% en tres generaciones (Criterios A, C y D) (BirdLife International 2009).

A nivel Europeo, donde las poblaciones son bien conocidas, se clasifica en Peligro de Extinción (EN C1; BirdLife International 2004). El tamaño de la población europea es inferior a 2.500 individuos maduros con un declive continuo, observado o estimado mayor al 20% en dos generaciones. Aunque las poblaciones no se han censado con regularidad hasta hace pocos años, existe una clara regresión en la mayoría de los países de su distribución europea (BirdLife International 2004). También esta incluida en el listado de especies que presentan un Estado de Conservación Desfavorable en Europa (SPEC) la categoría SPEC 3 (Rocamora 1994); es decir, especie cuyas poblaciones no están concentradas en Europa pero tienen un estado de conservación desfavorable en la misma. La Directiva Aves pretende la conservación a largo plazo de todas las especies de aves silvestre de la Unión Europea, establece un régimen general para la protección y gestión de especies, obligando que se adopten medidas para su conservación o recuperación. El águila perdicera está en el Anexo I de la Directiva de Aves (especies objeto de medidas de conservación; Directiva 79/409/CEE del consejo, de 2 de abril de 1979). También aparece en el Anexo II del Convenio de Berna (especies estrictamente protegidas; Decisión 82/72/CEE, de 3 de diciembre de 1981), este convenio tiene como objetivo garantizar la conservación de la flora y fauna silvestre y sus hábitats en Europa mediante la cooperación entre sus estados. Por último, aparece también en el Anexo II del Convenio de Bonn (especies con estado de conservación desfavorable que precisan de la colaboración internacional para su conservación; Decisión 82/461/CEE, de 24 de junio de 1982); este es un tratado intergubernamental que persigue conservar las especies migratorias a escala mundial.

En el Libro Rojo de las aves de España el águila perdicera está clasificada En Peligro de extinción (EN C1; Real 2004). En la década de 1980 se ha confirmado la

desaparición de 116 parejas (Arroyo et al. 1995), y ha sufrido una drástica disminución en la mitad septentrional de su distribución, así como en el sureste y Levante (Real & Mañosa 1997). Según el último censo anual para la especie en España se encuentra Extinta en 8 provincias (Asturias, Ávila, Cantabria, Huelva, León, Palencia, Segovia y Soria); en regresión en 18 (Albacete, Álava, Barcelona, Burgos, Cáceres, Cuenca, Gerona, Guadalajara, Huesca, Lérida, Madrid, Murcia, Navarra, Salamanca, Tarragona, Teruel, Zaragoza y Zamora); estable en 12 (Alicante, Almería, Badajoz, Cádiz, Castellón, Ciudad Real, Córdoba, Málaga, La Rioja, Sevilla, Toledo, Valencia), y sólo ha aumentado sus efectivos reproductores en dos (Jaén y Granada), y sin presencia histórica en el resto de provincias (del Moral 2006). A nivel nacional se incluye también en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (Real Decreto 439/1990), en la categoría de Vulnerable, (OM de 10 de junio de 2000). La especie está catalogada en los Libros Rojos o los decretos sobre fauna amenazada de varias comunidades autónomas, como: Extinta (Ex) en Cantabria (Decreto del gobierno regional 120/2008 de 4 de diciembre) y en Asturias (del Moral 2006); en Peligro de Extinción (EN) en Aragón (Decreto 181/2005, de 6 de septiembre), Castilla La Mancha (Decreto 33/1998, de 5 de mayo), Cataluña (Real et al. 2004), Comunidad de Madrid (Decreto 18/1992, de 26 de marzo), La Rioja (Decreto 59/1998, de 9 de octubre), Murcia (Ley regional 7/95, de 21 de abril), Navarra (Decreto Foral 563/1995, de 27 de noviembre) y País Vasco (Orden 8/7/1997); como Vulnerable (VU) en Andalucía (Mañez 2001) y Comunidad Valenciana (Decreto 32/2004, de 27 de febrero). En Extremadura como “Sensible a la alteración del hábitats” (categoría especial que se considera de más riesgo que Vulnerable pero de menos que En Peligro; Decreto 37/2001, de 6 de marzo). Castilla y León es la única comunidad autónoma en donde el águila perdicera no tiene ninguna categoría de amenaza en catálogos sobre especies amenazadas o Libros Rojos regionales, a pesar de haberse extinguido en 5 de sus provincias y en otras tres estar en fuerte declive (del Moral 2006); no obstante cuenta con un plan de conservación específico (Decreto 83/2006, de 23 de noviembre).

En Portugal también está En Peligro (EN D1; Cabral 2008), principalmente por ser una población muy reducida con 50-250 individuos.

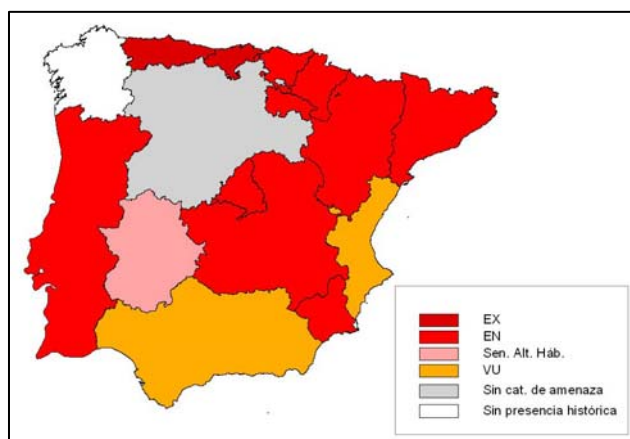


Figura 2.3. Categorías de Amenaza del águila perdicera a escala regional de España, y en Portugal. Se siguen los criterios de la UICN en su aplicación a escala regional, excepto para Extremadura. Tomado de los diferentes catálogos y Libros Rojos de fauna amenazada regionales (ver texto).

Amenazas

La mortalidad de los adultos es una de las causas principales de regresión de las poblaciones peninsulares de águila perdicera (Real & Mañosa 1997, Carrete et al. 2002b). Se ha cuantificado en distintas regiones, alcanzando valores anuales de 6,7 % en Burgos, 7,6 % en Navarra, 8,8 % en el Penedés, 12,8 % en Castellón, 16,1 % en Murcia; de 11,2 % en Córdoba, de 3,37 en Granada, y entre 5,6-6,4 para el conjunto de Andalucía (Real & Mañosa 1997, Dobado-Berrios et al. 1998, Ontiveros 2000, Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía 2006). En un estudio sobre modelos poblacionales se estima que la tasa de crecimiento poblacional es cuatro veces más sensible a cambios en la mortalidad adulta que a cambios en la mortalidad preadulta, y está 10 veces menos afectada por cambios en la fecundidad y éxito reproductor que por cambios en la mortalidad adulta (Real & Mañosa 1997). Sin embargo, en este trabajo considera a las distintas subpoblaciones aisladas, sin considerar la existencia de intercambios poblacionales, algo que ocurre en la población ibérica de esta especie (Soutullo et al. 2008). En grandes rapaces el destino de los juveniles después de abandonar las áreas de cría suele tener un importante efecto en las tendencias de la población reproductora (Newton 1979, Whitfield et al. 2004). Un reciente análisis de viabilidad poblacional (AVP), que es una herramienta útil para identificar las acciones de conservación prioritarias para una especie (Taylor 1995), ha demostrado que la mortalidad preadulta en esta rapaz juega un papel clave en determinar la tendencia global de la población (Soutullo et al. 2008). Así, teniendo en

cuenta los datos demográficos de siete subpoblaciones peninsulares (Cádiz, Granada, Murcia, Toledo, Castellón, Burgos y Navarra) y cuando se considera el intercambio de individuos entre subpoblaciones, una disminución del 20% de la mortalidad en los 2 primeros años de vida de los juveniles es suficiente para estabilizar la población; sin embargo, la disminución similar de la mortalidad adultos o el incremento del porcentaje de parejas reproductoras no altera la tendencia del declive poblacional (Sotullo et al. 2008).

En rapaces, la tasa de mortalidad de los preadultos es considerablemente más alta que las de los adultos, con un mínimo el 50% (Newton 1979). Real & Mañosa (1997) estiman que solo un 10% de los pollos de águila perdicera alcanzan la edad adulta, proporción similar a la encontrada en el águila imperial ibérica (Ferrer & Calderon 1990). En la península Ibérica, la tasa anual de mortalidad preadulta para el águila perdicera varía considerablemente según autores; mientras que Cadahía et al. (2005) la estiman en un 15-29%, Real & Mañosa (1997) indican que es del 59%. Algunos estudios de radioseguimiento sugieren una tasa de mortalidad de los jóvenes más elevada aún. En una población del sureste ibérico, tres de los cuatro jóvenes marcados con emisores murieron en el primer mes de haber iniciado su salida del nido (Ontiveros 1996, Ontiveros 2000), y en el este peninsular murieron antes de su primer año de vida tres de los ocho pollos marcados (Cadahía et al. 2005).

Muchos factores han sido expuestos para explicar el declive de las poblaciones de águila perdicera (Arroyo & Ferreiro 2001, Real 2004, Ontiveros et al. 2004). Entre ellos destaca la persecución directa (Arroyo et al. 1990), colisión y electrocución con tendidos eléctricos (Cheylan 1994, Real et al. 2001), la pérdida del hábitats y cambios en la dieta (Arroyo et al. 1990, Real 1991, Fernández et al. 1993, Rocamora 1994, Real et al. 1996), molestias en áreas de nidificación (Rocamora 1994, Ontiveros & Pleguezuelos 2000, Real 2004), así como factores intrínsecos de la especie (Real & Mañosa 2001).

MORTALIDAD POR PERSECUCIÓN DIRECTA

La conservación de las poblaciones de rapaces es conflictiva cuando este grupo de aves son vistas como competidoras de un determinado recurso con importancia económica, como son las especies cinegéticas (Arroyo et al. 2004). Entre los cazadores, las rapaces han sido consideradas tradicionalmente como limitantes de poblaciones de especies de caza menor (Arroyo et al. 2004), y en el s. XX, el control de las poblaciones de rapaces

por intereses cinegéticos ha tenido un importante impacto negativo en sus poblaciones (Newton 1998).

La persecución directa (por disparos, trampas, venenos, expolio de nidos) ha sido una de las mayores amenazas para las rapaces en toda Europa (Watson 1997, Tucker & Heath 1994, Green 1996), incluida el águila perdicera (Real et al. 2001). Esta amenaza afecta en mayor medida a las poblaciones del Levante peninsular (Real & Mañosa 1997, Real et al. 2001), y en determinadas áreas de Andalucía (Dobado-Berrios et al. 1998). En Murcia, la persecución directa ha sido la principal responsable del abandono de territorios (Carrete et al. 2002a, b). Para distintas poblaciones peninsulares, la persecución humana es la causante del 60,4 % de las muertes en adultos (n=91) (Real et al. 2001). En Castellón, la mortalidad adulta representa el 60,55% de todas las muertes registradas (n= 229), y la muerte por disparos representa el 50,9% de las causas conocidas de muerte (Bort et al. 2007). En los preadultos la persecución directa es menos importante, ocasionan 25,3% (n=150) de muertes no naturales (Real et al. 2001). Los expolios en nido también han sido puntualmente bien documentados; para periodo 1971-2006 en Castellón ha habido al menos 38 casos de expolios (pollos o huevos) (Bort et al. 2007).

En Comunidad Valenciana y en Murcia existe un gran conflicto entre el águila perdicera y los columbicultores; estos, ante la depredación de palomas de valor económico importante, eliminan las águilas sistemáticamente (Sánchez-Zapata et al. 1995, Real 2004). En otras comunidades la actividad cinegética es responsable de la persecución hacia esta rapaz, sobretodo en cotos de caza menor donde se encuentran las áreas de dispersión; en algunos se han detectado cepos con presas vivas, y envenenamiento por cebos (Real et al. 2001, Real 2004, Cadahía et al. 2005). Con frecuencia los cazadores culpan a las rapaces de la disminución de especies cinegéticas, aunque este fenómeno se debe más bien a una gestión cinegética inadecuada: elevada presión cinegética, repoblación con ejemplares inadecuados, deterioro de hábitats, etc. (Delibes-Mateos 2007, Casas 2008).

ELECTROCUCIÓN Y COLISIÓN CON TENDIDOS ELÉCTRICOS

La muerte por electrocución y colisión en líneas de conducción eléctrica es un factor de mortalidad que afecta a un gran número de rapaces (Bayle 1999, Ferrer & Janss 1999), y también al águila perdicera (Real et al. 2001, Mañosa & Real 2001, Moleón et al. 2007b). Durante la década de 1990, se han modernizado y construido muchos tendidos

eléctricos en áreas rurales sin tener en cuenta criterios ambientales; resultado de ello ha sido la triplicación de las muertes por esta grave causa en los últimos años (Real 2004).

En general para aves de presa las torretas que se encuentran en lugares prominentes (p. ej. alto de una ladera), rodeadas de medios abiertos, representan un riesgo elevado de electrocución y son las que acumulan una tasa más elevada (Mañosa 2001).

En el águila perdicera la electrocución y colisión con tendidos es especialmente grave para los adultos en Cataluña y Centro peninsular (Mañosa & Real 2001, Real et al. 2001), donde la electrocución es la causante del 28,6 % de las muertes de adultos; y del 66% en preadultos (n=91 y n=150 respectivamente; Real et al. 2001). Mañosa & Real (2001) constataron que sólo 2 de 12 muertes de adultos en territorios de cría fueron por colisión con tendidos eléctricos. Sin embargo, la presencia de líneas eléctricas de alto riesgo (situadas a menos de 1 km de los nidos) implicaban una tasa de recambio de los reproductores que duplicaban al resto de parejas sin líneas de alto riesgo en sus territorios (Mañosa & Real 2001).

También se produce un gran número de electrocuciones y colisiones en áreas de dispersión (Bautista et al. 1999, Mañosa & Real 2001, Real et al. 2001, Moleón 2007b). Las áreas de dispersión al estar ubicadas en zonas con relieve suave, con gran proporción de medios de cultivo y ausencia de posaderos y perchas naturales, favorecen el uso de torretas eléctricas para posarse (Arroyo et al. 1995, Real et al. 2001). Sólo en tres áreas de dispersión de Andalucía, El Temple (Granada), El Andévalo (Huelva) y Las Infantas (Jaén), se observaron hasta 16 ejemplares electrocutados entre 1996 y 2005 (Moleón et al. 2007b).

PERDIDA DE HÁBITAT Y CAMBIOS EN LA DIETA

Aunque el águila perdicera soporta cierto grado de presión humana (Gil-Sánchez et al. 1996), el desarrollo de infraestructuras (carreteras, urbanizaciones, embalses etc.) es especialmente preocupante para esta rapaz termófila en zonas litorales con mayor desarrollo económico y un grado de humanización importante, pues coinciden con las áreas donde se concentran un gran número de parejas reproductoras (Real 2004, del Moral 2006).

La pérdida o degradación de hábitats puede estar relacionado con la destrucción o alteración de sus áreas de nidificación, o la falta de presas o de un número apropiado de presas, que permita el mantenimiento de las poblaciones de rapaces (Newton 1976,

Arroyo et al. 2004). En diversas áreas la causa del declive del águila perdicera se relaciona con los cambios de los usos del suelo, que afectan tanto a los territorios de cría como a los de áreas de dispersión y alimentación (Real 2004).

La reforestación, relacionada con el abandono agrícola y ganadero, incrementa la cobertura vegetal y disminuye la disponibilidad de sus presas principales, lo que se traduce en una menor productividad de las parejas (Oñate et al. 1997, Real 2004). La intensificación agrícola, incluyendo la eliminación de los linderos y el mayor uso de pesticidas, afectan de manera negativa a las distintas poblaciones (Arroyo & Ferreiro 2001). En Murcia se encontró que en los territorios de águila perdicera abandonados, además de una mayor mortalidad de las águilas, existía una mayor superficie del territorio cubierto de matorral (menos presencia de hábitats adecuados para sus presas; Carrete et al. 2002a).

Se han observados cambios en la dieta motivado por la rarefacción de su principal presa, el conejo, debido a las enfermedades (mixomatosis y hemorrágico vírica) y a la gestión inadecuada de los recursos cinegéticos (Real 2004, Moleón 2008). En algunos cotos de caza menor donde se ha realizado una gestión inadecuada se ha producido una disminución de especies cinegéticas (conejo y perdiz), que ha llevado al águila perdicera a depredar presas antropófilas (paloma de competición y domésticas, córvidos). Esto implica, además de persecución directa por columbicultores y cazadores, una mortalidad indirecta por tricomoniasis o contaminación por metales pesados; Real et al. 2000, Palma et al. 2005).

Las palomas son el principal hospedador del parásito *Trichomonas gallinae* que causa la enfermedad en aves conocida como la tricomoniasis (Stabler 1951, Locke & James 1962). Esta enfermedad ha sido descrita en el águila perdicera, que se contagia a través del consumo de palomas (principales hospedadores del parásito), y pueden provocar lesiones e inflamaciones en la traquea, pudiendo acabar con la muerte del ave por asfixia (Real et al. 2000). Sin embargo, *T. gallinae* parece tener poca importancia en la mortalidad de pollos de águila perdicera. En Cataluña a pesar de aislarse en el 36% de los pollos (n=39), sólo el 5% de los infectados presentaban alguna lesión relacionada con la enfermedad, y sólo un pollo murió por esta causa (Real et al. 2000). Pero es probable que sus efectos sobre los dispersantes sean más significativos que lo aportado por las cifras anteriores, debido al elevado porcentaje de individuos afectados que abandonan el nido (Real et al. 2000).

Se ha comprobado que la acumulación de metales pesados como el mercurio disminuye la productividad e incrementa la mortalidad en rapaces (Newton 1979, Newton et al. 1993). Los niveles de mercurio en adultos de águila perdicera del sur de Portugal son relativamente bajos, pero existe una correlación negativa entre los niveles de mercurio en las plumas de las parejas y el número de huevos por puesta (Palma et al. 2005). La concentración de mercurio en plumas varía según la composición de la dieta; se correlacionan negativamente con una dieta basada en presas herbívoras (conejo, paloma y perdiz), y positivamente con una dieta basada en aves insectívoras y omnívoras (Palma et al. 2005).

MOLESTIAS POR ACTIVIDADES RECREATIVAS

La presencia humana en zonas de reproducción del águila perdicera puede ser significativa, mediante la práctica de deportes de montaña (escalada, excursionismo, etc.); estas actividades pueden provocar la pérdida de la nidada, incluso el abandono definitivo del territorio de cría (Real 2004, Martínez et al. 2008a). Las molestias asociadas a manejos forestales y actividad minera también son un factor de amenaza en territorios de cría (Arroyo & Ferreiro 2001).

FACTORES INTRÍNSECOS DE LA ESPECIE

Los preadultos en la etapa de dispersión que realizan mayores desplazamientos tienen una mayor tasa de mortalidad por electrocución y persecución humana que los que realizan desplazamientos más cortos, apuntando a un coste de la dispersión por mortalidad (Real & Mañosa 2001). Por otro lado existe una tendencia de los individuos en dispersión en realizar sus desplazamientos hacia zonas de asentamiento situadas en el sur y centro peninsular (apartado 2.4); esto puede suponer un problema añadido en la tasa de reclutamiento en las poblaciones más norteñas y aisladas (Real & Mañosa 1997). También muestra algunas de las características biológicas propias de especies propensas a la extinción, como el hecho de presentar madurez sexual tardía (3-4 años) (Ferguson-Lees & Christie 2001).

Aunque se ha apuntado como un factor de amenaza la competencia con el águila real, la mayoría de publicaciones concluyen que la presencia de esta no afecta al águila perdicera (ver apartado 2.4).

FALTA DE PROTECCIÓN EN ÁREAS DE REPRODUCCIÓN Y DISPERSIÓN

En determinadas regiones hay una falta protección adecuada en los territorios de cría, y menos aún en áreas de dispersión. Por ejemplo, en la Comunidad Valenciana, con sólo el 20% de los territorios dentro de espacios protegidos (Mateache 2006), y en base a las preferencias de hábitat de la especie, se ha estimado que la red actual de áreas protegidas es insuficiente (López-López 2007b). En otras comunidades el número de territorios ubicados dentro de alguna figura de protección (LIC, ZEPA u otras) es mucho mayor, por encima del 80%, excepto en Aragón (68%) y Andalucía (52%) (del Moral 2006). Así, destaca que las dos comunidades autónomas con un mayor número de parejas reproductoras, Andalucía y Comunidad Valenciana, son las que tienen menos territorios de cría de águila perdicera dentro de áreas protegidas (del Moral 2006).

Más crítica aún es la situación de protección de las áreas de dispersión; la mayoría están situadas en áreas con una importante tradición cinegética y fuera de espacios protegidos (Cadahía et al. 2005); sólo Cataluña tiene dentro de alguna figura de protección todas sus áreas de dispersión conocidas (Parellada et al. 2006).

2.6. Objetivos de la tesis

Como se ha visto a lo largo de la Introducción, el estudio de la biología y ecología de especies amenazadas con el fin de obtener conclusiones aplicables a la conservación de las mismas, es una tendencia que se ha asentado en la mayoría de los países con tradición investigadora. La mera descripción de los procesos biológicos ha dado paso a una mayor profundización en los requerimientos ecológicos de las especies amenazadas con el fin de tomar las medidas de gestión oportunas que eviten una mayor regresión de las poblaciones o promuevan su recuperación. El águila perdicera es sin duda una de las rapaces mediterráneas que ha sufrido una mayor regresión poblacional en los últimos años en gran parte de su área de distribución (apartado 2.5). En muchos casos, la acción humana parece ser la responsable directa de esta tendencia regresiva generalizada en Europa.

Existe una multitud de estudios sobre ésta rapaz en la península Ibérica (apartado 2.4), pero el conocimiento de determinados aspectos en su etapa preadulto es aún limitado; a pesar de la importancia de esta fracción de la población para la estabilidad de las poblaciones a largo plazo (Soutullo et al. 2008). Por ejemplo, ¿qué función tienen la existencia de nidos alternativos y el aporte de material verde en el nido

durante el periodo reproductor?, ¿qué determina la presencia de áreas de dispersión juvenil para el águila perdicera?, o ¿cuáles son sus hábitos de alimentación en las áreas de dispersión juvenil?, entre otros. El principal objetivo de esta tesis es dar respuesta a estos aspectos y obtener resultados que puedan servir para mejorar la gestión de del águila perdicera en su etapa pradulta. Se pretende aportar una herramienta que contribuya al diseño de estrategias adecuadas de gestión y conservación para el águila perdicera.

Este objetivo general puede desglosarse en una serie de objetivos particulares que se enumeran a continuación:

- Como se ha mencionado en la Introducción (apartado 2.1), se han barajado diversas hipótesis para explicar la existencia de un elevado número de nidos en los territorios de algunas rapaces, y la incorporación de material verde en nidos a lo largo del periodo de incubación y estancia de los pollos, a pesar del enorme gasto energético que supone (Newton 1979). En el contexto de las distintas hipótesis que explican la existencia de nidos alternativos en rapaces y la aportación de material verde en el periodo reproductor, en el capítulo 1 se ha estudiado: i) el número de nidos y su distribución espacial dentro de los territorios; ii) el número de nidos por pareja relacionado con el fracaso reproductor y con su usurpación por parte de otras rapaces; iii) la relación entre el éxito reproductor con la tasa de cambio de nidos y la presencia de dípteros (ectoparásitos).
- En el capítulo 2 se comprobará el efecto que tiene la selección de determinadas especies aromáticas aportado como material verde al nido en la supervivencia de los pollos (éxito reproductor de las parejas). En primer lugar, se estudiará la composición del material verde en nidos en función de la disponibilidad, es decir, de la composición vegetal dentro del territorio. Luego, se analizará la productividad en relación con la cantidad de plantas aromáticas aportadas al nido. Se describirán los ectoparásitos encontrados en los nidos y su proporción en función de la abundancia de plantas aromáticas en nidos. Por último se relaciona el porcentaje en el territorio de la principal planta aromática aportada, *Pinus pinaster*, con la tasa de cambio de nidos y con el número de nidos.
- En rapaces, los individuos que sobreviven a los efectos de la parasitación en nido inician, después de permanecer en el territorio parental durante un periodo de tiempo variable, el periodo de dispersión juvenil (Newton 1979). Este periodo

tiene importantes consecuencias ecológicas en las poblaciones (ver apartado 2.3 y 2.4). En su etapa preadulto el águila perdicera tienden a localizarse en las áreas de dispersión juvenil, donde la disponibilidad de las presas principales es elevada (ver apartado 2.4). En estas áreas permanecen durante un período de tiempo variable antes de incorporarse a la población reproductora. Los siguientes capítulos tratarán sobre distintos aspectos de los requerimientos ecológicos y el comportamiento del águila perdicera en las áreas de dispersión juvenil del sur peninsular. En el capítulo 3 se proporcionaran datos de abundancia de algunas de las áreas de dispersión más importantes del águila perdicera y real del sur de la península Ibérica, se caracterizan los hábitats seleccionados durante la dispersión por estas dos especies y se estudiarán los factores ambientales que expliquen la posible segregación espacial de las dos rapaces.

- El objetivo del capítulo 4 es estudiar los hábitos de alimentación (composición de la dieta y selección de presas) de los preadultos de águila perdicera en áreas de dispersión de Granada y Murcia. Los resultados se compararán con los disponibles para dos poblaciones reproductoras cercanas. También se evaluará la importancia que pueden tener determinadas especies presas para la abundancia de águila perdicera en las áreas de dispersión.
- En el Capítulo 5 se describirá la fenología del águila perdicera y real dentro de las áreas de dispersión objeto de estudio; se estudiará si existen diferencias en la abundancia temporal de estas dos águilas. También se verá el efecto de colonización de una pareja reproductora de águila perdicera de un área de dispersión, en su utilización por parte de los dispersantes.
- Por último, se hace una revisión de las medidas de conservación que han sido propuestas en otros estudios para la conservación del águila perdicera, y se enumerarán de manera clara la utilidad de los resultados de la presente tesis en la estrategia de conservación y gestión de la especie.

2.7. Referencias

- Alcántara M, Ferreiro E & Gardiazábal A. 2003. El Águila Perdicera en Aragón. *Naturaleza Aragonesa* 10: 41-48.
- Allander K. 1998. The effects of an ectoparasite on reproductive success in the great tit: a 3-year experimental study. *Canadian Journal of zoology* 76: 19-25.
- Anderson RM & May RM. 1979. Population biology of infectious diseases. *Nature* 280: 361-367, 455-461.
- Andreassen HP, Stenseth NC & Ims RA. 2002. Dispersal behaviour and population dynamics of vertebrates. En: JM Bullock, RE Kenward & RS Hails (eds.). *Dispersal ecology*. Pp. 237-256. British Ecological Society Symposium 42. Blackwell, Oxford.
- Arroyo B & Ferreiro E (eds.). 2001 European Union Species Action Plan for Bonelli's Eagle (*Hieraaetus fasciatus*). En: N Schäffer & U Gallo-Orsi (eds.): *European Union action plans for eight priority bird species*. 18pp. Comisión Europea. Bruselas. Descargado en: http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/wildbirds/action_plans/
- Arroyo B, Bueno JM & Pérez-Mellado V. 1976. Biología de reproducción de una pareja de *Hieraaetus fasciatus* en España Central. *Doñana Acta Vertebrata* 3: 33-45.
- Arroyo B, Ferreiro E & Garza V. 1990. *Inventario de la población española de águila perdicera Hieraaetus fasciatus y sus áreas de cría*. ICONA, Madrid.
- Arroyo B, Ferreiro E & Garza V. 1992. *Factores limitantes de la población de águila perdicera en España*. Informe inédito del ICONA, Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Arroyo B, Ferreiro E & Garza V. 1995. *El Águila Perdicera (Hieraaetus fasciatus) en España. Censo, reproducción y conservación*. Serie Técnica. ICONA. Madrid.
- Arroyo B, Redpath S & Viñuela J. 2004. Conflicts in raptor Conservation: an overview. En: Chancellor RD & Meyburg BU (eds.): *Raptors Worldwide*. Pp. 307-315. WWGBP/MME.
- Atkinson CT & van Riper C. 1991. Pathogenicity and epizootiology of avian haematozoa: *Plamodium*, *Leucocytozoon*, and *Haemoproteus*. En: JE Loye & M Zuk (eds.). *Bird-parasite interactions: ecology, evolution and behaviour*. Pp 19-48. Oxford University Press, Oxford.
- Avella F J. 1977. *Hieraaetus fasciatus* alimentándose de carroña. *Ardeola* 24: 212-215.
- Baguette M & van Dyck H. 2007. Landscape connectivity and animal behavior: functional grain as a key determinant for dispersal. *Landscape Ecology* 22: 1117-1129.
- Balbontín J. 2005. Identifying suitable habitat for dispersal in Bonelli's eagle: An important issue halting its decline in Europe. *Biological Conservation* 126: 74-83.
- Balbontín J & Ferrer M. 2005. Condition of large brood in Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus*: capsule young body condition is affected by the interaction of environment (rainfall) and brood size. *Bird study* 52: 37-41.
- Balbontín J & Ferrer M. 2009. Movements of juvenile Bonelli's Eagles *Aquila fasciata* during dispersal. *Bird Study* 56: 89-95.
- Balbontín J, Penteriani V & Ferrer M. 2003. Variations in the age of mates as an early warning signal of changes in population trends? The case of Bonelli's eagle in Andalusia. *Biological Conservation* 109: 417-423.

- Barnard CJ & Behnke J.M. 1990. *Parasitism and host behaviour*. Taylor and Francis, Londres.
- Bautista J, Calvo R, Otero M, Martín J. 1999. Águilas Perdiceras mueren electrocutadas en los tendidos del suroeste de Granada mientras se dispersan. *Quercus*, 165: 49.
- Bautista J, Gil-Sánchez JM, Martín-Jaramillo J, Otero M, Moleón M, 2004. Las áreas de dispersión del águila real y el águila perdicera en Granada. *Quercus* 223: 10-15.
- Bayle P. 1999. Preventing birds of prey problems at transmission lines in western Europe. *Journal of Raptor Research* 33: 43-48.
- Bednarz JC & Dinsmore JJ. 1981. Status, Habitat Use, and Management of Red-Shouldered Hawks in Iowa. *The Journal of Wildlife Management* 45 (1): 236-241.
- Beebe FL. 1976. *Hawks falcons and falconry*. Saanichton, British Columbia, Hancock House Publ. Ltd.
- Beecham JJ & Kochert MN. 1975. Breeding biology of the Golden Eagle in southwestern Idaho. *The Wilson Bulletin* 87: 503-513.
- Belthoff JR & Ritchison G. 1989. Natal dispersal of Eastern Screech-Owls. *The Condor* 91: 254-265.
- Bengtsson BO. 1978. Avoiding inbreeding, at what cost? *Journal of Theoretical Biology* 73: 439-444.
- Bennetts RE, Nichols JD, Lebreton JD, Pradel R, Hines JE & Kitchens WM. 2001. Methods for estimating dispersal probabilities and related parameters using marked animals. En: J. Clobert, E. Danchin, AA Dhondt & JD Nichols. *Dispersal*. Pp 3-17. Oxford Univ. Press. New York.
- BirdLife International 2004. *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. BirdLife Conservation Series N° 12. BirdLife International, Cambridge.
- BirdLife International 2009. *Hieraaetus fasciatus*. In: IUCN 2009. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2009.2. Disponible en: <http://www.iucnredlist.org>>. Descargado el 20 marzo 2009.
- Bort J, Agueras M, Bort JL, Marza S & Ramia F. 2007. Mortalidad en la población de Águila-Azor perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en la provincia de Castellón (periodo 1971-2006). *Anuario Ornitológico de Castellón* 5: 168-176.
- Bosch R, Real J, Tinto A, Zozaya EL & Castell C. 2010. Home-ranges and patterns of spatial use in territorial Bonelli's Eagles *Aquila fasciata*. *Ibis* 152: 105-117.
- Bowler DE & Benton TG. 2005. Causes and consequences of animal dispersal strategies: relating individual behaviour to spatial dynamics. *Biological Reviews* 80: 205-225.
- Brower L & Komdeur J. 2004. Green nesting material has a function in mate attraction in the European starling. *Animal Behaviour* 67, 539-548.
- Brown CR & Brown MB. 2002. Spleen volume varies with colony size and parasite load in a colonial bird. *Proceedings of the Royal Society, B* 269:1367-1373.
- Brown JH & Kodric-Brown A. 1977. Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. *Ecology* 58: 445-449.
- Brown L & Amadon A. 1968. *Eagles, hawks and falcons of the world*. McGraw-Hill Book, Co, New York.
- Brown LH. 1976. *Eagles of the world*. David and Charles. London
- Buchanan JB. 2004. Managing habitat for dispersing Northern Spotted Owls- are the current management adequate? *Wildlife Society Bulletin* 32: 1333-1345.
- Bucher EH. 1988. Do birds use biological control against nest parasites? *Parasitology Today* 4: 1-3.

- Bullock JM, Kenward RE & Hails RS. 2002. *Dispersal ecology*. Blackwell Publishing. Oxford.
- Bush ME & Gehlbach FR 1979. Broad-winged Hawk nest in central Texas: geographic record and novel aspects of reproduction. *Bulletin Texas Ornithology Society* 11:41-43.
- Bustamante J, Donázar JA, Hiraldo F, Ceballos O & Traviani A. 1997. Differential habitat selection by immature and adult Grey Eagle-Buzzards *Geranoaetus melanoleucus*. *Ibis* 139: 322-330.
- Cabral MJ (coord.). 2008. *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal 3ª edición* Instituto de Conservação da Natureza/Zahirió & Alvim, Lisboa.
- Cadahía L, Urios V & Negro JJ. 2005. Survival and movements of satellite-tracked Bonelli's Eagles *Hieraaetus fasciatus* during their first winter. *Ibis* 147: 415-419.
- Cadahia L, Urios V & Negro JJ. 2007. Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus* juvenile dispersal: hourly and daily movements tracked by GPS. *Bird Study* 54 (2): 271-274.
- Cadahia L, Urios V, Peñarrubia SG & Soutullo A. 2004. Dispersión juvenil y establecimiento de parejas reproductoras de águila-azor perdicera y águila real: telemetría vía satélite. *Cuadernos de Biodiversidad* 16:13-17.
- Carrascal LM & Seoane J. 2009. Factors affecting large-scale distribution of the Bonelli's eagle *Aquila fasciata* in Spain. *Ecological Research* 24 (3): 565-573.
- Carrete M, Sánchez-Zapata J, Calvo JF & Lande R. 2005. Demography and habitat availability in territorial occupancy of two competing species. *Oikos* 108: 125-136.
- Carrete M, Sánchez-Zapata J, Martínez JE & Calvo JF. 2002b. Predicting the implications of conservation management: a territorial occupancy model of Bonelli's eagle in Murcia, Spain. *Oryx* 36 (4): 349-356.
- Carrete M, Sánchez-Zapata J, Martínez JE, Palazón JA & Calvo JF. 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 JE, Sánchez MA & Calvo JF. 2002a. Factors influencing the decline of a Bonelli's eagle population *Hieraaetus fasciatus* in southeastern Spain: demography, habitat or competition? *Biodiversity and Conservation* 11: 975-985.
- Carrete M, Sánchez-Zapata J, Tella JL, Gil-Sánchez JM & Moleón M. 2006. Components of breeding performance in two competing species: habitat heterogeneity, individual quality and density-dependence. *Oikos* 112: 680-690.
- Casas F. 2008. Gestión agraria y cinegética: efectos sobre la perdiz roja en aves esteparias protegidas. Tesis doctoral, Universidad de Castilla La Mancha, España.
- Catlin DH, Rosemberg DK & Haley KL. 2005. The effects of nesting success and mate fidelity on breeding dispersal in Burrowing Owls. *Canadian Journal of Zoology* 83: 1574-1580.
- Cheylan G. 1972. Le cycle annuel d'un couple d'Aigles de Bonelli *Hieraaetus fasciatus* (Vieillot). *Alauda* 40 : 213-234.
- Cheylan G. 1994. Aigle de Bonelli. En: D. Yéatman- Berthelot & G. Jarry (eds.). *Atlas des oiseaux nicheurs de France 1985-1989*. Pp. 200-201. Société Ornithologique de France, Paris.

- Cheyland G, Ravayrol A, Cugnasse JM & Joulot CHR. 1996. Dispersion des Aigles de Bonelli *Hieraaetus fasciatus* juvéniles bagués en France. *Alauda* 64 (4): 413-419.
- Clark L. 1991a. The nest protection hypothesis: the adaptive use of plant secondary compounds by European starlings. En: JE Loye & M Zuk (eds.) *Bird-parasite interactions: ecology, evolution and behaviour*. Pp 205-221. Oxford University Press, Oxford.
- Clark L. 1991b. Countering parasites and pathogens. *Parasitology Today* 6: 358-360.
- Clark L & Mason JR. 1985. Use the nest material as insecticidal and anti-pathogenic agents by European starling. *Oecologia* 67: 169-176.
- Clark L & Mason JR. 1988. Effect of biologically active plants used as nest material and the derived benefit to starling nestlings. *Oecologia* 77: 174-180
- Clark RG, Hobson KA, Nichols JD & Bearhop S. 2004. Avian dispersal and demography: scaling up to the landscape and beyond. *Condor* 106: 717-719.
- Clarke MF & Robertson RJ. 1994. Ectoparasite removal by nest attendants in the cooperatively breeding Bell Miner. *Journal für Ornithologie* 135:111.
- Clayton DH & Moore J (eds). 1997. *Host-Parasite Evolution. General Principles and Avian Models*. Oxford University Press, Oxford.
- Clayton DH & Tompkins DM. 1994. Ectoparasite virulence is linked to mode of transmission. *Proceeding of the Royal Society, London B*: 256: 211-217.
- Clayton DH & Wolfe ND. 1993. The adaptive significance of self-medication. *Trends in Ecology and Evolution* 8: 60-63.
- Clobert J, Ims RA, & Rousset F. 2004. Causes, mechanisms and consequences of dispersal. En: I Hanski & OE Gaggiotti (eds). *Ecology, genetics, and evolution of metapopulations*. Pp 307-335. Academic Press, London.
- Clobert JE, Danchin E, Dhondt AA & Nichols JD (eds.). 2001. *Dispersal*. Oxford University Press, New York.
- Collias N & Collias E. 1984. *Nest Building Behavior in Birds*. Princeton University Press.
- Comins HN, Hamilton WD & May RM. 1980. Evolutionarily stable dispersal strategies. *Journal of Theoretical Biology* 82: 205-230.
- Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. 2006. Programa de Actuaciones para la Conservación del Águila Perdicera en Andalucía. Informe inédito de Egmasa para la Junta de Andalucía. Sevilla.
- Cox N, Chanson J. & Stuart S. 2006. The Status and Distribution of Reptiles and Amphibians of the Mediterranean Basin. IUCN, Gland & Cambridge
- Cramp S. 1998. *The Complete Birds of the Western Palearctic*. CD-Rom I. Oxford University Press, Oxford.
- Cramp S & Simmons KL. 1980. *The Birds of the Western Palearctic, vol. II*. Oxford University Press, Oxford.
- Crompton DWT. 1997. Birds as habitat for parasites. En: DH Clayton & J Moore (eds.): *Host-parasite evolution. General principles and avian models*. Pp 253-270. Oxford University Press, Oxford.
- Danchin E & Cam E. 2002. Can nonbreeding be a cost of breeding dispersal? *Behavioral Ecology and Sociobiology*. 51: 153-163.
- Davis JW, Anderson RC, Karstad L & Trainer DO (eds.). 1971. *Infectious and parasitic diseases of wild birds*. Iowa State University Press, Ames.
- De Lope F, González G, Pérez JJ & Møller. 1993. Increased detrimental effects of ectoparasites on their bird hosts during adverse environmental conditions. *Oecologia*. 95: 234-240.

- Del Hoyo J, Elliot A & Sargatal J. (eds.) 1994. *Handbook of the Birds of the World*. Vol. 2 New World Vultures to Guineafowl. Lynx Edicions, Barcelona.
- Del Moral JC (ed.). 2006. *El águila perdicera en España. Población en 2005 y método de censo*. SEO/birdlife, Madrid.
- Delgado MM & Penteriani V. 2005. Eagle owl *Bubo bubo* dispersal patterns and the importance of floaters for the stability of breeding populations. *Ornithologischer Anzeiger* 44: 153-158.
- Delgado MM & Penteriani V. 2008. Behavioral states help translate dispersal movements into the spatial distribution patterns of floaters. *The American Naturalist* 172: 475-485.
- Delibes-Mateos M. 2007. Relaciones entre los cambios poblacionales del conejo, la gestión cinegética, el hábitat y los depredadores: implicaciones para su conservación. Tesis doctoral, Universidad de Castilla La Mancha, España.
- Díaz J. 2004. Los avatares de las águilas reales jóvenes. *Quercus* 223: 16-18.
- Dieckmann U, O'Hara B & Weisser W. 1999. The evolutionary ecology of dispersal. *Trends in Ecology & Evolution* 14 (3): 88-90.
- Dobado-Berrios PM, Álvarez R & Leiva A. 1998. El águila perdicera en la provincia de Córdoba. *Quercus* 154: 48-49.
- Dobson PJ, Newborn D & Hudson PJ. 1992. Regulation and Stability of a Free-Living Host-Parasite System: *Trichostrongylus tenuis* in Red Grouse. II. Population Models. *Journal of Animal Ecology* 61: 487-498.
- Donázar JA, Hiraldo F & Bustamente J. 1993. Factors influencing nest site selection, breeding density and breeding success in the bearded culture (*Gypaetus barbatus*). *Journal of Applied Ecology* 30: 504-514.
- Duffy DC. 1991. Ants, ticks and nestling seabirds: dynamic interactions? En: JE Loye & M Zuk (eds.): *Bird-parasite interactions: ecology, evolution and behaviour*. Pp 242-257. Oxford University Press, Oxford.
- Edelstam C. 2001. Raptor moult patterns and age criteria. En: J Ferguson-Lees, DA Christie (eds.): *Raptors: birds of prey of the world*. Pp 50-53. A & C Black Pub. Ltd. London.
- Elósegui J. 1974. Informe preliminar sobre alimentación de aves rapaces en Navarra y provincias limítrofes. *Ardeola* 19 (2): 249-256.
- Fagan WF. 1997. Introducing a 'boundary-flux' approach to quantifying insect diffusion rates. *Ecology* 78: 579-587.
- Fauth PT, Kremetz DG & Hines JE. 1991. Ectoparasitism and the role of green nesting material in the European starling. *Oecologia* 88: 22-29.
- Ferguson-Lees J & Christie DA. 2001. *Raptors: birds of prey of the world*. A & C Black Pub. Ltd. London.
- Fernández A, De la Torre JA & Ansola LM. 1993. El Águila de Bonelli (*Hieraaetus fasciatus*) en Burgos. Situación, reproducción, alimentación suplementaria y problemática. Informe inédito Consejería de Medio Ambiente, Junta de Castilla y León. Valladolid.
- Fernández C & Donázar JA. 1991. Griffon vultures *Gyps fulvus* occupying eyries of other cliff nesting raptors. *Bird Study* 38: 42-44.
- Fernández C & Insausti JA. 1990. Golden eagles take up territories abandoned by Bonelli's Eagles in Northern Spain. *Journal of Raptor Research* 24: 124-125.
- Ferrer M. 1993a. Juvenile dispersal behaviour and natal philopatry of a long-live raptor, the Spanish Imperial Eagle *Aquila adalberti*. *Ibis* 135: 132-138.
- Ferrer M. 1993b. Ontogeny of dispersal distances in young Spanish Imperial Eagles. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 32: 259-263.

- Ferrer M. 1993c. Reduction in hunting success and settlement strategies in young Spanish imperial eagles. *Animal Behaviour* 45: 406-408.
- Ferrer M. 2001. *The Spanish imperial Eagle*. Lynx edicions, Barcelona.
- Ferrer M. 2005. Proyectos demostradores y proyectos coordinados. El caso del águila imperial en España. En: J Pérez & M Delibes de Castro (eds.): *Al borde de la extinción: una visión integral de la recuperación de fauna amenazada en España*. Pp 203-220. EVREN, Valencia.
- Ferrer M & Calderón J. 1990. The Spanish imperial eagle *Aquila adalberti* C. L. Brehm 1861 in Doñana National Park (south west Spain): a study of population dynamics. *Biological Conservation* 51: 151-161.
- Ferrer M & Harte M. 1997. Habitat selection by immature Spanish imperial eagles during the dispersal period. *Journal of Animal Ecology* 34: 1359-1364.
- Ferrer M & Janss GFE. 1999. *Birds and Power Lines*. Quercus, Madrid.
- Ferrer M & Penteriani V. 2008. Non-independence of demographic parameters: positive density-dependent fecundity in eagles. *Journal of Applied Ecology* 45: 1453-1459.
- Folstad I & Karter AK. 1992. Parasites, bright males, and the Immunocompetence handicap. *The American Naturalist* 139: 603-622.
- Forsman D. 1999. *The Raptors of Europe and The Middle East . A Handbook of Field Identification*. T & AD Poyser, London.
- Forsman ED, Robert GA, Reid JA, Loschl PJ, Sovern SG, Taylor M, Biswell BL, Ellingson A, Meslow EC, Miller GS, Swindle KA, Thraillkill JA, Wagner FF, & Seaman DE. 2002. Natal and breeding dispersal of Northern Spotted Owls. *Wildlife Monographs* 149: 1-35.
- Freeland WJ. 1976. Pathogens and the evolution of primate sociality. *Biotropica* 8: 12-24.
- García L. 1976. Reproducción del águila perdicera, *Hieraaetus fasciatus*, en la Sierra de Cabo de Gata de Almería. *Boletín Estación Centros Ecológicos* 5(10): 83-92.
- Garzón J. 1975. Birds of prey in Spain, the present situation. Pp. 159-170. En: *World conference on birds of prey*. Viena.
- Gehlbach FR & Baldrige RS 1987. Live blind snakes (*Leptotyphlops dulcis*) in eastern screech-owl (*Otus asio*) nests: a novel commensalisms. *Oecologia* 71: 560-563.
- Gil-Sánchez JM. 1999. Solapamiento de hábitat de nidificación y coexistencia entre el Águila-azor Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) y el Halcón Peregrino (*Falco peregrinus*) en un área de simpatria. *Ardeola* 46: 31-37.
- Gil-Sánchez JM. 2000. Efecto de la altitud y de la disponibilidad de presas en la fecha de puesta del Águila-Azor Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en la provincia de Granada (SE España). *Ardeola* 47: 1-8.
- Gil-Sánchez JM, Moleón M, Otero M & Bautista J. 2004. A nine-year study of successful breeding in a Bonelli's eagle population in southeast Spain: a basis for conservation. *Biological Conservation* 118: 685-694.
- Gil-Sánchez JM, Moleón M, Otero M & Bautista J. 2005. Differential composition in the age of mates in Bonelli's eagle populations: the role of spatial scale, non-natural mortality reduction, and the age classes definition. *Biological Conservation* 124: 149-152.
- Gil-Sánchez JM, Molino-Garrido F & Valenzuela-Serrano G. 1994. Parámetros reproductivos y alimentación del Águila real (*Aquila chrysaetos*) y del Águila perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en la provincia de Granada. *Aegyptus* 12: 47-51.

- Gil-Sánchez JM, Molino-Garrido F & Valenzuela-Serrano G. 1996. Selección de hábitat de nidificación por el Águila Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en Granada (SE de España). *Ardeola* 43: 189-197.
- Giron-Pendelton BA, Millsap BA, Cline KW & Bird DM. 1987. *Raptor Management Techniques Manual*. National Wildlife Federation, Washington.
- Glutz von Blotzheim UN, Bauer KM & Bezzel E. 1971. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Band 4. Falconiformes. Aula verlag, Wiesbaden.
- Goater CM. & Holmes JH. 1997. Parasite-mediated natural selection. En: DH Clayton & J Moore (eds.). *Host-parasite evolution. General principles and avian models*. Pp 9-29. Oxford University Press, Oxford.
- González LM, Bustamante J & Hiraldo F. 1992. Nesting habitats selection by the Spanish Imperial Eagle *Aquila adalberti*. *Biological Conservation* 59: 45-50.
- González LM, Heredia B, González JL & Alonso JC. 1989. Juvenile dispersal of Spanish Imperial Eagles. *Journal of Field Ornithology* 60:369-379.
- Green RE. 1996. The status of the Golden Eagle in Britain in 1992. *Bird Study* 43: 20-27.
- Greenwood PJ. 1980. Mating systems, philopatry and dispersal in birds and mammals. *Animal Behaviour*. 28: 1140-1162.
- Gwinner H, Oltrogge M, Trost L & Nienaber U. 2000. Green plants in starling nests: effects on nestlings. *Animal Behaviour* 59: 301-309.
- Hall A. 1985. Nutritional aspects of parasitic infection. *Progress in Food and Nutrition Science* 9: 227-256.
- Hamilton WD. & Zuk M. 1982. Heritable true fitness and bright birds: A role for parasites? *Science* 218: 384-387.
- Hansell M. 2000. *Bird nests and construction behaviour*. University Press, Cambridge.
- Harding KC & McNamara JM. 2002. A unifying framework for metapopulation dynamics. *The American Naturalist* 160: 173-185.
- Hart BJ. 1997. Behavioural defence. En: DH Clayton & J Moore (eds.). *Host-parasite evolution. General principles and avian models*. Pp 59-77. Oxford University Press, Oxford.
- Hastings A. 1983. Can spatial selection alone lead to selection for dispersal? *Theoretical Population Biology* 24: 244-251.
- Helbig AJ, Kocuma A, Seibolda I & Braun MJ. 2005. A multi-gene phylogeny of aquiline eagles (Aves: Accipitriformes) reveals extensive paraphyly at the genus level. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 35: 147-164.
- Herman CM. 1936. Ectoparasites and bird diseases. *Bird Banding* 7: 163-166.
- Herman CM. 1955. Diseases of birds. En: A Wolfson (ed.). *Recent studies in avian biology*. Pp 450-467. Urbana, Illinois.
- Hillgarth N & Wingfield JC. 1997. Parasite-mediated sexual selection: endocrine aspect. En: DH Clayton & J Moore (eds.). *Host-parasite evolution. General principles and avian models*. Pp 78-104. Oxford University Press, Oxford.
- Holmes JC & Zohar S. 1990. Pathology and host behaviour. En: CJ Barnard & JM Bejnke (eds.). *Parasitism and host behaviour*. Pp 33-63. Taylor and Francis, London.
- Hoogland JL & Sherman PW. 1976. Advantages and disadvantages of bank swallow (*Riparia riparia*) coloniality. *Ecological Monographs* 46: 33-58.
- Horn HS. 1983. Some theories about dispersal. En: IR Swingland & PJ Greenwood (eds.). *The ecology of animal movement*. Pp5-59. Oxford University Press, Oxford.

- Hubalek Z. 1978. Coincidence of fungal species associated with birds. *Ecology* 59: 438-442.
- Huggett RJ. 2004. *Fundamentals of biogeography (2nd edition)*. Rotledge Taylor & Francis Group, London.
- Iezekiel S, Bakaloudis DE & Vlachos CG. 2004. The diet of the Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus*, in Cyprus. En: RD Chancellor & BU Meyburg (eds.). *Raptors Worldwide*. Pp 581-587. WWGBP/MME, Budapest.
- Insausti JA. 1986. Biología del Águila Perdicera *Hieraaetus fasciatus* (Vieillot, 1822) en Navarra. Tesina de Licenciatura, Universidad de Navarra. España.
- Jaenson TGT. 1990. Vector roles of Fennoscandian mosquitoes attracted to mammals, birds and frogs. *Medical and Veterinary Entomology* 4: 221-226.
- Johnson LS & Albrecht DJ. 1993. Effects of haematophagous ectoparasites on nestling house wrens, *Troglodytes aedon*: who pays the cost of parasitism? *Oikos* 66: 255-262.
- Johnson ML & Gaines MS. 1990. Evolution of dispersal: theoretical models and empirical tests using birds and mammals. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 21: 449-480.
- Johnston RF & Hardy JW. 1962. Behavior of the purple martin. *Wilson Bulletin* 74: 243-262.
- 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: 67-88.
- Keymer AE & Read AF. 1991. Behavioural Ecology: the impact of parasitism. En: CA Toft, A Aeschlimann & L Bolis (eds.). *Parasite-Host Associations: Coexistence or Conflict?* Pp: 37-61. Oxford University Press, Oxford.
- Korpimäki E. 1993. Does nest-hole quality, poor breeding success or food depletion drive the breeding dispersal of Tengmalm's Owls? *Journal of Animal Ecology* 62: 606-613.
- Kot M, Lewis MA & van den Driessche P. 1996. Dispersal data and the spread of invading organisms. *Ecology* 77: 2027-2042.
- Krebs JC. 2001. *Ecology (5th edition)*. Benjamin-Cummings Pub Co, London.
- Lafuma L, Lambrechts M & Raymond M. 2001. Aromatic plants in bird nests as a protection against blood-sucking flying insects?. *Behavioural Processes* 56: 113-120.
- Lambrechts MM & Dos Santos A. 2000. Aromatic herbs in Corsican blue tit nests: the 'Potpourri' hypothesis. *Acta Oecologia* 21: 175-178.
- Lehmann T. 1993. Ectoparasites: direct impact on host fitness. *Parasitology Today* 9: 8-13.
- Lerner HRL & Mindell DP. 2005. Phylogeny of eagles, Old World vultures, and other Accipitridae based on nuclear and mitochondrial DNA. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 37: 327-346.
- Levin DA. 1971. Plant phenolics: an ecological perspective. *The American Naturalist* 105: 157-181.
- Levin SA, Cohen D & Hastings A. 1984. Dispersal strategies in patchy environments. *Theoretical Population Biology* 26: 165-191.
- Locke LN & James P. 1962. Trichomonad canker in the Inca dove, *Scardafella inca* (Lesson). *The Journal of Parasitology* 48: 497.
- Lomnicki A. 1988. *Population ecology of individuals*. Princeton University Press, Princeton.
- Long PL (ed.). 1982. *The biology of the Coccidia*. University Park Press, Baltimore.

- López-López P, García-Ripollés C, Aguilar JM, García-López F & Verdejo J. 2006. Modelling breeding habitat preferences of Bonelli's eagle (*Hieraaetus fasciatus*) in relation to topography, disturbance, climate and land use at different spatial scales. *Journal of Ornithology* 147: 97-106.
- López-López P, García-Ripollés C, Soutullo A, Cadahia L & Urios V. 2007b. Are important bird areas and special protected areas enough for conservation?: the case of Bonelli's eagle in a Mediterranean area. *Biodiversity and Conservation* 16 (13): 3755-3780.
- López-López P, García-Ripollés C, Urios V. 2007a. Population size, breeding performance and territory quality of Bonelli's Eagle *Hieraaetus fasciatus* in eastern Spain. *Bird Study* 54 (3): 335-342.
- López-López P, Soutullo A, García-Ripollés C, Urios V, Cadahía L & Ferre M. 2009. Markov models of territory occupancy implications for the management and conservation of competing species. *Biodiversity and Conservation* 18 (5): 1389-1402.
- Loye J & Carroll SP. 1991. Nest ectoparasite abundance and cliff swallow colony site selection, nestling development and departure time. En: JE Loye & M Zuk (eds.): *Bird-parasite interactions: ecology, evolution and behaviour*. Pp 222-241. Oxford University Press, Oxford.
- Loye JE & Zuk M. (eds.). 1991. *Bird-parasite interactions: ecology, evolution and behaviour*. Oxford University Press, Oxford.
- Mañez M. 2001. Águila-azor perdicera *Hieraaetus fasciatus*. En: A Franco & M Rodríguez de los Santos (eds.): *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*. Pp. 129-130- Junta de Andalucía, Sevilla.
- Mañosa S. 2001. Strategies to identify dangerous electricity pylons for birds. *Biodiversity and Conservation* 10: 1997-2012.
- Mañosa S & Real J. 2001. Potential negative effects of collisions with transmission lines on a Bonelli's eagle population. *Journal of Raptor Research* 35: 247-252.
- Mañosa S, Real J & Codina J. 1998. Selection of settlement areas by juvenile Bonelli's eagle in Catalonia. *Journal of Raptor Research* 32: 208-214.
- Marshall AG. 1981. *The ecology of ectoparasitic insects*. Academic Press, London.
- Martínez JA, Calvo JF, Martínez JE, Zuberogoitia I, Zabala J & Redpath SM. 2008a. Breeding performance, age effects and territory occupancy in a Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus* population. *Ibis* 150 (2): 223-233.
- Martínez JE, Martínez JA, Zuberogoitia I, Zabala J Redpath SM & Calvo JF. 2008b. The effect of intra- and interspecific interactions on the large-scale distribution of cliff-nesting raptors. *Ornis Fennica* 85: 13-21.
- Martínez JE, Sánchez MA, Carmona D & Sánchez JA. 1994. Régime alimentaire de l'aigle de Bonelli (*Hieraaetus fasciatus*) durant le période de l'élevage des jeunes (Murcia, Espagne). *Alauda*, 62: 53-58.
- Martínez R, Garrigues R & Morata JA. 1988. Algunos datos sobre la biología del Águila Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*, Vieillot) en el sureste de Albacete. *Revista de Estudios Albacetenses* 24: 205-220.
- Mateache P. 2006. El águila perdicera en la Comunidad Valenciana. En: JC del Moral (ed.): el águila perdicera en España. Población en 2005 y método de censo. Pp. 95-102. SEO/BirdLife, Madrid.
- McCarthy MA. 1997. Competition and dispersal from multiple nests. *Ecology* 78: 873-883.

- McIntyre CL & Collopy MW. 2006. Postfledging dependence period of migratory Golden Eagles (*Aquila chrysaetos*) in Denali National Park and Preserve, Alaska. *Auk* 123: 877–884.
- Merino S. 2002. Evolución de la interacción parásito-hospedador. En: M Soler (ed.): *Evolución, La base de la Biología*. Pp 487-496. Proyecto Sur Ediciones, Granada.
- Merino S, Martínez J, Møller AP, Barbosa A, De Lope F & Rodríguez-Caabeiro F. 2001. Physiological and haematological consequences of a novel parasite on the red-rumped swallow *Hirundo daurica*. *International Journal for Parasitology* 31: 1187-1193.
- Merino S, Moreno J, Sanz JJ & Arriero E. 2000. Are avian blood parasites pathogenic in the wild? A medication experiment in blue tits (*Parus caeruleus*). *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 267: 2507-2510.
- Merino S & Potti J. 1995. Mites and blowflies decrease growth and survival in nestling pied flycatchers. *Oikos* 73: 95-103.
- Meyers LE. 1922. The American swallow bug, *Oeciacus vicarius* Horvath (Hemiptera: Cimicidae). *Parasitology* 20: 159-172.
- Mínguez E, Angulo E & Siebering V. 2001. Factors influencing length of the post-fledging period and timing of dispersal in Bonelli's eagle (*Hieraaetus fasciatus*) in southwestern Spain. *Journal of Raptor Research* 35: 228-234.
- Moleón M. 2008. Interacciones ecológicas entre depredadores y presas. Águilas perdiceras, conejos y perdices. Tesis doctoral, Universidad de Granada, España.
- Moleón M, Almaraz P & Sánchez-Zapata JA. 2008. An Emerging Infectious Disease Triggering Large-Scale Hyperpredation. *Plos One* 3 (6): e2307.
- Moleón M, Bautista J, Garrido JR, Martín-Jaramillo J, Ávila E & Madero A. 2007b. La corrección de tendidos eléctricos en áreas de dispersión de águila-azor perdicera: efectos potenciales positivos sobre la comunidad de rapaces. *Ardeola* 54(2): 319-325.
- Moleón M, Bautista J, Sánchez-Zapata JA & Gil-Sánchez JM. 2009c. Diet of non-breeding Bonelli's eagles *Hieraaetus fasciatus* at settlement areas of southern Spain. *Bird Study* 56 (1): 142-146.
- Moleón M, Martín-Jaramillo J, Nieto J, Benítez JR, Bautista J, Madero A & del Junco O. 2009a. Successful replacement clutches in European Bonelli's eagles (*Hieraaetus fasciatus*). *Journal of Raptor Research* 43 (2): 164-165.
- Moleón M, Gil-Sánchez JM, Real J, Sánchez-Zapata JA, Bautista J & Sánchez-Clemot JF. 2007. Ecología trófica de las águilas-azor perdiceras *Hieraaetus fasciatus* territoriales durante el periodo no reproductor en la Península Ibérica. *Ardeola* 54 (1): 135-143.
- Moleón M, Sánchez-Zapata JA, Real J, García-Charton JA, Gil-Sánchez JM, Palma J, Bautista J & Bayle P. 2009b. Large-scale spatio-temporal shifts in the diet of a predator mediated by an emerging infectious disease of its main prey. *Journal of Biogeography* 36 (8): 1502-1515.
- Møller AP. 1990a. Effects of parasitism by a haematophagous mite on reproduction in the Barn Swallow. *Ecology* 71: 2345-2357.
- Møller AP. 1990b. Parasitism and the evolution of host life history. En: DH Clayton & J Moore (eds.): *Host-parasite evolution. General principles and avian models*. Pp 105-127. Oxford University Press, Oxford.
- Møller AP. 1994. Parasites as an environmental component of reproduction in birds as exemplified by the Swallow *Hirundo rustica*. *Ardea*, 82: 161-172.

- Møller AP. 1997. Parasitism and the evolution of host life history. En: DH Clayton J & Moore (eds.): *Host-parasite evolution: general principles and avian models*. Pp. 105-127. Oxford University Press, Oxford.
- Møller AP, Allander K & Dufva R. 1990. Fitness effects of parasites on passerine birds: a review. En: J Blondel, J Gosler J, JD Lebreton & RH McCleery (eds.). *Populations biology of passerine birds: an integrated approach*. Pp 269-280. Springer-Verlag, Berlin.
- Møller AP & Erritzøe J. 2000. Host immune defence and migration in birds. *Evolutionary Ecology* 12: 945-953.
- Mooij WM & DeAngelis DL. 2003. Uncertainty in spatially explicit animal dispersal models. *Ecological Applications* 13: 794-805.
- Moorcroft PR, Lewis MA & Crabtree RL. 1999. Home range analysis using a mechanistic home range model. *Ecology* 80: 1656-1665.
- Moreno-Rueda, G., Pizarro, M., Ontiveros, D. and Pleguezuelos, J. M. (2009) The coexistence of the eagles *Aquila chrysaetos* and *Hieraaetus fasciatus* increases with low human population density, intermediate temperature, and high prey diversity. *Annales Zoologici Fennici* 46: 283–290.
- Morrison JL & Bohall Wood P. 2009. Broadening Our Approaches to Studying Dispersal in Raptors. *Journal of Raptor Research* 43 (2): 81-89.
- Morrison JL & Humphrey SR. 2001. Conservation value of private lands for Crested Caracaras in Florida. *Conservation Biology* 15: 675-684.
- Moss WW & Camin JH. 1970. Nest parasitism, productivity, and clutch size in Purple Martins. *Science* 168: 1000-1002.
- Mure M. 1999. Détermination par suivi visuel des habitats utilisés par l'Aigle de Bonelli *Hieraaetus fasciatus* en Ardèche. *Alauda* 67: 289-296.
- Neff JA. 1945. Maggot infestation of nestling Mourning Doves. *Condor*: 47: 73-76.
- Negro JJ, Hiraldo F & Donazar JA. 1997. Causes of natal dispersal in the Lesser Kestrel: inbreeding avoidance or resource competition. *Journal of Animal Ecology* 66: 640-648.
- Newton I. 1979. *Population ecology of Raptors*. T. and A.D. Poyser, Berkhamsted.
- Newton I. 1998. *Population Limitation in Birds*. Academic Press, London.
- Newton I. 2003. *The speciation & biogeography of birds*. Academic press, London.
- Newton I & Marquiss M. 1983. Dispersal of sparrowhawks between birthplace and breeding place. *Journal of Animal Ecology* 52: 463-477.
- Newton I, Davis PE & Moss D. 1981. Distribution and breeding of red kites in relation to land-use in Wales. *Journals of Applied Ecology*, 18: 173-186.
- Newton I, Wyllie I & Asher A. 1993. Long-term trends in organochlorine and mercury residues in some predatory birds in Britain. *Environmental Pollution* 79, 143-151.
- Omland KS & Hoffman SW. 1996. Seasonal, diet and spatial dispersion patterns of Golden Eagle migration in Southern Montana. *Condor* 98: 633-636.
- Ontiveros D. 1996. Matan en Granada a dos águilas perdiceras que llevaban radioemisores. *Quercus* 129: 49.
- Ontiveros D. 1999. Selection of nest cliff by Bonelli's eagle (*Hieraaetus fasciatus*) in southeastern Spain. *Journal of Raptor Research* 33: 110-116.
- Ontiveros D. 2000. Ecología de una población de Águila Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) del sureste ibérico: plan de conservación. Tesis doctoral. Universidad de Granada, España.
- Ontiveros D. 2010. Águila perdicera – *Hieraaetus fasciatus*. En: Carrascal LM & Salvador A (eds.): Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Museo

- Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>. Descargado el 24 febrero de 2010
- Ontiveros D & Pleguezuelos JM. 2000. Influence of prey densities in the distribution and breeding success of Bonelli's eagle (*Hieraaetus fasciatus*): management implications. *Biological Conservation* 93 (1): 19-25.
- Ontiveros D & Pleguezuelos JM. 2003a. Influence of climate on Bonelli's eagle (*Hieraaetus fasciatus* V.) breeding success through the Western Mediterranean. *Journal of Biogeography* 30 (5): 755-760.
- Ontiveros D & Pleguezuelos JM. 2003b. Physical, environmental and human factors influencing breeding success of Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus* in Granada (SE Spain). *Biodiversity and Conservation* 12: 1193-1203.
- Ontiveros D, Pleguezuelos JM & Caro J. 2005. Prey density, prey detectability and food habits: the case of Bonelli's eagle and the conservation measures. *Biological Conservation* 123: 19-25.
- Ontiveros D, Real J, Balbontín J, Carrete M, Ferrero E, Ferrer M, Mañosa S, Pleguezuelos JM & Sánchez-Zapata JA. 2004. Biología de la conservación del águila-azor perdicera *Hieraaetus fasciatus* en España: investigación científica y gestión. *Ardeola* 51 (2): 459-468.
- Oñate JJ, Garza V & Suárez F. 1997. Cambios de paisaje y declive del águila perdicera. En: *Actas De Las XII Jornadas Ornitológicas Españolas*. 181-190. Almería.
- Palma L, Beja P, Pais M & Da Fonseca LC. 2006. Why do raptors take domestic prey? The case of Bonelli's eagles and pigeons. *Journal of Applied Ecology* 43 (6): 1075-1086.
- Palma L, Beja P, Tavares PC & Monteiro LR. 2005. Spatial variation of mercury levels in nesting Bonelli's eagles from Southwest Portugal: effects of diet composition and prey contamination. *Environmental Pollution* 134 (3): 549-557.
- Paradis E, Baillie SR, Sutherland WJ & Gregory RD. 1998. Patterns of natal and breeding dispersal in birds. *The Journal of Animal Ecology* 67 (4): 518-536.
- Parellada X. 1984. Variació del plomatge i identificació de l'águila cuabarrada (*Hieraaetus fasciatus fasciatus*). *Rapinyaires Mediterranis II*: 70-79. CRPR, Barcelona.
- Parellada X, Borau A & Beneyto A. 2006. El águila perdicera en Cataluña. En: JC Del Moral (ed.): *El águila perdicera en España. Población en 2005 y método de censo*. Pp 84-94. SEO/BirdLife, Madrid.
- Parellada X, De Juan A, Alamany O. 1984. Ecología de l'águila cuabarrada (*Hieraaetus fasciatus*): factors limitants, adaptacions morfològiques i ecològiques i relacions interespecífiques amb l'águila daurada (*Aquila chrysaetos*). *Rapinyaires Mediterranis II*: 121-141. CRPR, Barcelona.
- Paz JL. 2001. Nidotopica del Águila Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en el parque natural Sierra de Grazalema. *Revista de la Sociedad Gaditana de Historia Natural* 2: 77-82.
- Penteriani V & Delgado MM. 2009. Thoughts on Natal Dispersal. *Journal of Raptor Research* 43(2): 90-98.
- Penteriani V, Fortuna MA, Melián CJ, Otalora F & Ferrer M. 2006b Can prey behaviour induce spatially synchronic aggregation of solitary predators? *Oikos* 113: 497-505.
- Penteriani V, Otalora F & Ferrer M. 2005a. Floater survival affects population persistence. The role of prey availability and environmental stochasticity. *Oikos* 108: 523-534.

- Penteriani V, Otalora F & Ferrer M. 2006a. Floater dynamics can explain positive patterns of density-dependence fecundity in animal populations. *American Naturalist* 168: 697-703.
- Penteriani V, Otalora F & Ferrer M. 2008. Floater mortality within settlement areas can explain the Allee effect in breeding populations. *Ecological Modelling* 213: 98-104.
- Penteriani V, Otalora F, Sergio F & Ferrer M. 2005b. Environmental stochasticity in dispersal areas can explain the “mysterious” disappearance of breeding populations. *Proceedings of the Royal Society B Biological Sciences* 272: 1265-1269.
- Phillips JR & Dindal DL. 1990. Invertebrate populations in the nests of a Screech Owl *Otus asio* and an American kestrel *Falco sparverius* in central New York USA. *Entomological News* 101: 170-192
- Pomeroy DE. 1962. Birds with abnormal bills. *British Birds* 55: 49-72
- Postupalsky S. 1974. Management of raptors. En: FN Hamerstrom, BE Harrell, RR Olendorff (eds.): *Raptor reproductive success: some problems with methods, criteria and terminology*. Raptor Research Report No. 2. Pp 21-32. Vermillion.
- Powlesland RG. 1978. Behavior of the haematophagous mite *Ornithonyssus bursa* in Starling nest boxes in New Zealand. *New Zealand Journal of Zoology* 5: 395-400.
- Price PW. 1980. *Evolutionary biology of parasites*. Princeton University Press, Princeton.
- Primack RB & Ros J. 2002. *A Primer of Conservation Biology, 2nd Edition*. Editorial Ariel, Barcelona.
- Puchala P. 2004. Detrimental effects of larval blow flies (*Protocalliphora azurea*) on nestlings and breeding success of Tree Sparrows (*Passer montanus*). *Canadian Journal of Zoology* 82: 1285-1290.
- Rasmussen RA. 1972. What do the hydrocarbons from trees contribute to air pollution? *Journal of Air Control Pollutants Association* 22: 537-543.
- Read A. 1991. Passerine polygyny: a role for parasites? *The American Naturalist* 138: 434-459.
- Real J. 1982. El águila perdicera en Cataluña. *Quercus* 5: 26-28.
- Real J. 1987. Evolución cronológica del régimen alimenticio de una población de *Hieraaëtus fasciatus* en Catalunya: factores causantes, adaptación y efectos. *Suplemento Ricerca Biologica Selvaggina* 12: 185-205.
- Real J. 1991. L'aliga perdiguera *Hieraaetus fasciatus* a Catalunya: status, ecologia trófica, biologia reproductora i demografia. Tesis doctoral. Universidad de Barcelona, España.
- Real J. 1996. Biases in diet study methods in the Bonelli's Eagle. *Journal of Wildlife Management* 60: 632-638.
- Real J. 2003. Águila-Azor Perdicera. *Hieraaetus fasciatus*. En: R Martí & JC Del Moral (eds.): *Atlas de las aves reproductoras de España*. Pp. 192-193. Dirección General para la Biodiversidad-Seo/BirdLife, Madrid.
- Real J. 2004. Águila-Azor Perdicera, *Hieraaetus fasciatus*. En: A Madroño, C González & JC Atienza (eds.): *Libro Rojo de las Aves de España*. Pp 154-157. Dirección General para la Biodiversidad-Seo/BirdLife, Madrid.
- Real J, Grande JM, Mañosa S & Sánchez-Zapata JA. 2001. Causes of death in different areas for Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus* in Spain. *Bird Study* 48: 221-228.
- Real J & Mañosa S. 1990. Eagle Owl (*Bubo bubo*) predation on juvenile Bonelli's Eagle (*Hieraaetus fasciatus*). *Journal of Raptor Research* 24: 69-71.

- Real J & Mañosa S. 1997. Demography and conservation of western European Bonelli's Eagle (*Hieraaetus fasciatus*) populations. *Biological Conservation* 79: 59-66.
- Real J & Mañosa S. 2001. Dispersal of juvenile and immature Bonelli's Eagle in northeastern Spain. *Journal of Raptor Research* 35(1): 9-14.
- Real J, Mañosa S & Codina J. 1996. Estatus, demografía y conservación del Águila perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en el Mediterráneo. En: J. Muntaner & Mayol J (eds.): *Biología y Conservación de las Rapaces Mediterráneas, 1994*. Pp. 83-89. SEO BirdLife, Madrid.
- Real J, Mañosa S & Codina J. 1998. Post-nestling dependence period in the Bonelli's Eagle *Hieraaetus fasciatus*. *Ornis Fennica* 75: 129-137.
- Real J, Mañosa S & Muñoz E. 2000. Thrichomoniasis in a Bonelli's eagle population in Spain. *Journal of Wildlife Diseases* 36: 64-70.
- Real J, Tintó A, Borau A, Beneyto A & Parellada X. 2004. Águila perdicera *Hieraaetus fasciatus*. En: JM Estrada V Pedrocchi, Ll Brotons & S Herrando (eds): *Atles dels ocells nidificants de Catalunya 1999-2002*. Pp 182-183. Lynx Edicions, Barcelona.
- Redpath S. 1988. Vigilance levels in preening Dunlin *Calidris alpina*. *Ibis*: 130: 555-557.
- Richner H, Christe P & Oppliger A. 1995. Parental investment affects prevalence of malaria. *Proceedings of the National Academy Sciences* 92: 1192-1194.
- Rico L, Vidal A & Villaplana J. 1990. Datos sobre la distribución, reproducción y alimentación del águila perdicera *Hieraaetus fasciatus* Vieillot, en la provincia de Alicante. *Medi Natural* 1: 103-112.
- Rico-Alcázar L, Martínez JA, Morán S, Navarro JR & Rico D. 2001. Preferencias de hábitat del Águila-Azor Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en Alicante (E de España) a dos escalas espaciales. *Ardeola* 48 (1): 55-62.
- Rocamora G. 1994. Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus*. En: GM Tucker & MF Heath (eds.): *Birds in Europe, their conservation status*. Pp. 184-185. Birdlife International, Cambridge.
- Rodenhouse HR, Sherry TW & Holmes RT. 1997. Site-dependent regulation of population size: a new synthesis. *Ecology* 78: 2025-2042.
- Rodrigues R. 1994. Microhabitat variables influencing nest-site selection by tundra birds. *Ecological Applications* 4: 110-116.
- Rogers CA, Robertson RJ & Stutchbury BJ. 1991. Patterns and effects of parasitism by *Protocalliphora siala* on tree swallow nestlings. En: JE Loye & M Zuk (eds.): *Bird-parasite interactions: ecology, evolution and behaviour*. Pp 123-139. Oxford University Press, Oxford.
- Román A, Real R, Márcia A & Vargas M. 2005. Modelling the distribution of Bonelli's eagle in Spain: implications for conservation planning. *Biodiversity and Distribution* 11: 477-486.
- Ronce O. 2007. How does it feel to be like a rolling stone? Ten questions about dispersal evolution. *Annual Review of Ecology Evolution, and Systematics* 38: 231-253.
- Rosenthal GA & Janzen DH (eds). 1979. *Herbivores. Their Interaction with Secondary Plant Metabolites*. Academic Press.
- Rothschild M & Clay T. 1952. *Fleas, flukes, and cuckoos*. Philosophical Library.
- Ruckelshaus MC, Hartway C & Kareiva P. 1997. Assessing the data requirements of spatially explicit dispersal models. *Conservation Biology* 11: 1298-1306.

- Sánchez-Zapata JA, Sánchez-Sánchez MA, Calvo JF, González G & Martínez JE. 1996. Selección de hábitat de las aves de presa en la región de Murcia (SE de España). En: J. Muntaner & Mayol J (eds.): *Biología y conservación de las rapaces mediterráneas, 1994*. Pp. 299-304. SEO BirdLife, Madrid.
- Sánchez-Zapata JA, Sánchez MA, Calvo JF & Esteve MA. 1995. *Ecología de las Aves de Presa de la región de Murcia*. Cuadernos de Ecología y Medio Ambiente. Universidad de Murcia, Murcia, Spain.
- Sanz A, Mínguez E, Anadón JD & Hernández VJ. 2005. Heterogeneous use of space in three breeding territories of Bonelli's Eagle *Hieraaetus fasciatus*. *Ardeola* 52: 347-350.
- Saumier MD, Rau ME & Bird DM. 1988. The influence of *Trichinella pseudospiralis* infection on the behaviour of captive, nonbreeding American kestrels (*Falco sparverius*). *Canadian Journal of Zoology* 66: 1685-1692.
- Scott TW & Edman JD. 1991. Effects of avian host age and arbovirus infection on mosquito attraction and blood-feeding success. En: JE Loye & M Zuk (eds.): *Bird-Parasite Interactions. Ecology, Evolution, and Behaviour*. Pp. 179-204. Oxford University Press, Oxford.
- Secoy DM & Smith AE. 1983. Use of plants in control of agricultural and domestic pests. *Economic Botany* 37: 28-57.
- Sengupta S. 1968. Studies in the life history of the Common Myna. *Proceedings of the Zoological Society (Calcutta)* 21: 1-27.
- Sengupta S. 1981. Adaptive significance of the use of margosa leaves in nests of house sparrows *Passer domesticus*. *Emu* 81: 114-115.
- Serrano D, Tella JL, Forero MG & Donazar JA. 2001. Factors affecting breeding dispersal in the facultatively colonial Lesser Kestrel: individual experience vs. conspecific cues. *Journal of Animal Ecology* 70: 568-578.
- Serrano D, Tella JL, Donazar JA & Pomarol M. 2003. Social and individual features affecting natal dispersal in the colonial Lesser Kestrel. *Ecology* 84: 3044-3054.
- Serrano D. 2000. Relationship between raptors and rabbits in the diet of Eagle Owls in southwestern Europe: competition removal or food stress? *Journal of Raptor Research* 34: 305-310.
- Shields WM & Crook JR. 1987. Barn swallow coloniality: a net cost for group breeding in the Adirondacks? *Ecology* 68: 1373-1386.
- Shields WM. 1987. Optimal inbreeding and evolution of philopatry. En: IR Swingland & PJ Greenwood (eds.): *The Ecology of Animal Movement*. Pp. 132-159. Clarendon Press, Gloucestershire.
- Skutch AF. 1976. *Parent birds and their young*. University of Texas, Austin.
- Smith NG. 1968. The advantage of being parasitized. *Nature* 219: 690-694
- Soulé ME & Wilcox B. 1980. *Conservation Biology: An evolutionary-ecological perspective*. Sinauer Associates, Sunderland.
- South A. 1999. Dispersal and landscape errors in spatially explicit population models. *Conservation Biology* 13: 1039-1046.
- Soutullo A, López-López P & Urios V. 2008. Incorporating spatial structure and stochasticity in endangered Bonelli's eagle's population models: implications for conservation and management. *Biological Conservation* 141 (4): 1013-1020.
- Soutullo A, Urios V, Ferrer M & Penarrubia SG. 2006. Post-fledging behaviour in Golden Eagles *Aquila chrysaetos*: onset of juvenile dispersal and progressive distancing from the nest. *Ibis* 148: 307-312.

- Stabler RM. 1951. A survey of Colorado bandtailed pigeons, mourning doves, and wild common pigeons for *Trichomonas gallinae*. *The Journal of Parasitology* 37: 471-472.
- Stoner D. 1936. Studies on the Bank Swallow *Riparia riparia* (Linneaus) in the Oneida Lake region. *Roosevelt Wildl Annual* 4: 126-233
- Suetens W & Van Groenendael P. 1969. Notes sur l'écologie de l'aigle de Bonelli (*Hieraaetus fasciatus*) et de l'aigle Botté (*Hieraaetus pennatus*) en Espagne meridional. *Ardeola* 15: 19-36.
- Sutherland WJ. 1996. *From individual behaviour to population ecology*. Oxford University Press, Oxford.
- Swingland JR. 1983. Intraspecific differences in movement. En: JR Swingland & PJ Greenwood (eds.): *The ecology of Animal Movement*. Pp. 102-115. Clarendon Press, Oxford.
- Tamarin RH. 1978. *Population regulation*. Hutchinson and Ross, Stroudsburg.
- Taverner PA. 1933. Purple Martins gathering leaves. *Auk* 50: 110-111.
- Taylor BT. 1995. The reliability of using population viability analysis for risk classification of species. *Conservation Biology* 9: 551-558.
- Tucker GM & Heath MF. 1994. *Birds in Europe: Their Conservation Status*. BirdLife International, Cambridge.
- UICN- Unión Mundial para la Naturaleza. 2001. *Categorías y Criterias de la Lista Roja de la UICN versión 3.1*. Gland, Suiza.
- Valkama J, Korpimaki E, Arroyo B, Beja P, Bretagnolle V, Bro E, Kenward R, Mañosa, S, Redpath SM, Thirgood S & Viñuela J. 2005. Birds of prey as limiting factors of gamebird populations in Europe: a review. *Biological Reviews* 80: 171-203.
- Van Riper C, van Riper SG, Goff ML & Laird M. 1986. The epizootiology and ecological significance of malaria in Hawaiian land birds. *Ecological Monographs* 56: 327-344.
- Van Valen L. 1971. Group selection and the evolution of dispersal. *Evolution* 25: 591-598
- Veiga JP, Polo V & Viñuela J. 2006. Nest green plants as a male status signal and courtship display in the spotless starling. *Ethology*, 112: 196-204.
- Veiga JP, Salvador A, Merino S & Puerta M. 1998. Reproductive effort affects immune response and parasites infection in lizard: a phenotypic manipulation using testosterone. *Oikos* 82: 313-318.
- Waage JK. 1979. The evolution of insect/vertebrate associations. *British Journal of the Linnean Society* 12: 187-224.
- Walkelin D & Apanius V. 1997. Immune defence: genetic control. En: DH Clayton & J Moore (eds.): *Host-parasite evolution. General principles and avian models*. Pp 30-58. Oxford University Press, Oxford.
- Walls S & Kenward R. 1994. The systematic study of radiotagged raptors, II. Sociality and dispersal. En BU Meyburg & RD Chancellor (eds.): *Raptor Conservation Today*. Pp 317-323. WWGBP/The Pica Press, Berlin, London & Paris.
- Walls S & Kenward R. 1995. Movements of radio-tagged Buzzards *Buteo buteo* in their first year. *Ibis* 137: 177-182.
- Walls S & Kenward R. 2001. Spatial consequences of relatedness and age in Buzzards. *Animal Behaviour* 61: 1069-1078.
- Walters JR. 2000. Dispersal behavior: an ornithological frontier. *Condor* 102: 479-481.
- Watson J. 1997. *The Golden Eagle*. T & AD Poyser, London.
- Webster H. 1944. A Survey of the Prairie Falcon in Colorado. *Auk* 61:609-616.

- Weddle CB. 2000. Effects of ectoparasites on nestling body mass in the house sparrow. *Condor* 102: 684-687.
- Whitfield DP, Fielding AH, McLeod DRA & Haworth PF. 2004. Modelling the effects of persecution on the population dynamics of golden eagles in Scotland. *Biological Conservation* 119: 319-333.
- Wimberger PH. 1984. The use of green plant material in bird nests to avoid ectoparasites. *The Auk* 10 (3): 615-618.
- Wood PB, Collopy MW & Sekerak CM. 1998. Postfledging nest dependence period for Bald Eagles in Florida. *Journal of Wildlife Management* 62: 333-339.

3. GENERALIDADES SOBRE EL ÁREA DE ESTUDIO, MATERIAL Y MÉTODOS.

3.1 Área de estudio

Se ubica en el sur de la península Ibérica, y se extiende por las provincias de Cádiz, Sevilla, Málaga, Granada y Murcia. De forma genérica la región es abrupta, algo importante para las necesidades ecológicas, sobretodo reproductivas, del águila perdicera (ver Introducción).

La orografía del sur ibérico ofrece una de las perspectivas ibéricas con mayor variación en el relieve, y por tanto, en la heterogeneidad de los paisajes. En el área de estudio se encuentra el mayor rango altitudinal de la península Ibérica, desde el nivel del mar hasta los 3.482 m.s.m. de la cota ibérica más alta, el Mulhacén. Sin embargo, al ser el águila perdicera una especie termófila, que en la península Ibérica nidifica en zonas montañosas por debajo de los 1500 m.s.m. (Arroyo et al. 1995), las distintas subunidades de estudio, territorios de cría y áreas de dispersión, están ubicadas por debajo de esta cota.

Clima

Para el águila perdicera, que está ligada a condiciones ambientales secas y cálidas (Cramp & Simmons 1980), el clima es un condicionante básico que delimita su distribución. En el área de estudio el clima tiene un carácter eminentemente Mediterráneo. Se caracteriza por la acumulación de las precipitaciones anuales fuera del período estival, lo que provoca veranos bastante secos y cálidos, e inviernos generalmente suaves (Nahal 1981).

Debido a la gran superficie que abarcan las distintas subunidades de estudio (Figura 3.1) las condiciones climáticas, precipitación y temperatura, pueden llegar a ser muy diferentes entre unas zonas y otras.

En las precipitaciones, existe un gradiente claro de oeste a este. El área más occidental, situada entre las provincias de Cádiz y Sevilla, tiene influencia húmeda atlántica y es receptora de los vientos de poniente; es el área de máxima pluviometría (casi 800 mm anuales de precipitación; CMA 1997). Conforme nos desplazamos hacia al este e interior, descienden sustancialmente los niveles de precipitación. En el resto de áreas rara vez se superan los 350 mm anuales de precipitación (CMA 1997).

La principal peculiaridad de las temperaturas en el área de estudio son los amplios contrastes térmicos, no sólo entre zonas, sino entre épocas en una misma zona. En las zonas litorales la temperatura media anual es elevada, próxima a los 18° C en la

parte oriental del área (<<http://www.aemet.es>>), mientras que las localidades del interior tienen una media anual muy inferior, alrededor de los 10° C. En general las temperaturas poseen un carácter marcadamente continental en el interior, con una gran amplitud térmica diaria y estacional, y un gran número de heladas en los meses más fríos. Los inviernos oscilan desde la suavidad en las áreas próximas al litoral, con menos de 5 días de heladas y temperaturas mínimas por encima de los 5°C (<<http://www.aemet.es>>); hasta la rigurosidad que imponen las áreas de interior, con temperaturas mínimas por debajo de los -5°C (CMA 1997). En contraposición, las temperaturas de los meses estivales son de las más elevadas de la península Ibérica. Este hecho se ve de nuevo amortiguado en las zonas próximas al litoral o con influencia de éste, donde las temperaturas máximas no alcanzan los 30° C, y rara vez superan los 25° C (<<http://www.aemet.es>>).

Paisaje

La gran extensión territorial, con abundantes serranías intercaladas de valles y los marcados contrastes climáticos, hace que las diferentes localidades de estudio presenten una gran variedad de paisajes. De modo genérico, las áreas que conservan mayor superficie de vegetación natural suelen situarse en sierras de escaso desarrollo económico, y coinciden con las áreas de reproducción del águila perdicera. Esta vegetación natural está compuesta por matorrales esclerófilos y pastizales mediterráneos; bosques mixtos de encinas (*Quercus rotundifolia*) y pinares (*Pinus* spp.), en su mayoría de repoblación (Rivas-Martínez 1985, Valle 2003). Sin embargo, las actividades desarrolladas por los habitantes de esta región han ido modelando lentamente el paisaje a lo largo de los siglos.

En el área de estudio están representados tres de los 5 pisos bioclimáticos descritos por Rivas-Martínez (1985) y Valle (2003): Termomediterráneo, Mesomediterráneo, Supramediterráneo. El **pisos Termomediterráneo** coincide con las zonas de menor altitud y en las proximidades de la zona costa, generalmente por debajo de los 600 m.s.m, penetra hacia el interior a través de los valles del río Guadalquivir y alguno de sus afluentes principales (Valle 2003). Sólo aparece en dos de las seis áreas de dispersión juvenil. Al presentar un clima muy benigno y una orografía suave es la zona más transformada, dominada por extensos cultivos agrícolas. En el **pisos Mesomediterráneo** están ubicadas la mayoría de áreas de reproducción y áreas de dispersión seleccionadas para la presente tesis. Los límites altitudinales de éste piso no

son fijos, pero se sitúan entre los 600-700 m.s.m. en su límite inferior, hasta los 1.350 m.s.m. en su contacto con el piso Supramediterráneo (Rivas-Martínez 1985, Valle 2003). Al igual que en el piso anterior, la excesiva presión humana ha provocado la escasez de las masas forestales, cuyos suelos han sido aprovechados agrícolamente (Valle 2003). La visión actual del paisaje en el sur peninsular no puede entenderse sin la milenaria acción del hombre sobre el entorno, que, para aprovechar sus recursos, ha producido alteraciones en el medio natural, dando lugar a paisajes humanizados y muy transformados, dominados por los cultivos agrícolas, sobretodo en los valles, coincidiendo con las áreas de dispersión juvenil objeto de estudio. El componente característico de este paisaje agrario son los extensos cultivos dedicados al olivar u otros cultivos arbóreos como los almendros y los cultivos de cereal. Dependiendo de la zona de estudio, estos cultivos están salpicados en mayor o menor medida por pequeñas manchas de vegetación natural (matorral, encinares o pinares) que dan lugar al típico, aunque cada vez más escaso, paisaje en mosaico. El **piso supramediterráneo** está escasamente representado en el área de estudio, se sitúa entre los 1.350-2.000, y sólo aparece en los dos territorios de las parejas que nidifican a mayor altura. Coincide con las áreas más extensas de monte mediterráneo, donde las formaciones boscosas y matorral mediterráneo está mejor conservadas (Valle 2003).

En la presente memoria se diferencian claramente dos subunidades de estudio, las áreas de reproducción y las áreas de dispersión (Figura 3.1).

- Áreas de reproducción:

Incluye los territorios de cría donde se llevaron a cabo los estudios relacionados con el capítulo 1 y 2 de la tesis. En total se seleccionaron 20 parejas reproductoras a las que se les lleva realizando un seguimiento continuo desde 1994 por parte de nuestro grupo de investigación (Figura 3.1). En los 20 territorios domina la vegetación natural, con encinares, pinares, en su mayoría de repoblación, o matorral mediterráneo (Figura 3.2). Todas las parejas nidifican en cortados rocosos de diversa naturaleza, pero en su mayoría calizos. La muestra representa de manera adecuada el rango de las características físicas o ambientales donde se encuentra la especie y que pueden tener influencia en la reproducción (ver Introducción). Por ejemplo, algunas de las parejas nidifican en cortados con orientación preferente (sureste), mientras que otras lo hacen en no preferente (noroeste); o nidifican en medios poco humanizados y alterados, mientras que otras lo hacen en zonas con una mayor presión humana (Ontiveros 2000); en los distintos territorios existe heterogeneidad en la disponibilidad de presas; algunos

territorios se encuentran en zonas frías del interior o en cotas elevadas, mientras que otras lo hacen en zonas más bajas y térmicas; en varios territorios existe una alta disponibilidad de cortados para la nidificación, mientras que en otros la disponibilidad es menor; etc.

- Áreas de dispersión:

Para los capítulos relacionados con las áreas de dispersión (3, 4 y 5), se escogieron 6 zonas (Figura 3.1). Estas fueron seleccionadas en base a las observaciones previas de preadultos o dispersantes de águila perdicera y real en los 18 últimos años por parte del grupo de investigación y de otras áreas descritas (Real 2004, Balbontín 2005). Además, para el capítulo 3 se escogieron otras seis zonas en las que no se observaron inmaduros de águila perdicera y real, “áreas de no dispersión”, con el fin de identificar las variables paisajísticas que mejor explican las diferencias entre las zonas con presencia de preadultos de ambas rapaces (áreas de dispersión) y con ausencia de los mismos (áreas de no dispersión). Todas las áreas se situaban en zonas de valles, donde dominan los cultivos agrícolas (p. ej. olivares o cereales) con escasa o ninguna disponibilidad de roquedos de nidificación, y fuera de los territorios de los adultos (Figura 3.2c y d).

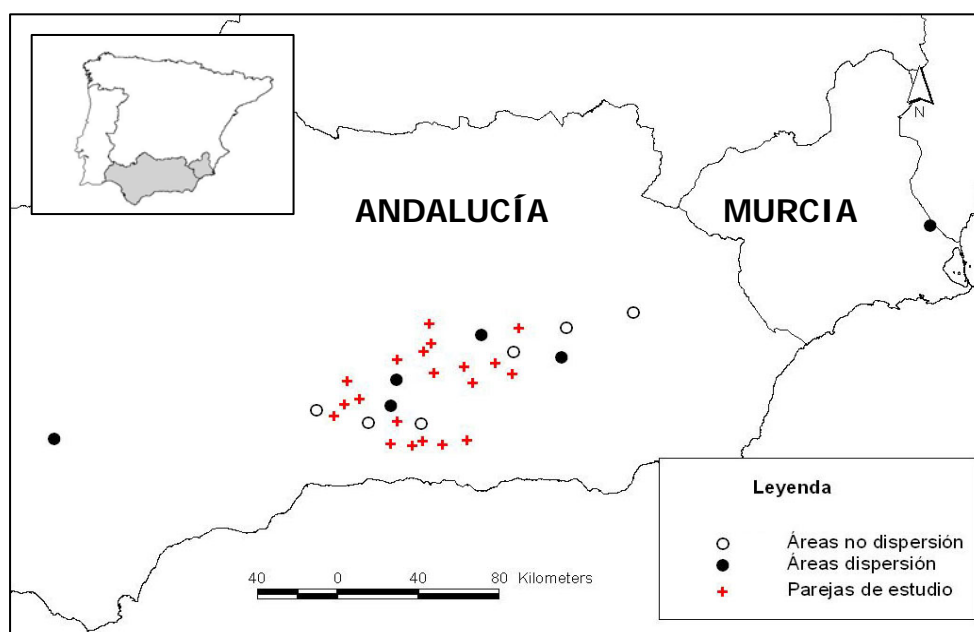


Figura 3.1. Área de estudio. Localización de los 20 territorios de águila perdicera y las seis áreas de dispersión y no dispersión consideradas en esta memoria.

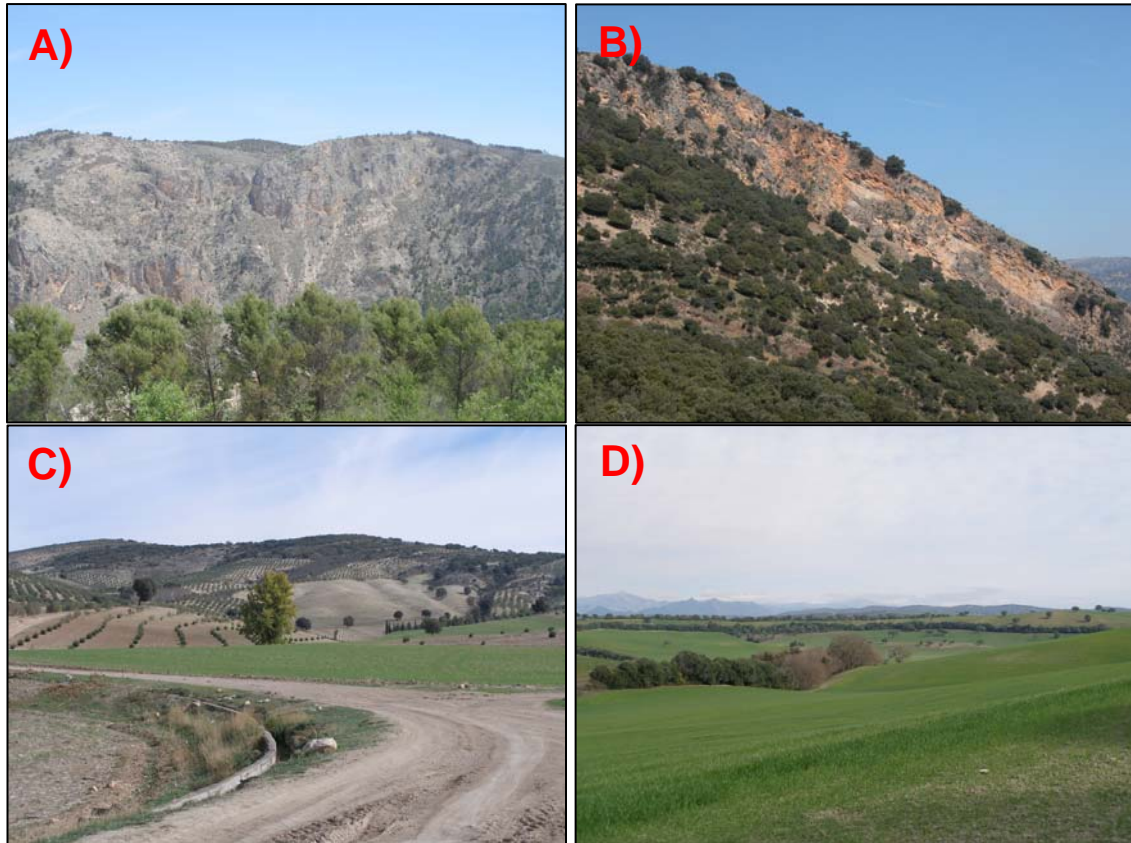


Figura 3.2. Paisaje del área de estudio. Cortados de nidificación de dos parejas de águila perdicera (a y b), y paisaje típico de las áreas de dispersión (c y d).

3.2. Metodología

A continuación sólo se detallan o discuten algunos aspectos metodológicos relevantes que no están desarrollados en los apartados de metodológicos de los diferentes capítulos.

- Censo de águila perdicera en territorios de nidificación durante el periodo reproductor (capítulos 1 y 2).

Para el seguimiento general de la población reproductora de águila perdicera se empleó la siguiente metodología:

Todas las observaciones se realizaron empleando prismáticos *Swarovski 10x32* y telescopio terrestre *Leica* mod. APO Televid 12 X 20-60. Los lugares desde los que se observan los nidos estaban lo suficientemente alejados de los tajos de nidificación como para no influir en el comportamiento de las aves y evitar molestias.

Durante la reproducción cada pareja se visitó entre 2 y 3 veces. Las primeras visitas de los cortados de nidificación se realizaban entre enero-febrero, para comprobar si había intento de reproducción; por ejemplo, ocupación de nidos (hembra incubando), presencia de material verde en el nido u observación de la pareja en el entorno de los nidos. En este último caso se determinó las clases de edad de los miembros de la pareja (juvenil, subadulto o adulto, ver introducción). En los territorios en los que ya estaba incubando la pareja se determinaba siempre que fuera posible el tamaño de puesta (nº de huevos por pareja), por ejemplo, durante el volteo de los huevos por parte de la hembra, o cuando ésta se levantaba.

En caso de no encontrar ningún indicio de reproducción en los nidos conocidos de temporadas anteriores se hizo una revisión exhaustiva de los tajos dentro del área de campeo de la pareja, para descartar la construcción de nuevos nidos. Se prestó especial atención a los cortados próximos que fueran adecuados para albergar nidos, ya que en el área de estudio el águila perdicera sitúa la mayoría de los nidos construidos en un roquedo, o en paredes relativamente próximas (Ontiveros 2000). En las siguientes visitas, meses de abril a junio, se evaluaba el éxito reproductor, medido como el número de pollos que había sacado cada pareja; la edad de los pollos; posible fracaso reproductor; etc. Se consideraron exitosas aquéllas nidadas que presentaban pollos con más de 60 días de edad (Real & Mañosa 1997). Para la estima de la edad de los pollos se siguió el esquema descrito por Torres et al. (1981), donde se pueden distinguir hasta 7 estados de desarrollo en función de la presencia de plumón y plumas coberteras y remeras. A la edad obtenida para el primer pollo de cada nidada se le añadieron 39 días (período medio de incubación para la especie en España; Arroyo et al. 1995) con el fin de obtener la fecha de puesta.

En todas las visitas se anotaron otros datos que pudieran ser de interés, como potenciales molestias a la parejas (construcción de carriles, presencia humana en inmediaciones de nidos, etc.), tipo de material que se emplea en los nidos (ramas de pino, olivo, encina,...), presencia de presas en nido, actividad de los pollos y de los adultos, pérdida de plataformas de nidificación, presencia de otras rapaces potencialmente competidoras, etc.

Los parámetros reproductores que se calcularon cada temporada fueron:

- Pareja exitosa: pareja que al menos saca un pollo
- Número de pollos que vuelan del nido: pollos que presentan al menos 60 días de edad

- Tasa de vuelo: nº de pollos que vuelan dividido por el nº de parejas controladas
- Productividad o éxito reproductor: nº de pollos volados dividido por el nº de parejas controladas

- Estudio de los parásitos en nido (Capítulos 1 y 2).

En 2002 se accedió a los diferentes nidos para recoger una muestra del material verde utilizadas por las águilas para tapizarlos, es decir, ramas frescas de diferentes especies vegetales. Se descendió desde lo alto de los tajos de nidificación empleando la técnica de escalada del “rápel”. Al ser el águila perdicera una especie protegida en el área de estudio, se contó con los permisos oportunos para el acceso y recogida de material de nidos, concedidos por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía (Permiso nº 8524, DGMN, Junta de Andalucía).

Se bajó a los nidos a los pocos días que pollos los abandonaran (a partir de la segunda semana de junio). La muestra de material de nido, aproximadamente de 1,5 kg de peso, se introdujo en bolsa y fue fumigado con insecticida inmediatamente con el fin de matar a los distintos artrópodos que pudiera haber entre las ramas. Ya en el laboratorio se procedió a la separación, identificación, y pesado de las distintas especies vegetales que componían los nidos, para determinar su porcentaje. A la vez y con la ayuda de una lupa binocular, se buscó de manera exhaustiva la fauna asociada a ese material de tapizado, y se diferenciaron las distintas especies de artrópodos en cualquiera de sus estadios (pupas, larvas o adultos). Para su correcta identificación se contó con la ayuda de expertos entomólogos (F. Sánchez-Piñero y P. Beuk).

- Análisis de la alimentación en áreas de dispersión (Capítulo 4)

Real (1996) analizó los sesgos asociados a los distintos métodos de evaluación de la dieta del águila perdicera durante el periodo reproductor: i) observación directa de presas aportadas al nido, ii) análisis de egagrópilas, y iii) análisis de restos de presas. Este autor sostiene que el método más adecuado es analizar exclusivamente las egagrópilas, pues que el análisis de restos de presas subestima la presencia de mamíferos y reptiles, mientras que sobrestima el de aves. Sin embargo, en rapaces, la combinación de la información obtenida por los distintos métodos puede suministrar una información más exacta de la dieta que la obtenida utilizando un único método (Collopy 1983, Redpath et al. 2001, Iezekiel et al. 2004, Ontiveros et al. 2005). Nosotros hemos considerado adecuado está última opción, y hemos combinado los

resultados del análisis de egagrópilas con los de restos de presas; además, los trabajos previos sobre la dieta del águila perdicera en las dos poblaciones reproductoras próximas (provincia de Granada y Comunidad de Murcia), con los que se comparará la dieta de los preadultos en áreas de dispersión también combinan datos procedentes de egagrópilas y restos de presas en nidos (Martínez et al. 1994; Ontiveros & Pleguezuelos 2000).

3.3. Referencias

- Balbontín J. 2005. Identifying suitable habitat for dispersal in Bonelli's eagle: An important issue halting its decline in Europe. *Biological Conservation* 126: 74-83.
- CMA. 1997. La información ambiental de Andalucía. Junta de Andalucía, Sevilla.
- Collopy MW. 1983. A comparison of direct observations and collection of prey remains in determining the diet of Golden Eagles. *Journal of Wildlife Management* 47: 360-368.
- Cramp S & Simmons KL. 1980. *The Birds of the Western Palearctic, vol. II*. Oxford University Press, Oxford.
- Iezekiel S, Bakaloudis DE & Vlachos CG. 2004. The diet of the Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus*, in Cyprus. En: RD Chancellor & BU Meyburg (eds.). *Raptors Worldwide*. Pp 581-587. WWGBP/MME, Budapest.
- Martínez JE, Sánchez MA, Carmona D & Sánchez JA. 1994. Régime alimentaire de l'aigle de Bonelli (*Hieraaetus fasciatus*) durant le période de l'élevage des jeunes (Murcia, Espagne). *Alauda*, 62: 53-58.
- Nahall S. 1981. The mediterranean climate from a biological viewpoint. En: F Di Castri DW Goodall & RL Specht (eds.): *Ecosystems of the World, 11: Mediterranean-Type Scrubland*. Pp 63-81. Elsevier, Amsterdam.
- Ontiveros D. 2000. Ecología de una población de Águila Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) del sureste ibérico: plan de conservación. Tesis doctoral. Universidad de Granada, España.
- Ontiveros D & Pleguezuelos JM. 2000. Influence of prey densities in the distribution and breeding success of Bonelli's eagle (*Hieraaetus fasciatus*): management implications. *Biological Conservation* 93 (1): 19-25.
- Ontiveros D, Pleguezuelos JM & Caro J. 2005. Prey density, prey detectability and food habits: the case of Bonelli's eagle and the conservation measures. *Biological Conservation* 123: 19-25.
- Real J. 1996. Biases in diet study methods in the Bonelli's Eagle. *Journal of Wildlife Management* 60: 632-638.
- Real J. 2004. Águila-Azor Perdicera, *Hieraaetus fasciatus*. En: A Madroño, C González & JC Atienza (eds.): *Libro Rojo de las Aves de España*. Pp 154-157. Dirección General para la Biodiversidad-Seo/BirdLife, Madrid.
- Real J & Mañosa S. 1997. Demography and conservation of western European Bonelli's Eagle (*Hieraaetus fasciatus*) populations. *Biological Conservation* 79: 59-66.

- Redpath SM, Clarke R, Madders M & Thirgood SJ. 2001. Assessing raptor diet: comparing pellets, prey remains, and observational data at hen harrier nests. *Condor* 103: 184-188.
- Rivas-Martínez S. 1985. *Mapa de las Series de vegetación de España*. Ministerio de Agricultura, Madrid.
- Torres JA, Jordano P & León A. 1981. *Aves de presa diurnas de la provincia de Córdoba*. Monte de Piedad y Caja de Ahorros de Córdoba, Córdoba.
- Valle F (ed.). 2003. *Mapa de Series de Vegetación de Andalucía*. Editorial Rueda S.L. Madrid.

4. CAPÍTULO 1:

POSSIBLE FUNCTIONS OF ALTERNATIVE NESTS IN RAPTORS:
THE CASE OF BONELLI'S EAGLE

*POSIBLE FUNCIÓN DE LOS NIDOS ALTERNATIVOS EN RAPACES: EL
CASO DEL ÁGUILA PERDICERA*

Diego Ontiveros, **Jesús Caro** & Juan Manuel Pleguezuelos
(Publicado en *Journal of Ornithology* 149: 253-259)

4.1 Abstract

Four non-exclusive hypotheses have been proposed to explain the alternative nest-building behaviour of raptors: (1) nests as an advertising signal in territories, (2) frustration nests, (3) competition avoidance by nest-site and (4) reduction of nest ectoparasites. We report here data collected during an observational study of a population of Bonelli's Eagle *Hieraaetus fasciatus* in southeastern Spain. Our data does not support the first two hypotheses based on the closeness of nests within territories, the lack of correlation between the number of nests and the distance to neighbours and the construction of secondary nests at similar frequencies after breeding failures as after successes. In contrast, the construction of alternative nests to avoid competition with other cliff-nesting raptor species breeding nearby was clearly important since 30% of the pairs obtained some direct benefit from the existence of alternative nests within their territories. We also found abundant Coleoptera (*Dermestidae*) and Diptera (*Carnidae*, *Calliphoridae* and *Phoridae*) as ectoparasites in nests, and the alternative use of nests, synergetically with the presence of greenery as mechanisms for avoiding ectoparasites, was an important factor for the breeding success of the eagle. Our data suggest that competition avoidance and, in particular, the reduction of nest ectoparasite hypotheses are the more plausible explanations for the maintenance of alternative nests in raptors.

4.2 Introduction

Nest building requires a considerable expenditure of energy, and it is common for many birds to make a thousand or more trips to gather the necessary materials (Collias and Collias 1984). This effort is even greater in raptors, since each pair “maintains” or “builds” several nests and uses different nests in different years (Newton 1979)—up to ten nests per pair in some cases (Beecham and Kochert 1975; Ontiveros 1999). It is to be expected that raptors derive some evolutionary advantage by this behaviour since natural selection would be expected to favour anything that tends to economise on effort. Several non-exclusive hypotheses have been put forward to explain this behaviour in raptors.

In the “signal-function” hypothesis, nests have come to serve as an advertising signal of the territory to others of their species almost as effectively as the owners themselves could do (Newton 1979). In this way, some raptor species situate their nests in the open crown of trees, at the very top of trees or in exposed cliffs. These nests are conspicuous from the air and may help the occupants to avoid intra- and also interspecific conflicts for territories. According to this hypothesis, a group of nests located in the same territory should be conspicuous and widely dispersed within the same territory.

In the “frustration-nest” hypothesis, following a reproductive failure, the pair may build a frustration nest, which may be used in future years (Postupalsky 1974; Brown 1976). Reproductive failure is frequent in raptors, and the lack of reproductive duties after failure enables the breeding pair to construct a completely new nest during the rest of the season (Newton 1979).

In the “nest-competition hypothesis, by maintaining alternative nests, a pair has the opportunity to shift at the last moment if they are disturbed or if the nest is taken over by another species (Newton 1979). Nest-site competition is well known in several species (Krüger 2002), and cases of nests being occupied by other raptor species have been cited for Bonelli’s Eagle *Hieraaetus fasciatus* in particular (Fernández and Insausti 1990; Carrete et al. 2005) and in raptors in general (Newton 1979; Ewins et al. 1994; Hansell 2000). The existence of alternative nests could improve or maintain breeding success under these circumstances.

In the “ectoparasite-avoidance” hypothesis, the use of alternative nests is a

mechanism to avoid ectoparasites, many of which remain in the nest in sequential years causing nestling mortality (Wimberger 1984). According to Hansell (2000), the most significant arthropod ectoparasites present in bird nests are mites and ticks (Acarina) and insects of the orders Hemiptera (bugs), Siphonoptera (fleas) and Diptera (flies). However, aromatic compounds present in plants, primarily monoterpenes and isoprenes, often function as insect repellents (Levin 1971; Rasmusen 1972), and many bird species take advantage of this property and use green plants in the construction of their nests (Rodgers et al. 1988; Clark 1991; Lambrechts and Dos Santos 2000). According to this hypothesis, reused nests should have lower productivity than nests that are not reused, and greenery aromatic compounds in nests should increase reproductive success.

Raptors are more likely than passerines to reuse nests and use green vegetation in nest construction (Wimberger 1984). However, most studies of these aspects of avian reproductive ecology have evaluated passerine species (Richner et al. 1993; Gwinner et al. 2000; Lambrechts and Dos Santos 2000; Stanback and Dervan 2001), and little data are available on raptors (but see Wimberger 1984; Fernández and Azkona 1993). The four hypotheses cited above were put forward to explain the construction of multiple nests by raptors many years ago, but, to date, they have not been tested empirically. We did not consider a fifth hypothesis, the “sexual selection hypothesis” in this paper, since in Bonelli’s Eagle (and in most raptors) the eagles mate for years, and both males and females contribute to nest construction and nestling care (Newton 1979).

We report data on a population of Bonelli’s Eagle studied for 11 consecutive years. We analysed breeding success, nest-site availability, number of nests, spatial distribution of nests within and among pairs, nest orientation, nest reuse, nest greenery, parasites in nests, and interspecific nest usurpation, in the context of the four above mentioned hypotheses.

4.3 Materials and methods

Our study population consisted of 20 Bonelli’s Eagle pairs in eastern Andalusia (southern Spain) during the 1994–2004 period. All nests included in this study were located in cliffs. The study area is largely mountainous, and the climate is Mediterranean, with mean minimum temperatures ranging from 0.5° to 6.5° C in the winter (January), mean maximum temperatures ranging from 28.0° to 34.5° C in the summer (July) and a mean annual rainfall of 375–850 mm (30-year standard

meteorological averages; CMA 1997). The vegetation consists of *Quercus ilex*, scrubland and various species of pine (*Pinus* spp.), interspersed with cultivated cropfields and tree plantations in the foothills, plains and valleys.

This population is suitable for evaluating the four hypotheses on the function of alternative nests for a number of reasons: (1) pairs have high nest-site availability within their territories and always have alternative nests (Ontiveros 1999); (2) breeding success and the density of pairs have not been affected by human interference (Ontiveros and Pleguezuelos 2000), (3) the population has the highest breeding success for the species in Western Europe, indicating a healthy status, (Ontiveros and Pleguezuelos 2003b); (4) other cliff-nesting raptor species (possible competitors for nests) are present in the study area.

Several predictions follow from each of the four hypotheses on the function of alternative nests in raptors.

Signal-function hypothesis

If nests have a signal function in raptor territories, they should be numerous and/or widely dispersed within territories, thereby increasing the probability that potential competitors might encounter them. This should be especially true within our study area, where the rough terrain makes the observation existing nests more difficult, even for birds that circle high in the sky, such as diurnal raptors.

We located all of the nests in each pair's territory, checking cliffs where Bonelli's Eagles habitually nest. We calculated the nest area of each eagle pair by circumscribing all nests of a given pair within a minimum convex polygon (MCP), a simple and commonly used method in ecological studies (Samuel and Fuller 1994). We then measured the area of resulting polygons using a 1:10,000 geographic information system (GIS) database, with a 1-m resolution prepared by the regional government of Andalusia, and ARCVIEW GIS 3.2. Finally, we compared this area with the average territory maintained by pairs of this species in this region (7677 ha; Ontiveros 1999; Mínguez et al. 2005). We also measured the breeding density, which we took as the distance of the closest neighbour between pairs of Bonelli's Eagle (distance between the central distribution of the nests).

If the number and distribution of nests within a territory functions as a signal to possible competitors, we would expect a wide MCP and/or more nests when territories are aggregated than when they are isolated in the territories (a negative relationship

between the number of nests and the breeding density).

Frustration-nest hypothesis

If this hypothesis is correct, nest construction after reproductive failures should be more frequent than nest construction after reproductive success. We therefore observed the bird population for this behaviour.

Nest-competition hypothesis

Larger birds of prey, such as the Golden Eagle *Aquila chrysaetos* and the Eagle Owl *Bubo bubo*, may prey on incubating female and nestling Bonelli's Eagles (Real and Mañosa 1990), take over Bonelli's Eagle nests (in the case of Golden Eagles; Fernández and Insausti 1990; Carrete et al. 2005) and induce nest-site change within or between seasons. Based on the nest competition hypothesis, pairs suffering more nest predation and/or usurpation should exhibit a higher rate of nest-change and/or reproductive failure.

There are a number of healthy raptor populations in the study area, including cliff-nesting species, such as the Golden Eagle, the Eagle Owl and the peregrine falcon *Falco peregrinus*, that are potential nest competitors/predators of the Bonelli's Eagle. We estimated populations of at least 16, 25 and 30 pairs, respectively in the study area. We therefore analysed possible cases in which these species took over nests of Bonelli's Eagle and possible effects on breeding success.

Ectoparasite-avoidance hypothesis

Two predictions arise from the hypothesis that the use of alternative nests and fresh greenery in nest construction evolved to inhibit infestations of ectoparasites: (1) pairs with higher rates of nest-change should have higher increased breeding success compared to pairs that reuse nests; (2) nests containing more green material with aromatic compounds should have fewer ectoparasites than nests lacking such material.

To assess the first prediction, we correlated the breeding success of pairs and inter-annual nest-change rate. Breeding success was defined as the average number of fledglings raised per year, and nest-change rate was defined as the number of pairs of consecutive years characterized by a nest-change/total number of consecutive pairs of years traced.

To assess the second prediction, we selected a subsample of ten nests (due to the

difficult access to some nests). In each nest, we descended the cliff and removed up to 1.5 kg of material from the central part of the nest (Gwiazdowicz et al. 2005). Bonelli's Eagle nests average 120 x 980 cm on the top surface and weigh dozens of kilograms (Cramp 1998; unpublished data of authors). Consequently, the removal of 1.5 kg of nest material does not significantly affect nest structure. The nest material was taken a few days after the nestlings had left each nest (2–7 days for all the pairs) in order to avoid interfering with the breeding process. We noted the percentage of plants in the nests and the total number of larvae found in the nest material, since these are better indicators of a nest-parasite population than the adult ectoparasite (Richner and Tripet 1999) due to fluctuating levels of the adult parasites (Bize et al. 2003).

The breeding success of Bonelli's Eagle in south-eastern (SE) Spain is positively correlated with a SE (120.6°) nestsite orientation (Ontiveros and Pleguezuelos 2003a). Thus, we considered nests located within a semicircle centered at 120.6° to have a preferred nest orientation and those in the opposite semicircle not to have a preferred nest orientation (see Fig. 1 in Ontiveros and Pleguezuelos 2003a).

4.4 Results

The percentage of Bonelli's Eagle pairs raising at least one nestling ranged from 70.6 to 93.3% according to year, and averaged $82.8 \pm 7.4\%$ over the 11-year study period (199 breeding events). Average productivity was 1.39 ± 0.22 ($n = 20$) and there was no difference in this parameter among years (Kruskal–Wallis test: $H_{10, 199} = 11.77$, $P = 0.30$).

Signal-function hypothesis

We found 84 nests in territories of Bonelli's Eagle pairs (mean 4.2 ± 3.8 , $n = 20$), 60 of which (71.4%) were occupied during at least one season of the study period. Each pair occupied an average of 2.9 ± 1.2 nests ($n = 20$), and the number of nests in a territory was unrelated to cliff availability ($r_s = -0.036$, $P = 0.87$, $n = 20$) and to breeding density ($r_s = -0.3$, $P = 0.19$, $n = 20$).

Nests were located near other nests, with the mean distance between the most distant nests of a territory being 487.8 ± 451.7 m ($n = 20$). Seventy percent of all territories had at least two nests situated within 10 m of each other, and 15% of territories had at least two nests located only 1 m apart. The average distance among central points of all MCP (breeding density) was 9.1 ± 2.9 km ($n = 20$). Minimum

convex polygons calculated from nest locations had an average area of 5.37 ± 6.69 ha, which is only 0.068% of the territory occupied by a pair (see Materials and methods). Thus, the potential area occupied by nests was negligible with respect to the territory used by eagles.

Frustration-nest hypothesis

Of the 34 cases of breeding failure detected, only one was followed by nest-construction behaviour (2.9%), and of 165 cases of successful breeding, four were followed by nest construction (2.4%). This difference in nest-construction behaviour was not significant ($\chi^2 = 0.03$, 1, *df*, $P = 0.86$). There was no relationship between reproductive failure rate (number of years without breeding success/total number of tracing years) and the total number of nests in a territory ($r_s = -0.008$, $P = 0.97$).

Nest-competition hypothesis

Of the 20 Bonelli's Eagle pairs observed, three suffered from a peregrine falcon taking over their nests. After this usurpation, the eagles did not return to these nests, which were periodically occupied by falcons. However, the evicted pairs did breed in alternate nests within their territories, and breeding success was not affected by these occurrences (Wilcoxon test = 0.53, $P = 0.59$, $n = 3$). In contrast, we detected two territories with nests used by Bonelli's Eagle or Golden Eagle in different years, with both species carrying out nest-change in these cases. During the study period, one eagle clutch was eaten by a mammalian predator. This accessible nest has not been reused by eagles since that time (10 years ago) which bred in alternative nests. In all, six of the 20 Bonelli's Eagle pairs (30%) obtained some direct benefit from the use of alternative nests.

Ectoparasite-avoidance hypothesis

The average rate of nest-change in consecutive years was 0.56 ± 0.22 ($n = 20$). We found no significant relationship between the number of nests within territories and nest-change rate ($r = 0.30$, $P = 0.19$, $n = 20$), but pairs with a higher rate of nest-change enjoyed increased breeding success ($r = 0.49$, $P = 0.02$, $n = 20$).

The breeding success of pairs was negatively correlated with the total number of Diptera in nests ($r_s = -0.67$; $P < 0.00001$). Arthropods and plants associated with nests are shown in Table 4.1. A correlation matrix between the number of different arthropods and the percentage of plant taxa in nests (*Pinus* sp., *Quercus ilex*, *Prunus*

amigdalus, *Rosmarinus officinalis*, *Hedera helix*, *Olea europaea*, *Salix* sp., *Stippa tenacissima*) showed no significant relationship ($P > 0.2$ in all comparisons). However, when we accounted for the effect of nest orientation (see Materials and methods), we found a significant and negative relationship between the total number of Diptera and the percentage of pine in the preferred (sunny) orientation ($r_s = -0.948$, $P = 0.013$, $n=5$), but there was no significance in nests with non-preferred (shade) orientations ($r_s = -0.441$, $P = 0.38$, $n = 5$). Hence, nests with sunnier orientations and higher percentages of pine greenery had lower frequencies of Diptera larvae.

Table 4.1 Breeding data, nest ectoparasites and nest plant composition for *Hieraaetus fasciatus* within the study area (eastern Andalusia) in the 1994–2004 period

Pair	Breeding success	Breeding data ^a						Ectoparasites ^b (frequency)					Plants in nests (%)		
		NN	NNU	MND	NCR	RFR	CA	Ant	Att	Cal	Car	Pho	<i>Pinus</i>	<i>Quercus ilex</i>	Other
1	1.10	3	3	215	0.50	0.28	4	2	10	20	3	0	0	18.8	81.2
2	1.00	4	3	1502	0.57	0.25	8	0	0	0	4	3	87.1	11.4	1.4
3 ^c	1.00	4	3	924	0.33	0.40	8	0	83	0	0	0	96	2	2
4 ^c	1.40	4	3	335	0.43	0.10	8	23	33	0	0	0	60.3	34.3	5.4
5 ^c	1.25	2	2	784	0.25	0.12	9	57	0	1	3	1	0	99.7	0.3
6 ^c	1.80	5	4	495	0.67	0	11	184	5	0	1	0	79.3	18.6	2.1
7	1.11	4	3	1458	0.25	0.33	4	426	2	1	0	1	0	35.7	64.3
8 ^c	1.80	4	2	601	1	0	11	0	21	0	0	0	83.5	13.7	2.8
9	1.27	3	3	282	0.50	0.18	3	0	49	0	0	0	72.5	16.5	8.3
10	1.30	2	2	12	0.50	0.10	3	186	62	0	0	0	86.8	11.9	1.3
11	1.73	18	6	390	0.70	0									
12	1.18	11	5	260	0.75	0.36									
13	1.40	4	3	443	0.29	0.10									
14	1.18	3	3	5	0.71	0.27									
15	1.50	2	2	58	0.75	0.09									
16	1.73	2	2	12	0.67	0.18									
17	1.50	4	2	633	0.40	0.10									
18	1.18	3	2	1013	0.33	0.10									
19	1.40	7	5	25	1	0.27									
20	1.34	3	2	15	0.67	0.33									

^a NN, Number of nests within territories; NNU, number of nests used; MND, maximum distance (m) between nests within a territory; NCR, nest-change rate; RFR, reproductive failure rate; CA, cliff availability (km²)

^b Ant, *Anthrenus*; Att, *Attagenus*; Cal, *Calliphoridae*; Carn, *Carnidae*; Pho, *Phoridae*

^c Pairs with the nest located to preferred orientation (more information on variables in

the section Materials and methods)

4.5 Discussion

The four major hypotheses that have been put forward as possible explanations for raptor pairs having alternative nests have never been tested. Despite the important consequences of multiple nest use on the ecology and conservation status of some raptor species, this topic has been unexplored during recent years, probably due to ethical issues involved with the experimental manipulation of nests or eagles. Although the results presented here are derived from an observational study, we are able to provide evidence that the existence of multiple nests helps maintain the coexistence of different raptor species and that the use of multiple nests and of pine greenery are effective in reducing nest ectoparasites. However, our data do not support the signal-function hypothesis or the frustration-nest hypothesis in the study area.

Raptors are among the few groups of birds in which population size and breeding success are clearly limited by the availability of nesting sites (Newton 1979). Andalusia, however, has the largest population of Bonelli's Eagles in Europe (270–309 pairs; Arroyo et al. 1995). Despite potential intraspecific competition within this dense population, Bonelli's Eagle nests within territories were situated together, located on the most suitable nesting cliffs (Ontiveros 1999), and there was no relationship between proximity to potential competitors and the number or dispersion of nests. This high grouping of nests within territories does not support the signal-function hypothesis.

In contrast with predictions derived from the frustration-nest hypothesis, nest construction was independent of breeding success, with similar percentages of new nests built after reproductive failures and successes. Cases of nest construction by raptors after reproductive failure cited in the literature are scarce and isolated. To the best of our knowledge, frustration nests have only been described from Ospreys and Golden Eagles (Brown 1976; Postupalsky 1974). Over a long study period (11 years), Fernández and Azkona (1993) detected no relationship between breeding failure and the number of nests in Golden Eagle territories. These authors also rejected the frustration-nest hypothesis and suggested that the use of multiple nests could serve to avoid ectoparasites. A possible alternative to this hypothesis is that birds may add to existing nests rather than build new nests after reproductive failures. However, we never

observed eagles rebuilding existing nests after breeding failures (34 cases) in the 11 years of monitoring this population.

However, we do believe that the nest-competition hypothesis is plausible. Cases of raptor nests being usurped are frequent in the literature (Fernández and Insausti 1990; Ewins et al. 1994; Hansell 2000), and three primarily cliff-nesting raptors in addition to the Bonelli's Eagle occur within the study area. Despite the potential for interspecific nest-site competition, the breeding success of Bonelli's Eagle pairs was not affected by nest competition, due to the existence of multiple nests. Similarly, although 40% of bearded vulture *Gypaetus barbatus* nests in the Pyrenees (a rugged area of northern Spain with high nest-site availability) were usurped by other species, this did not influence the breeding success of this cliff-nesting raptor (Margalida and García 1999).

Our data also support the ectoparasite-avoidance hypothesis as an explanation of the function of alternate nests and the existence of multiple nests located within a few meters of each other. The presence of ectoparasites in nests has resulted in behavioural, physiological and immunological strategies by birds to reduce the effect of parasites (Møller and Erritzoe 1996; Heeb et al. 1996; Hart 1997), even by avoiding the reuse of nests (Oppliger et al. 1994; Merino and Potti 1995). We found a clear relationship among pines, flies and breeding success; the higher the percentage of pine used in the construction of the nest, the lower the percentage of flies and the higher the breeding success.

The antiparasite hypothesis is also considered to be the most feasible explanation for why some birds bring green material to nests (Wimberger 1984; Lambrechts and Dos Santos 2000). Wimberger (1984) found that greenery use was significantly correlated with nest reuse in North American and European Falconiformes. Our results are in agreement with those of Wimberger (1984): the nest greenery identified in our study was mainly derived from trees and shrubs, although highly aromatic herbs do occur in the area. The presence of pine material in the nest correlated negatively with the number of flies in the nest. *Pinus* species have high levels of aromatic compounds (Guenther et al. 1995), which often function as insect repellents (Levin 1971)—for example, by inhibiting their moult (Clark and Mason 1988).

Blow fly larvae found in Bonelli's Eagle nests (Calliphoridae) are ectoparasites of young birds (Harold and Telford 1947; Marshall 1981; Sabrosky et al. 1989) and have an important negative impact on the breeding success of some birds (Puchala 2004). Adults are free-living flies that lay their eggs in the nest material after the bird

eggs have hatched (Gold and Dahlsen 1989). The fly larvae live in the nest material and feed intermittently on chicks by sucking their blood, thereby causing nestling mortality and decreasing the breeding success of hosts (Richner et al. 1993). The relationship between dermestid beetles and raptors may approach mutualism when beetles are scarce, but it is parasitic when beetles are numerous (Phillips and Dindal 1977), since larval dermestid beetles can cause severe external lesions in the hosts (Snyder et al. 1984). In agreement with our results, other authors have failed to detect any effect of resin-rich plants (such as pines) on dermestid larvae (Rodgers et al. 1988; Fauth et al. 1991). Greenery in nests seem to be a limiting factor for ectoparasites (Levin 1971), and a sunny orientation of nests also decreases the harmful effects of nest arthropods (Olendorff and Stoddart 1974; Heeb et al. 2000). In fact, a high nest-moisture level is associated with the harmful effects of parasites, and birds in dry regions (such as the study area) have fewer ectoparasites than do birds in wet regions (Moyer et al. 2002).

Hypotheses to explain the function of alternate nests in raptors were first proposed a long time ago; however, little evidence has been put forward to support or reject these hypotheses, perhaps due to the inconvenience of experimental studies in raptors. Additional studies are needed to clarify this important aspect of raptor ecology. However, at the moment, we propose that the “nest-competition” hypothesis and, in particular, the “ectoparasite-avoidance” hypothesis are the only hypotheses supported by data.

Acknowledgments

We gratefully acknowledge J. Pérez for facilitating access to nests, F. Chiclana, P. Beuk and A. I. Martínez for ectoparasite identification and M. Soler for reviewing the original manuscript. The Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, extended permission to collect nest samples (Permit no. 8524, DGMN, Junta de Andalucía).

4.6 References

- Arroyo B, Ferreiro E, Garza V (1995) El Águila perdicera (*Hieraetus fasciatus*) en España. Censo reproducción y conservación. Serie Técnica. ICONA, Madrid
- Beecham JJ, Kochert MN (1975) Breeding biology of the Golden Eagle in southwestern Idaho. *Wilson Bull* 87:503–513
- Bize P, Roulin A, Pfluger D, Richner H (2003) Parasitism and developmental plasticity in Alpine swift nestlings. *J Anim Ecol* 72:633–639
- Brown LH (1976) *Eagles of the world*. David and Charles, London
- Carrete M, Sánchez-Zapata J, Calvo JF, Lande R (2005) Demography and habitat

- availability in territorial occupancy of two competing species. *Oikos* 108:125–136
- Clark L (1991) The nest protection hypothesis: the adaptive use of plant secondary compounds by European starlings. In: Loye JE, Zuk M (eds) *Bird–parasite interactions*. Oxford University Press, London, pp 205–221
- Clark L, Mason JR (1988) Effect of biologically active plants used as nest material and the derived benefit to starling nestling. *Oecologia* 95:234–240.
- Consejería de Medio Ambiente (1997) *La información ambiental de Andalucía*. Junta de Andalucía, Andalucía
- Collias NE, Collias EC (1984) *Nest building and bird behaviour*. Princeton University Press, Princeton
- Cramp S (1998) *The complete birds of the western palaeartic*. Software optimedia. Oxford University Press, London
- Ewins PJ, Miller MJR, Barker ME, Postupalsky S (1994) Birds breeding in or beneath osprey nests in the Great Lades basin. *Wilson Bull* 106:743–749
- Fauth PT, Krementz DG, Hines JE (1991) Ectoparasitism and the role of green nestling material in the European starlings. *Oecologia* 88:22–29
- Fernández C, Azkona P (1993) Influencia del éxito reproductor en la reutilización de los nidos por el Águila Real (*Aquila chrysaetos* L.). *Ardeola* 40:27–31
- Fernández C, Insausti JA (1990) Golden eagles take up territories abandoned by Bonelli's Eagles in Northern Spain. *J Raptor Res* 24:124–125
- Gold CS, Dahlsten DL (1989) Prevalence, habitat selection and biology of *Protocalliphora* (Diptera: Calliphoridae) found in nests of mountain and chestnut-backed chickadees in California. *Higardia* 57:1–19
- Guenther A, Hewitt CN, Erickson D, Fall R, Geron C (1995) A global model of natural volatile organic emissions. *J Geophys Res* 100:8873–8892
- Gwinner H, Oltrogge M, Trost L, Nienaber U (2000) Green plants in starling nest: effects on nestlings. *Anim Behav* 59:301–309
- Gwiazdowicz DJ, Bloszyk J, Mizera T, Tryjanowski P (2005) Mesostigmatic mites (Acari: Mesostigmata) in White-tailed sea eagle nests (*Haliaeetus albicilla*). *J Raptor Res* 39:60–65
- Hansell M (2000) *Bird nests and construction behaviour*. Cambridge University Press, Cambridge
- Harold MH, Telford HW (1947) *Protocalliphora* larvae infesting nestling birds of prey. *Condor* 49:74–75
- Hart BL (1997) Behavioural defence. In: Clayton DH, Moore J (eds) *Host-parasite evolution*. Oxford University Press, Oxford, pp 59–77
- Heeb P, Werner I, Richner H, Kölliker M (1996) Horizontal transmission and reproductive rates of hen fleas in Great Tit nest. *J Anim Ecol* 65:474–484
- Heeb P, Kölliker M, Richner H (2000) Bird-ectoparasite interactions, nest humidity, and ectoparasite community structure. *Ecology* 81:958–968
- Krüger O (2002) Analysis of nest occupancy and nest reproduction in two sympatric raptors: common buzzard *Buteo buteo* and goshawk *Accipiter gentiles*. *Ecography* 25:523–532
- Lambrechts MM, Dos Santos A (2000) Aromatic herbs in Corsican blue tit nests: the potpourri hypothesis. *Acta Oecol* 21:175–178
- Levin DA (1971) Plant phenolics: an ecological perspective. *Am Nat* 105:157–181
- Margalida A, García D (1999) Nest use, interspecific relationships and competition for nests in the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus* in the Pyrenees: influence on breeding success. *Bird Study* 46:224–229

- Marshall AG (1981) The ecology of ectoparasitic insects. Academic Press, London
- Merino S, Potti J (1995) Pied flycatchers prefer to nest in clean nest boxes in an area with detrimental nest ectoparasites. *Condor* 97:828–831
- Mínguez E, Anadón JD, Hernández VJ (2005) Uso heterogéneo del espacio en tres territorios de reproducción del Águila-Azor Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*). *Ardeola* 52:347–350
- Møller AP, Erritzoe J (1996) Parasite virulence and host immune defence: host immune response is related to nest reuse in birds. *Evolution* 50:2066–2072
- Moyer BR, Drown DM, Clayton DH (2002) Low humidity reduces ectoparasites pressure: implications for host life history evolution. *Oikos* 97:223–228
- Newton I (1979) Population ecology of Raptors. T and AD Poyser, Berkhamsted
- Olendorff RR, Stoddart JW (1974) Management of raptors. In: Hamerstrom FN, Harrell BE, Olendorff RR (eds) The potential for management of raptors populations in western Grasslands. Raptor Research Report No. 2, Vermillion, pp 47–88
- Ontiveros D (1999) Selection of nest cliff by Bonelli's eagle (*Hieraaetus fasciatus*) in southeastern Spain. *J Raptor Res* 33:110–116
- Ontiveros D, Pleguezuelos JM (2000) Influence of prey densities in the distribution and breeding success of Bonelli's eagle (*Hieraaetus fasciatus*): management implications. *Biol Conserv* 93:19–25
- Ontiveros D, Pleguezuelos JM (2003a) Physical, environmental and human factors influencing breeding success of Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus* in Granada (SE Spain). *Biodivers Conserv* 12:1193–1203
- Ontiveros D, Pleguezuelos JM (2003b) Influence of climate on Bonelli's eagle (*Hieraaetus fasciatus* V.) breeding success trough the Western Mediterranean. *J Biogeogr* 30:755–760
- Oppliger A, Richner H, Christe P (1994) Effect of an ectoparasites on lay date, nest-site choice, desertion, and hatching success in the great tit (*Parus major*). *Behav Ecol* 5:130–134
- Philips JR, Dindal DL (1977) Raptor nests as a habitat for invertebrates: a review. *J Raptor Res* 11:87–96
- Postupalsky S (1974) Management of raptors. In: Hamerstrom FN, Harrell BE, Olendorff RR (eds) Raptor reproductive success: some problems with methods, criteria and terminology. Raptor Research Report No. 2. Vermillion, pp 21–32
- Puchala P (2004) Detrimental effects of larval blow flies (*Protocalliphora azurea*) on nestlings and breeding success of Tree Sparrows (*Passer montanus*). *Can J Zool* 82:1285–1290
- Rasmusen RA (1972) What do the hydrocarbons from trees contribute to air pollution? *J Air Pollut Control Assoc* 22:537–543
- Real J, Mañosa S (1990) Eagle owl (*Bubo bubo*) predation on juvenile Bonelli's eagles (*Hieraaetus fasciatus*). *J Raptor Res* 24:69–71
- Richner H, Tripet F (1999) Ectoparasitism and the trade-off between current and future reproduction. *Oikos* 86:535–538
- Richner H, Oppliger A, Christe R (1993) Effect of an ectoparasites on reproduction in great tits. *J Anim Ecol* 62:703–710
- Rodgers JA Jr, Wenner AS, Schwikerst ST (1988) The use and function of green nest material by wood storks. *Wilson Bull* 100:411–423
- Sabrosky CW Bennett GE, Whitworth TL (1989) Bird blow flies (Protocalliphora) in North America (Diptera: Calliphoridae) with notes on the Palaearctic species. Smithsonian Institution Press, Washington D.C.
- Samuel MD, Fuller MR (1994) Wildlife radiotelemetry. In: Bookhout A (ed) Research

- and management techniques for wildlife and habitats. The Wildlife Society, Bethesda, pp 370–418
- Snyder NFR, Ogden JC, Bittner JD, Grau GA (1984) Larval dermestid beetles feeding on nestling snail kites, wood storks, and great blue herons. *Condor* 86:170–174
- Stanback M, Dervan AA (2001) Within-season nest-site fidelity in Eastern Bluebirds: disentangling effects of nest success and parasite avoidance. *Auk* 118:743–745
- Wimberger PH (1984) The use of green plant material in bird nest to avoid ectoparasites. *Auk* 101:615–618

5. CAPÍTULO 2:

GREEN PLANT MATERIAL VERSUS ECTOPARASITES IN NESTS
OF BONELLI'S EAGLE

*MATERIAL VERDE FRENTE A ECTOPARASITOS EN NIDO DE
ÁGUILA PERDICERA*

Diego Ontiveros, **Jesús Caro** & Juan Manuel Pleguezuelos
(Publicado en *Journal of Zoology* 274: 99-104)

5.1 Abstract

The greenery and arthropod nest composition has been studied in a population of Bonelli's eagle *Hieraetus fasciatus* in SE Spain, relating them to the plant availability within territories and breeding success of pairs. Greenery was invariably from trees and shrubs, with pine and oak species amounting for the 78% of nest composition in weight. All eagle pairs with *Pinus pinaster* availability in territories actively selected it for nest greenery. This pine species is characterized by the high level of aromatic compounds, particularly β -pinene, highly repellent for insects. The amount of pine greenery in the nest was correlated with a lower presence of ectoparasites in that nest (blow fly larvae, *Protocalliphora*), and higher breeding success of pairs. We discuss whether a coevolutionary process between parasites and their hosts has guided a particular nesting strategy of the eagles to improve their breeding success.

5.2 Introduction

In the evolutionary process, different breeding strategies have arisen to increase breeding success through different nest types (Collias & Collias, 1984). In this way, different bird species nest on the ground, in holes, or in aerial sites, and some of them place green plant material in their nests. Sometimes, this greenery is not part of the nest structure properly, but is placed haphazardly around the edges or inside the nest (Hansell, 2000).

Raptorial birds are more likely than passerines to use green vegetation in nest construction (Wimberger, 1984). However, most of the studies on the functional significance of greenery in nests have been performed in passerines, due the easy access to their nests and the threatened conservation status of most raptors, which prevents experimental studies. When passerine species use greenery in their nests, the plants are mainly aromatic herbs (Clark, 1991; Gwiner, 1997; Lambrechts & Dos Santos, 2000); however, greenery identified in raptor species nests was invariably from trees and shrubs, never from herbaceous species (Wimberger, 1984). Several non-exclusive hypotheses have been put forward to explain the presence of green material in bird nests:

1) *The courtship hypotheses suggest that males use green plants to attract females (Fauth, Krementz & Hines 1991). Males carry herbs and tree leaves into their nest and also ornament them with flowers, lichens, bark, large feathers or artefacts such as ribbon, pieces of metal or plastic foil (Collias & Collias, 1984; Gwinner, 1997).*

2) Compounds in green nest material control nest-dwelling ectoparasites, since herbs can delay the development of mites, for instance by inhibiting their moult (fumigation hypothesis; Clark & Mason, 1988). These compounds are hydrocarbons, mainly monoterpenes and isoprenes (Rasmusen, 1972). A finding consistent with this hypothesis is that birds breeding in holes, in which parasites are assumed to accumulate with repeated nest use, use green nest material more frequently than open-nesters, which use their nests only once (Clark & Mason, 1988).

3) Herbs improve the condition of the nestling, perhaps by stimulating elements of the immune system that help them to cope better with ectoparasites (medication hypothesis; Gwinner *et al.*, 2000).

Parasites can impair the growth and survival of nestlings and the parents have evolved several strategies to reduce the cost of parasitism. One strategy is to incorporate green plant material in the nest which can mitigate the nest-based parasites load. Thus, in nests with large amount of green material, the fumigation hypothesis predicts that there are less nest-based parasites, and the medication hypothesis that nestlings improve their healthy condition; in both predictions, pairs increasing breeding success.

Bonelli's eagle (*Hieraaetus fasciatus*) is an endangered European raptor (Rocamora 1994), that in southern Spain nevertheless has a good conservation status and nests mainly in cliffs, within rugged landscapes (Arroyo, Ferreiro & Garza, 1995). In this paper, we present data from a Bonelli's eagle population located in the south-eastern Iberian Peninsula, analysing the productivity of the pairs, arthropods and green material in nests, and relating them with the availability of vegetation species within the territories. For several reasons, this population is appropriate to test hypotheses on the function of green plant material in nest: 1) territories differ in landscape, particularly in vegetation composition, 2) pairs have high nesting-site availability in their territories (Ontiveros, 1999); 3) within each territory there are several nests used alternatively among years; 4) adults carry large amounts of green material before and during the breeding season; 5) breeding success and breeding density is weakly affected by human interference in the study area (Ontiveros & Pleguezuelos, 2003a); 6) the population has the highest breeding success for this species in Western Europe, indicating a healthy status (Ontiveros & Pleguezuelos, 2003a,b).

5.3 Material and methods

A clumped population of Bonelli's eagle pairs was studied in eastern Andalusia (southern Spain) during the period 1994-2006. All nests included in this study were located in cliffs, since this eagle is a cliff-nesting raptor that rarely nests in trees in Spain (Arroyo, Ferreiro & Garza, 1995). The study area is largely mountainous, and the climate is typically Mediterranean, with mean minimum temperatures ranging from 0.5° to 6.5° in winter (January), mean maximum temperatures from 28.0° to 34.5° in summer (July), and mean annual rainfall from 375 to 850 mm (30-year standard meteorological averages; CMA, 1997). The vegetation consists of evergreen oak (*Quercus ilex*), scrubs, and some species of pines (*Pinus* spp.), mixed with cultivated areas of cereals and orchards in the foothills, plains, and valleys.

Initially the sample was of 84 nests belonging to 20 Bonelli's eagle pairs. However, we rejected 26 nests because they were unoccupied during the study period (13 years), 19 nests occupied only one year (thus, unsuitable for gaining an average picture for productivity of the pairs), and 28 nests which suffered different circumstances that prevented their inclusion in the analysis, such as nesting-cliff inaccessibility for greenery analysis, predation, and human disturbance. Thus, we tracked a sub-sample of 11 pairs from which we recorded 45 unequivocal breeding attempts, in order to analysis nest-greenery selection and nest-greenery effects on breeding trade-offs of the eagles.

To examine each nest, we rappelled the nesting-cliff and removed plant material in a radius of 40 cm. from the central point of nest, taking up to 1.5 kg of material. Bonelli's eagle nest measures on average 120 x 80 cm on the top surface and weighs dozens of kg (Cramp, 1998; unpublished data of authors). Therefore, removing up to 1.5 kg of nest material does not significantly affect nest structure. The nest material was collected during 2002, a few days after nestlings left each nest (2-7 days for all the pairs), avoiding interference with the breeding process. Due to the low adult mortality for the species in the study area (Real & Mañosa, 1997; pers. obs.) and the maintenance of vegetal composition in territories, we assumed that the nest-greenery composition for the year 2002 was representative for the remaining years of the study period. We analysed the weight of plant species used in the nest, and the total number of ectoparasites found in the nest material.

Here we do not test the courtship hypothesis (see Introduction) to explain the presence of nest greenery in bird nests, but it seems inconsistent for a raptor species such as Bonelli's eagle because 1) pairs remain stable over their lifetime; 2) both (male and female) contribute to nest building and maintenance (Newton, 1997); and 3) if this hypothesis was meaningful, the courtship could be performed with dry twigs and branches, not with green material. We test the greenery effects on breeding success, which implies the confirmation of nest-greenery selection and their beneficial effects, according to the following evidences: Firstly, birds collect green plant materials preferentially from species that contain compounds toxic to arthropods. Secondly, that these materials in fact increase breeding success, reducing the parasite numbers in the nest by a fumigation effects, or directly affecting nestlings. We tested the two conjectures as follows:

Greenery selection

Greenery material selection was tested by means of the Savage electivity index, $W_i = U_i/D_i$ (Manly, McDonald & Thomas, 1993), where $U_i = u_i/u_+$; u_i is the observed weight of the plant species in the nest i and u_+ is the total weight of nest sample, and $D_i = d_i/d_+$; and d_i is the total percentage surface occupied by the plant species in territories with respect to the total surface area of the territories (d_+). The Bonelli's eagle territory in the study area, calculated from half the average distance between the central distribution of the nests of neighbouring pairs in a clumped population, has a radius of 5.0 ± 1.2 km (mean \pm SD; $n = 32$; Ontiveros, 1999). Nevertheless, all observations of eagles carrying material to nest during the study period were recorded close to the nesting cliffs; therefore, in a parsimonious way, we chose a circular surface area defined by half of the radius of the potential eagle territory as a feasible area for eagles to collect plants. To measure the vegetation surface area in this zone, the geographic information system was used on landscape maps (1: 10,000) prepared by the regional government of Andalusia (Spain), executed with the ARCVIEW GIS 3.2 software. The Savage index ranges from 0 to infinite; values approach 0 for increasing avoidance, and to infinite for increasing preference. The index assumes the value 1 when use is proportional to availability. We tested the statistical significance of this index by comparing the statistic $(W_i-1)^2/se(W_i)^2$ with the corresponding critical value of a χ^2 distribution with one degree of freedom (Manly, McDonald & Thomas, 1993), and the standard error of the index $[se(w_i)]$ by $\sqrt{\{(1-D_i)/(u_+ \times D_i)\}}$ considering the null hypotheses that the eagle are selecting the nest greenery in proportion to availability u_i .

Ectoparasite effects

For the ectoparasite analyses, we carefully checked the nest material, collecting all stages of arthropods. For parasites, we searched for larval and pupal stages, because these are better indicators of the nest-parasite population than are adult individuals (Richner & Tripet, 1999), due to fluctuating levels in adult-parasite infestation (Bize *et al.*, 2003). To evaluate the importance of greenery in repelling ectoparasites, we related the percentage of plant species present in nest with the number of ectoparasite larvae, and eagle-pair breeding success. Breeding success was defined as the average productivity for each pair in each nest (the average number of fledglings raised per year). We also considered the nest-change rate (number of possible nest-changes/number of nest-changes) an index of alternative nest function within territories

better than simply nest number, and the cliff-availability (UTM 1 x 1 km squares with suitable nesting-cliffs within territories; Ontiveros, 1999).

Because of the different amount of nest materials obtained and the wide range of nest occupancy in the sample, we calculated partial correlation tests, controlled by the weight of sample material of nest as covariate, and accomplished with a weighting option for years of nest occupancy. The weight option allowed us to adjust the contribution of individual cases to the outcome of an analysis (Sokal & Rohlf, 1998).

5.4 Results

During this study, the laying period of the Bonelli's eagle ranged between 28 January and 24 February, and fledglings left the nest between 12 May and 10 June. The mean breeding success was 1.28 fledglings per pair (SD = 0.33), and each nest was occupied a mean of 4.27 years (SD = 2.32), these results being derived from 45 breeding attempts during the 13 years of the study.

The greenery identified in nests was invariably from trees and shrubs, pine and oak species grouping 78% of nest composition, with minor presence of other plants (Table 5.1). Pines (*Pinus halepensis* and *Pinus pinaster*) were the main aromatic plants found in the nests, and we calculated the Savage Index only for these species. Three out of the 11 territories were devoid of pine species, and we found seven with a significant positive selection of pine material for nests and one with a significant negative selection (Table 5.2). The territories with pines were occupied by *Pinus pinaster* except territory 10 which harboured only *Pinus halepensis*, and was just in this territory where we found a negative selection for pine material in nest. The percentage of *P. pinaster* in nests was correlated with the breeding success of pairs ($r_{\text{partial}} = 0.82$; $P = 0.004$), i.e. more pine greenery in nests, more fledglings per nest.

Table 5.1. Average weight (in percentage) and standard deviation (SD) of green plant species within Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus* nests. *n*, number of nests with presence of any of the identified species for 11 territories of Bonelli's eagle in the south-eastern Iberian Peninsula.

	<i>Pinus pinaster</i>	<i>Pinus halepensis</i>	<i>Quercus ilex</i>	<i>Salix</i> sp.	<i>Olea europaea</i>	<i>Prunus dulcis</i>	<i>Rosmarinus officinalis</i>	<i>Stipa tenacissima</i>	<i>Hedera</i> sp.	Unidentified
Mean	50.8	0.27	27.1	0.09	0.0009	3.2	1.43	0.03	0.01	12.2
SD	44	0.9	26.4	0.2	0.0003	9.2	4.6	0.12	0.04	24.6
<i>n</i>	7	1	11	2	1	2	2	1	1	3

Diptera were the only ectoparasites found in Bonelli's eagle nests (Table 5.2), specifically blow-fly larvae (family Calliphoridae, genus *Protocalliphora*), other arthropods being Coleoptera and Miriapoda. There was a highly significant and negative relationship between the percentage of *P. pinaster* material and the number of blow fly larvae in nests ($r = -0.78$; $P < 0.008$), and between the number of blow fly larvae and the breeding success of the nests ($r_{\text{partial}} = -0.73$; $P = 0.017$).

We failed to find any relationships between the percentage of *P. pinaster* surface and number of nests in territories ($r = 0.48$; $P = 0.12$), or the nest-change rate ($r = 0.39$; $P = 0.22$), both variables transformed. When partial correlations were performed in order to control for the factor cliff-availability within territories, we neither find relationship between percentage of *P. pinaster* and number of nests, or nest-change rate ($r_{\text{partial}} > 0.48$; $P > 0.15$ in both comparisons).

5.5 Discussion

The nest greenery identified in the present study was invariably from trees and shrubs, never from herbaceous species, as in passerine nests. This finding coincides with the results of Wimberger (1984), who found that, in North American and European Falconiformes, greenery use varies geographically within a species in relation to the availability of suitable plant species; but at the moment, the greenery selection was not assessed, as we did for pine greenery in the present study. Furthermore, we found a clear relationship among pines, flies, and breeding success; the higher the percentage of pine in nests, the lower the amount of parasite flies, and the higher the breeding success of eagle pairs.

It has been demonstrated that some passerines species collect green plant materials preferentially from species that contain compounds toxic to arthropods, (Sengupta, 1981; Clark & Manson, 1988; Lambrechts & Dos Santos, 2000). The wood stork (*Micreterias americana*) provides its nest with green plants such cypress, red cedar, wax myrtle, or pines. These preferred plants are rich in resins, and are, therefore, expected to repel ectoparasites (Rodgers, Wenner & Schwikerst, 1988). In this way, we also found greenery from pines as the most abundant plant in nests of Bonelli's eagle.

Table 5.2. Percentage of plant species in nests (U_i), percentage of plant species availability in territories (D_i), Savage index (W_i) for *Pinus pinaster* except in pair 10 (for *Pinus halepensis*), productivity of Bonelli's eagle pairs (b.s), breeding attempts (n), and total number of Diptera in each nest-greenery sample for 11 territories of Bonelli's eagle *Hieraetus fasciatus* in the south-eastern Iberian Peninsula.

Pair	Plant in nests (U_i)				Plant species availability (D_i)				W_i	χ^2	P	b. s. (n)	Diptera
	<i>P. halepensis</i>	<i>P. pinaster</i>	<i>Q. ilex</i>	Other	<i>P. halepensis</i>	<i>P. pinaster</i>	<i>Q. ilex</i>	Other					
1	0	0	18.8	81.2	0	0	0.6	99.4	0	-	-	1 (2)	23
2	0	87.1	11.4	1.4	0	63.8	2.4	33.8	1.85	7.22	0.007	1.33 (3)	7
3	0	60.3	34.3	5.4	0	11.5	0.11	88.4	5.24	189	<0.00001	1.5 (4)	1
4	0	96	2	2	0	63.8	2.4	33.8	2.04	11.15	0.0008	1.5 (2)	1
5	0	0	99.7	0.3	0	0	21.4	77	0	-	-	1.28 (7)	5
6	0	79.3	18.6	2.1	0	35.2	8.4	56.4	2.26	16.2	0.0005	1.7 (5)	1
7	0	0	35.7	64.3	0	0	0.6	99.4	0	-	-	1 (3)	2
8	0	83.5	13.7	2.8	0	35.2	8.4	56.4	2.37	17.1	0.00003	1.66 (3)	0
9	0	75.5	16.5	8.3	0	18.5	19.4	62.1	4.06	97.5	<0.00001	1.33 (3)	0
10	2.7	0	35.7	61.6	30.4	0	6.25	63.4	-0.009	65.3	<0.00001	1 (3)	9
11	0	86.8	11.9	0	1.3	18.5	19.4	62.1	4.69	142	<0.00001	1.5 (10)	0

The groups of ectoparasites most responsible for host mortality in nestling birds are Diptera, fleas, ticks, and mites (Herman, 1955). Particularly, the *Protocalliphora* fly larvae that we found in nest overwinter and emerge about the time the eggs hatch (Tirrell, 1978, Marshall, 1981). Ectoparasites can have negative effects on the fitness of their host, reducing the growth and survival of nestlings (Richner & Heeb, 1993; Oppliger, Richner & Christe, 1994; Merino & Potti, 1995; Fitze, Tschirren & Richner, 2004), causing anaemia (Clark & Mason, 1988; Fauth, Krementz & Hines, 1991), increasing the metabolic rate (Møller *et al.*, 1994), affecting dispersal (Brown & Brown, 1992), and contributing to the mortality of some raptors (Philips & Dindal, 1977; Delannoy & Cruz, 1991). Moreover, parasites may not directly affect mortality of nestlings or adults; rather, in a more subtle way, they may affect morbidity (Clark, 1991), thereby inflicting greater impact on birds than simply nest mortality.

Blow fly larvae found in Bonelli's eagle nests (*Protocalliphora*) are ectoparasites of birds (Harold & Telford, 1947; Marshall, 1981; Sabrosky, Bennett & Hitworth, 1989) and other authors have demonstrated the important negative impact on the breeding success of some birds (Hurtrez-boussès, *et al.*, 1997; Bize *et al.*, 2004; Puchala, 2004) and the increase of parental effort in parasited nests (Hurtrez-boussès *et al.*, 1998). Adults are free-living flies that lay their eggs in the nest material, after the host eggs hatch (Gold & Dahlsen, 1989). The fly larvae live in the nest material and feed intermittently on birds by sucking their blood, causing nestling mortality and decreasing the breeding success of hosts (Richner, Oppliger & Christe 1993).

The antiparasite hypothesis is considered to be the most feasible explanation for why some birds use alternative nests, and bring green material to the nest (Wimberger, 1984; Lambrechts & Dos Santos, 2000). In fact, given a choice between used and unused nests, some bird species chose the unused and parasite-free nests significantly more often (Stanback & Dervan 2001). In response to parasitism, birds have evolved behavioural, physiological, and immunological strategies to reduce the effect of parasites (Heeb *et al.*, 1996; Møller & Erritzoe, 1996; Hart, 1997). When detecting the presence of ectoparasites in their nests, the host can avoid parasite contact by changing nest sites and/or carrying aromatic plants to nests (Oppliger, Richner & Christe, 1994; Christe, Richner & Oppliger, 1996a; Lambrechts & Dos Santos, 2000). The host can also counteract these detrimental effects with increased preening and nest sanitation, and by actively removing ectoparasites from the nestlings (Fraga, 1984; Christe, Richner & Oppliger, 1996a) and/or increasing the feeding rate (Christe, Richner &

Oppliger, 1996b). However, ultimately, parents may pay the cost of ectoparasitism by a reduction in future reproductive success, which may be mediated by the increase in current parental effort (Richner & Tripet, 1999)

The aromatic compounds of plants are hydrocarbons, mainly monoterpenes and isoprenes (Rasmusen, 1972). Pine species have high levels of aromatic compounds (Guenther *et al.* 1995), which often function as insect repellents (Levin, 1971), for instance, by inhibiting the insect moult (Clark & Mason, 1988). Moreover, the maximum concentration of terpenes is produced by Mediterranean species in the coldest season of the year (Llusià *et al.* 2006) and under wet conditions (Llusià & Peñuelas, 1998), periods that in the Mediterranean habitats of the study area coincides with the nest occupancy by Bonelli's eagles (Arroyo, Ferreiro & Garza, 1995). *Pinus halepensis* can be characterized on the basis of its significant α -pinene content, whilst *P. pinaster* on the basis of its β -pinene content (Gomes da Silva *et al.*, 2001), and has been demonstrated that the former is attractive and the latter highly repellent for insects (Heikkinen & Hrutfiord, 1965). Thus, the only pair which negatively selected pine material for nests (pair 10; Table 5.2) had no availability of *Pinus pinaster* in the territory.

Finally, we could think that territories with low abundance of *P. pinaster*, must have a larger number of nests, but this prediction is not suitable for a cliff-nesting raptor as Bonelli's eagle. In this raptor, the number of nests within territories depends primary upon cliff availability that differs among territories (Ontiveros, 1999), preventing more nests actually in some of them.

The knowledge of the interaction between parasites and their hosts is necessary to understand factors influencing the breeding success of raptors, and possible coevolutionary mechanisms with their specific parasites. In this study, we demonstrate that a raptor species actively selects a pine species as greenery for their nests, the amount of this pine in the nest being negatively correlated with the number of ectoparasites, and positively with the breeding success of pairs. Our results agree with data previously published (Wimberger, 1984; Merino & Potti, 1995; Hurtrez-Boussès *et al.*, 1997) but add several new contributions, such as the active selection of insect-repellent plant species for greenery, and the confirmation of the fumigation hypothesis in a species that do not bring herbaceous species to nest. In this way, the significance of the nest ectoparasite burden of birds reusing their nests must be a determining factor for their breeding success. More evidence supporting this idea include the frequent use of

alternative nests and the positive correlation with breeding success of the eagles (Ontiveros & Pleguezuelos, 2003a), and the selection of sunny orientation of nests in Bonelli's eagle (Ontiveros, 1999), which may reduce the burden of the nests (Olendorff & Stoddart, 1974), as strategies in the war against ectoparasites.

Acknowledgements

We thank J. Pérez for helping in access to nests, and P. Chiclana, P. Beuk and A.I. Martínez, for ectoparasite identification. The Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, provided facilities for nest sample collection (Permission #8524, DGMN, Junta de Andalucía).

5.6 References

- Arroyo, B., Ferreiro, E., & Garza, V. (1995). *El Águila perdicera (Hieraetus fasciatus) en España. Censo, reproducción y conservación*. Serie Técnica. ICONA. Madrid.
- Bize, P., Roulin, A., Pfluger, D., & Richner, H. (2003). Parasitism and developmental plasticity in Alpine swift nestlings. *J. Anim. Ecol.* 72, 633- 639.
- Bize, P., Roulin, A., Tella, J.L., Bersier, L., & Richner, H. (2004). Additive effects of ectoparasites over reproductive attempts in the long-lived alpine swift. *J. Anim. Ecol.* 73, 1080-1088.
- Brown, C.R., & Brown, M.B. (1992). Ectoparasitism as a cause of natal dispersal in cliff swallows. *Ecology* 73, 1718-1723.
- Brown, L.H. (1976). *Eagles of the world*. David and Charles. London.
- C.M.A., (1997). *La información ambiental de Andalucía*. Junta de Andalucía, CMA.
- Chevan, A., & Sutherland, M. (1991). Hierarchical partitioning. *Am. Stat.* 45: 90-96.
- Christe, P., Richner, H., & Oppliger, A. (1996a). Great tits and fleas: sleep baby sleep. *Anim. Behav.* 52, 1087-1092.
- Christe, P., Richner, H., & Oppliger, A. (1996b). Begging, food provisioning and nestling competition in great tit broods infestated with ectoparasites. *Behav. Ecol.* 72, 127-131.
- Clark, L., & Mason, J.R. (1988). Effect of biologically active plants used as nest material and the derived benefit to starling nestling. *Oecologia* 95, 234-240.
- Clark, L. (1991). The nest protection hypothesis: the adaptive use of plant secondary compounds by European starlings. In: *Bird-Parasite interactions*: 205-221. Loye J.E., & Zuk M. (Eds.), Oxford University Press, Oxford.
- Collias, N.E., & Collias, E.C. (1984). *Nest building and bird behaviour*. Princenton University Press. New Jersey.
- Cramp, S. (1998). *The Complete Birds of the Western Palaearctic*. Software Optimedia. Oxford University Press, Oxford.
- Delannoy, C.A., & Cruz, A. (1991). Philornis parasitism and nestling survival of the Puerto Rican sharp-shinned hawk. In *Bird-Parasite interactions*: 93-103. Loye J.E. & Zuk M. (Eds.). Oxford University Press, Oxford.
- Fauth, P.T., Krementz, D.G., & Hines, J.E. (1991). Ectoparasitism and the role of green nestling material in the European starlings. *Oecologia* 88, 22-29.

- Fitze, P.S., Tschirren, B., & Richner, H. (2004). Life history and fitness consequences of ectoparasites. *J. Anim. Ecol.* 73, 216-226.
- Fraga, R.M. (1984). Bay-winged cowbirds *Molothrus badius* remove ectoparasites from their brood parasites the screaming cowbirds *Molothrus rufoaxillaris*. *Biotropica* 16, 223-226.
- Gold, C.S., & Dahlsten, D.L. (1989). Prevalence, habitat selection and biology of Protocalliphora (Diptera: Calliphoridae) found in nests of mountain and chestnut-backed chickadees in California. *Higardia* 57, 1-19.
- Gomes da Silva, M.D.R., Mateus, E.P., Munhá, J., Drazyk, A., Farrall, M.H. Paiva, M.R., Chaves das Neves H.J. & Mosandl, A. (2001). Differentiation of then pine species from Central Portugal by monoterpene enantiomer-selective composition analysis using multidimensional gas chromatography. *Chromatog. Suppl.* 53, 412-416.
- Guenther, A., Hewitt, C.N., Erickson, D., Fall, R. & Geron, C. (1995). A global model of natural volatile organic emissions. *J. Geophys. Res.* 100, 8873-8892.
- Gwinner, H. (1997). The Function of green plants in nest of European starlings *Sturnus vulgaris*. *Behaviour* 134, 337-351.
- Gwinner, H., Oltrogge, M., Trost L. & Nienaber, U. (2000). Green plants in starling nest: effects on nestlings. *Anim. behav.* 59, 301-309.
- Hansell, M. (2000). *Bird nests and construction behaviour*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Harold, M.H. & Telford, H.W. (1947). Protocalliphora larvae infesting nestling birds of prey. *Condor* 49, 74-75.
- Hart, B.L. (1997). Behavioural defence. In *Host-parasite evolution: 59-77*. Clayton D. H., & Moore J. (Eds.) Oxford University Press, Oxford.
- Heeb, P., Werner, I., Richner, H. & Kölliker, M. (1996). Horizontal transmission and reproductive rates of hen fleas in Great Tit nest. *J. Anim. Ecol.* 65, 474-484.
- Heikkinen, H.J. & Hrutfiord, B.F., (1965). *Dendroctonus pseudotsugae*: a hypothesis regarding its primary attractant. *Science* 150, 1457-1459.
- Herman, C.M. (1955). Diseases of birds. In *Recent studies in avian biology: 450-467*. A. Wolfson (Ed.), Urbana, University Illinois Press, Illinois.
- Hurtrez-Boussès, S., Perret, P. J., Renaud, F. & Blondel, J. (1997). High blowfly parasitic loads affect breeding success in a Mediterranean population of blue tits. *Oecologia* 112, 514-517.
- Hurtrez-Boussès, S., Blondel, J., Perret, P., Fabrequettes, J. & Renaud, F. (1998). Chick parasitism by blowflies affects feeding rates in a Mediterranean population of blue tits. *Ecol. letters* 1, 17-20.
- Lambrechts, M.M. & Dos Santos, A., (2000). Aromatic herbs in Corsican blue tit nests: the potpourri hypothesis. *Acta Oecol.* 21, 175-178.
- Levin, D.A. (1971). Plant phenolics: an ecological perspective. *Am. Nat.* 105, 157-181.
- Llusià, J., & Peñuelas, J. (1998). Changes in terpene content and emission in potted Mediterranean woody plants under severe drought. *Can. J. Bot.* 76, 1366-1373.
- Llusià, J., Peñuelas, J., Alessio, G.A., & Estiarte, M. (2006). Seasonal contrasting changes of foliar concentrations of terpenes and other volatile organic compound in four dominant species of Mediterranean shrubland submitted to a field experimental drought and warming. *Physiol. Plant.*, 127, 632-649.
- Manly, B.F., McDonald, L.L. & Thomas, D. (1993). *Resource selection by animals. Statistical design and analysis for field studies*. Chapman and Hall. London.
- Marshall, A.G. (1981). *The ecology of ectoparasitic insects*. Academic Press. London.

- Merino, S. & Potti, J. (1995). Mites and blowflies decrease growth and survival in nestlings pied flycatchers. *Oikos* 73, 95-103.
- Møller, A.P. (1990). Effects of parasitism by a haematophagous mite on reproduction in the barn swallow. *Ecology* 71, 345-2357.
- Møller, A.P. & Erritzoe, J. (1996). Parasite virulence and host immune defence: Host immune response is related to nest reuse in birds. *Evolution* 50, 2066-2072.
- Møller, A.P., De Lope, F., Moreno, J., González, G. & Perez, J.J. (1994). Ectoparasites and host energetics: house martin bugs and house martin nestlings. *Oecologia* 98, 263-268.
- Newton, I. (1997). *Population ecology of Raptors*. T. and A.D. Poyser, Berkhamsted.
- Olendorff, R.R. & Stoddart, J.W. (1974). Management of raptors. In *The potential for management of raptors populations in western Grasslands*: 47-88. Hamerstrom F.N., Harrell B.E. & Olendorff R.R. (Eds.). Raptor Res. Rep. No. 2, Vermillion.
- Ontiveros, D., 1999. Selection of nest cliff by Bonelli's eagle (*Hieraaetus fasciatus*) in southeastern Spain. *J. Raptor Res.* 33, 110-116.
- Ontiveros, D. & Pleguezuelos, J.M., (2003a). Physical, environmental and human factors influencing breeding success of Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus* in Granada (SE Spain). *Biodivers. Conserv.* 12, 1193-1203.
- Ontiveros, D. & Pleguezuelos, J.M., (2003b). Influence of climate on Bonelli's eagle (*Hieraaetus fasciatus* V.) breeding success trough the Western Mediterranean. *J. Biogeog.* 30, 755-760.
- Oppliger, A., Richner, H. & Christe, P. (1994). Effect of an ectoparasites on lay date, nest-site choice, desertion, and hatching success in the great tit (*Parus major*). *Behav. Ecol.* 5, 130-134.
- Philips, J.R. & Dindal D. L. (1977). Raptor nests as a habitat for invertebrates: a review. *J. Raptor Res.* 11, 87-96.
- Puchala, P., (2004). Detrimental effects of larval blow flies (*Protocalliphora azurea*) on nestlings and breeding success of Tree Sparrows (*Passer montanus*). *Can. J. Zool.* 82, 1285-1290.
- Rasmusen, R.A. (1972). What do the hydrocarbons from trees contribute to air pollution? *J. Air Pollut. Assoc.* 22, 537-543.
- Real, J. & Mañosa, S. (1997). Demography and conservation of Western European Bonelli's Eagle (*Hieraaetus fasciatus*) populations. *Biol. Conserv.* 79, 59-66.
- Richner, H. & Heeb, P. (1993). Effect of an ectoparasite on reproduction in great tits. *J. Anim. Ecol.* 62, 703-710.
- Richner, H. & Tripet, F. (1999). Ectoparasitism and the trade-off between current and future reproduction. *Oikos* 86, 535-538.
- Richner, H., Oppliger, A. & Christe, R. (1993). Effect of an ectoparasites on reproduction in great tits. *J. Anim. Ecol.* 62, 703-710.
- Rocamora, G. (1994). Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus*. In *Birds in Europe, their conservation status*: 184-185. Tucker G.M. & Heath M.F. (Eds.). Birdlife International, Birdlife Cons., Ser. 3, Cambridge, U.K.
- Rodgers, J. A. Jr, Wenner, A. S. & Schwikerst, S.T. (1988). The use and function of green nest material by wood storks. *Wilson Bull.* 100, 411-423.
- Sabrosky, C.W. Bennett, G.E. & Hitworth, T.L. (1989). *Bird blow flies (Protocalliphora) in North America (Diptera: Calliphoridae) with notes on the Palaearctic species*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Sengupta, S. (1981). Adaptative significance os the use of Margosa leaves in nests of house sparrows *Passer domesticus*. *Emu* 81, 114-115

- Sokal, R.R., & Rohlf, F.J. (1998). *Biometry*, 3rd Edition. New York: Freeman.
- Stanback, M. & Dervan, A.A. (2001). Within-season nest-site fidelity in Eastern Bluebirds: disentangling effects of nest success and parasite avoidance. *Auk* 118, 743-745.
- Tirrell, P.B. (1978). *Protocalliphora avium* (Diptera) myiasis in Great Horned Owls, Red-tailed Hawks, and Swainson's Hawks in North Dakota. *J. Raptor Res.* 12, 21-27.
- Wimberger, P. H. (1984). The use of green plant material in bird nest to avoid ectoparasites. *Auk* 101, 615-618.

6. CAPÍTULO 3:

HABITAT FEATURES OF SETTLEMENT AREAS USED BY
FLOATERS OF BONELLI'S AND GOLDEN EAGLES

*CARACTERISTICAS DEL HABITATS EN LAS ÁREAS DE DISPERSIÓN
USADAS POR ÁGUILAS PERDICERAS Y REALES DISPERSANTES*

Jesús Caro, Diego Ontiveros & Juan Manuel Pleguezuelos

(Aceptado en *Bird Conservation International*, 2010: doi:10.1017/S0959270910000213)

6.1 Abstract

Bonelli's Eagle *Hieraetus fasciatus* and Golden Eagle *Aquila chrysaetos* are two declining species, in which floaters tend to be located outside of breeding territories during the dispersal period, in the so-called settlement areas. We studied these areas for both long-lived raptors in the southern Iberian Peninsula, to understand better the ecological requirements of the eagles during their long pre-adult stage, a period accounting for around 80% of the species mortality. Eagle abundance was calculated by road censuses, and habitat characteristics of settlement and non-settlement areas compared by General Discriminant Analysis (GDA) and Logistic Regression (LR). The best model of GDA and LR incorporated the abundance of main prey for eagles (rabbits, partridges) and orchard surface area, and explained 100% of eagle presence; the best model selected by GDA also included habitat heterogeneity. Both eagles tended to share settlement areas in the southern Iberian Peninsula and, when they did not, the mean annual temperature and slope appeared to explain the segregation between the two species. Management measures for the conservation of both threatened species during the dispersal period should be focused on identifying settlement areas, maintaining high prey densities and maximum habitat heterogeneity.

6.2 Introduction

From an ecological perspective, dispersal affects species distribution and abundance, population dynamics and persistence, and community structure (Dieckmann *et al.* 1999). Within a biogeographical context, dispersal not only is important for the geographical spread, but also seems to have genetic consequences (e. g. inbreeding reduction, gene exchange between populations; Janes 1985). Often during the dispersal period, floater individuals for some long-lived raptors, such as Bonelli's Eagle *Hieraaetus fasciatus* and Golden Eagle *Aquila chrysaetos*, tend to stay outside of breeding territories where they remain for a variable period before moving to join breeding populations (Ferrer 1993, Mañosa *et al.* 1998). The dispersal period is relatively long and critical for these raptors (Newton 1979, Watson 1997, Mañosa *et al.* 1998), accounting for approximately 80% of floater mortality among large raptor species in Mediterranean areas (Real *et al.* 2001, Díaz 2004, Carrete *et al.* 2005). The factors affecting survival during the non-breeding stage has major consequences for population stability in these species (Arroyo 2004, Ontiveros *et al.* 2004, Soutullo *et al.* 2008a).

Bonelli's Eagle and Golden Eagle are long-lived birds of prey that nest mainly in cliffs and have a modal clutch size of two eggs (range 1–3), with young maturing at about 4–5 years (Cramp and Simmons 1980). These raptors could coexist in settlement areas in the southern Iberian Peninsula (Ferrer 1993), where the lack of appropriate settlement areas or reduction in habitat quality may decrease floater survival and seriously threaten population stability (Mañosa *et al.* 1998, Arroyo 2004, Ontiveros *et al.* 2004). In recent decades, Bonelli's and Golden Eagles have shown a marked decline throughout most of their distribution areas and thus are currently considered endangered species in Western Europe (BirdLife International/European Bird Census Council 2000, Arroyo 2004, Real 2004). Demographic declines are due to habitat change, direct persecution, electrocution by electric power lines, prey decrease, and disturbance (Watson 1997, Arroyo 2004, Ontiveros *et al.* 2004). The development of effective conservation programmes for threatened species requires a clear understanding of the factors determining their distribution and abundance as well as their ecological requirements (Soulé and Wilcox 1980).

Until now, most studies on the conservation of raptors has been focussed on their breeding biology, habitat selection, diet composition, survival, and interspecific interactions (i.e. Real *et al.* 2001, Borgo 2003, Penteriani *et al.* 2003, Ontiveros *et al.* 2004 and 2005, Carrete *et al.* 2005, McIntyre *et al.* 2006, Rollan *et al.* in press). However, detailed reports on habitat selection by these raptor species during the dispersal phase are scarce (Arroyo 2004, Real 2004) and as a consequence, this life stage cannot be adequately considered in management strategies. Studies on this topic show that the floaters of Bonelli's and Golden Eagles may cover large areas during the dispersal phase (Cadahia *et al.* 2005, Soutullo *et al.* 2006), establishing in settlement areas with high densities of their main prey (Mañosa *et al.* 1998, Balbontín 2005, Soutullo *et al.* 2008b).

Here we provide data on some of the most important settlement areas of Bonelli's and Golden Eagles in southern Iberian Peninsula, characterizing the habitat selection of dispersing eagles, and we examine the possible sympatry of the two eagles in these settlements areas. The results may help identify other potential settlement areas for floater eagles of both species elsewhere, this having implications for management strategies of the two species.

6.3 Methods

Study area

The study area was located in southern Spain, in two different administrative regions, Andalusia and Murcia, where Bonelli's and Golden Eagle populations are the most healthy and well known (Gil-Sánchez *et al.* 2004, Ontiveros *et al.* 2005, Carrete *et al.* 2006), with 294–333 pairs of Bonelli's Eagle and 256–290 pairs of Golden Eagle (Arroyo 2004, Real 2004). The area is largely mountainous, and the climate is typically Mediterranean, with annual temperatures averaging 15.6 to 19.5 °C and mean annual rainfall averaging 300 to 790 mm (CMA 1997, Carrete *et al.* 2002). The field work covered 12 areas (see below and Figure 6.1) where natural vegetation consists of shrubs, grasslands, and mixed forest of *Quercus rotundifolia* and *Pinus* spp., but human activity (notably farming) over the millennia has transformed the landscape into a mosaic. These areas suffer much anthropogenic disturbance and are not protected, which may lead to increasing mortality risk for floaters.

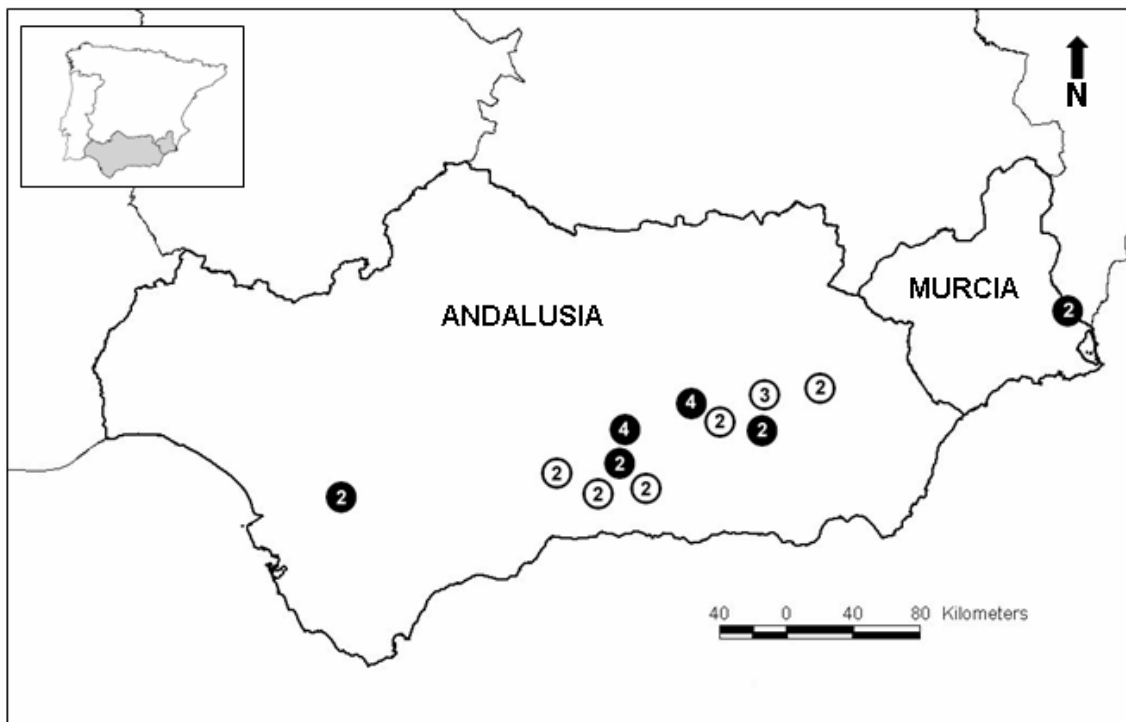


Figure 6.1. Study area showing settlement (solid circles) and non-settlement (empty circles) areas for Bonelli's and Golden Eagles in Southern Spain. Numbers refer to the number of 9 km² squares sampled in each area. For details, see the Methods section.

Raptor survey

According to our field experience in the last 18 years and the literature (Real 2004, Balbontín 2005), we located six settlement areas in the study area. For comparative purposes, we selected six non-settlement areas in the region among those that matched the following characteristics: location outside breeding territories (at least five km from closest nest), far away from urban areas (at least five km from the central point), below 1700 masl (maximum altitude of hunting fields for Bonelli's Eagle, and for most of the Golden Eagles in the study area), and with no record of floater eagles prior to this study (from the data of the authors). We surveyed the 12 different areas during the 2001–2006 period. Firstly, samplings were performed in autumn and winter, seasons when maximum density can be attained for floater eagles in settlement areas (Mañosa *et al.* 1998, unpublished data of the authors), to confirm presence/absence of floaters in settlement/non-settlement areas, respectively. Afterwards, areas with floater presence were sampled on a monthly basis while non-settlement areas were sampled more irregularly.

Eagle presence and density were determined by line-transects, as straight as possible, by car, at a slow speed (20 km h^{-1}), on days of good visibility, in the morning, with two people (one trained observer and a driver). This method repeatedly proved to be adequate to gather information on the distribution and relative abundance of raptors (Mañosa *et al.* 1998, Sánchez-Zapata and Calvo 1999; see discussion by Carrete *et al.* 2009). A total of 75 transects were sampled in the six settlements, and 20 in the six non-settlement areas, for a total of 1,543 km of line transects. The number of Km driven, raptor species and number of individuals were recorded, and eagles were classified as juvenile (1 year), immature, (2–3 years for Bonelli's Eagle and 2–4 years for Golden Eagle), subadult (4 years for Bonelli's Eagle and 5 years for Golden Eagle), and adult (> 4 years for Bonelli's Eagle and > 5 years for Golden Eagle), according to plumage criteria (Parellada 1984, Watson 1997, Forsman 1999). Relative abundance of floater eagles in each survey was measured as the average number of birds detected per 100 Km.

Variables for habitat selection

Each area (both settlement and non-settlement) was divided in 3 x 3 km squares (UTM grid system), and according the extent of rather homogeneous landscape in the area, between two and four squares were selected. In total, we selected 29 squares, 16 with presence (for the six settlement areas) and 13 with absence of Bonelli's and Golden Eagles (for the six non-settlement areas; Figure 6.1).

Landscape characteristics for each 3 x 3 km square of settlement and non-settlement areas were analysed by means of a Geographic Information System (GIS). Squares 3x3 km (900 ha) constitute an appropriate scale for habitat-selection studies in raptors (Mañosa *et al.* 1998, Sánchez-Zapata and Calvo 1999, Balbontín 2005, López-López *et al.* 2006). We measured different variables (Table 6.1) and related them to the presence or absence of floater eagles in the dispersal phase. Topography, climate, and human population density variables were taken from Corine Land Cover (1:25000; CEC 1991). Land use variables (habitat heterogeneity, and percentage of orchards, pastureland, scrubland, and forest) were taken from soil-use maps of the regions of Andalusia and Murcia (CMA 1999, CAAMA 2000). The number of km of paved and unpaved roads and the distance to the nearest nest of Bonelli's or Golden Eagles were measured from 1:50000 digital military maps using Arc View GIS 3.2. We controlled for the spatial autocorrelation by including as covariates the geographic variables

longitude (Long.) and latitude (Lat.) of the centre of the squares, as well as the terms Long.², Long.³, Lat.², Lat.³, Long.² x Lat. and Long. x Lat.², according to Legendre (1993). To compare the presence of the two eagle species, we also used abundance of Bonelli's and Golden Eagles in the breeding territories, computed as the frequency of UTM 10 x 10 km squares with eagle presence into UTM 50 x 50 km squares (Martí and Del Moral 2003). Any significant change in land use was noted in the study area during the study period.

Furthermore, we recorded the abundance of the main prey of the Bonelli's and Golden Eagles in each 3 x 3 km square. In the study area European Rabbits *Oryctolagus cuniculus*, Red-legged Partridges *Alectoris rufa* and pigeons (*Columba palumbus* and *C. livia*), which account for 79.2% and 61.9%, respectively, of the dietary biomass of these eagles (Delibes *et al.* 1975, Gil-Sánchez *et al.* 1994, Ontiveros *et al.* 2005). Line transects were used to provide an index of prey density in each square of the settlement and non-settlement areas. This method has proven effective to determine prey abundance for raptors, and to compare prey densities among different zones (Fitzner *et al.* 1977), being less difficult to perform than absolute-density methods and equally useful (Caughley 1977). Prey density was measured as the mean of individuals per km of census. On average, 4 km of census per year was performed in each square, stratified according to the surface area of the habitats (Caughley 1977), for two consecutive years (2005 and 2006). Censuses were made by one observer on foot, between 06h00 and 09h30, on days of good visibility, at a speed of approx. 2 km h⁻¹, during the same period (February–April) for all areas. We made no censuses before February to avoid the hunting season, and after April because of demographic explosions of rabbits in the southern Iberian Peninsula (Soriguer 1981). The line transect is the most accurate method for estimating rabbit abundance (Palomares 2001), and diurnal censuses proved to be useful for this species (Soriguer *et al.* 1997, Serrano 1998, Palomares *et al.* 2001), since rabbits, although primarily nocturnal, also show substantial diurnal activity (Soriguer and Rogers 1981, Moreno *et al.* 1996); thus, we deemed the diurnal rabbit census to be a more realistic estimate of prey density for strictly diurnal predators such as Bonelli's and Golden Eagles (Ontiveros *et al.* 2005).

Statistical procedure

Non-parametric variables were log-transformed (Sokal and Rohlf 1995), and we performed the statistical analysis in three steps:

i) We used the Student's *t*-test to identify differences in the variables between settlement and non-settlement squares for floater eagles, and with Bonelli's Eagle presence vs. Golden Eagle presence, and included squares with presence of both species once in each group. Circular statistic was used for analyses of orientation in settlement areas (Rayleigh's test), since a simple arithmetic mean of recorded angles is inadequate (Fisher 1995).

ii) We used a General Discriminant Analysis (GDA) to identify the variables that explained differences between areas with presence or absence of floater eagles. These analyses allowed models to be generated by stepwise selection of predictors as well as by the selections of the best-subset of predictors. We chose the latter approach, which allows model uncertainty to be measured at the same time as parameter uncertainty, to assess the likely bias in parameters resulting from selections. We used the Statistica 7.0 software, which may generate multivariate linear models, and ranks the set of all possible models by their Wilks' Lambda values (an estimate of the unexplained variance), separately within each model order ($k= 1, 2, \dots 14$), where a model's order is defined as the number of predictor variables it includes. We retained the five best subset-models from orders 1, 2, ...13, and also the single model containing all 14 predictors, for a total of 66 candidate models. Smaller values indicate a better parsimonious model and denote strong group separation (Quinn and Keough 2003). From all possible models generated in the analysis, we chosen those explaining the highest percentage of presence-absence of the eagles with lesser variables. Because in our analysis the sample size could not be increased to three times the number of variables measured, a jack-knife classification was carried out for the analysis (Willians and Titus 1988).

iii) We executed a Generalized Linear Model, the Logistic Regression (LR), with a binomial distribution of errors (Siegel and Castellan 1988, Jongman *et al.* 1995), to explore for their coincidence with previous results from the GDA. Logistic Regression is often applied to ornithological data for predicting presence or absence of species (Fielding and Bell 1997, Manel *et al.* 1999). To eliminate variables without significant effects on the presence of the eagles, we performed a forward stepwise model.

6.4 Results

In the settlement areas, we recorded 41 observations of Bonelli's Eagles and 29 of Golden Eagles, with 2.27 ± 2.98 eagles 100 km^{-1} (mean \pm standard deviation) and 2.31 ± 1.89 eagles 100 km^{-1} for Bonelli's Eagle and Golden Eagle, respectively. The age ratio of the eagles was 73.17% and 58.62% juvenile, 17.07% and 31.04% immature, and 9.76% and 10.34% subadult individuals of Bonelli's and Golden Eagles, respectively, as we did not observe any adult eagle during the censuses. No significant interspecific difference was found in the abundance index in settlement areas (Mann-Whitney U test, $Z=-0.322$, $P=0.74$, $N=6$) and the age frequency (Kolmogorov-Smirnov test, $D_{\max}=0.25$, $P>0.1$, $N=4$).

Overall, 16 3×3 km squares in six different settlement areas and 13 3×3 km squares in six non-settlement areas (Figure 6.1) were used to compare settlement preferences for floater Bonelli's and/or Golden Eagles. In those settlement areas, we observed the presence of only Bonelli's Eagle in four 3×3 km squares and only Golden Eagle presence in seven squares, while both eagles were observed in the remaining five squares. Squares with floater eagles differed significantly from those without floater eagles in terms of abundance of European Rabbits, Red-legged Partridges, and presence of orchards, which were all greater in settlement areas (Table 6.1). These differences remained significant after Bonferroni correction. No significant interannual difference was found in any prey density in any of the areas surveyed (Kruskal-Wallis test: $H_{1,8}<1.33$, $P>0.25$, in all cases). The mean orientation and angular deviation of slopes in squares with presence and absence of floater eagles were $237.96^\circ \pm 54.43^\circ$ and $345.99^\circ \pm 54.99^\circ$, respectively. Squares with the presence of floater eagles revealed a trend towards a south-western orientation (Raleigh test=0.35, $P=0.007$).

Table 6.1. Variables used (except geographical ones), their values, and comparison (Student's *t*- test) between settlement and non-settlement areas of large diurnal raptors (Bonelli's and Golden Eagles) in southern Spain. Sampling unit was 3 x 3 km square (UTM grid system). More information in the Methods section. Asterisks indicate significance after Bonferroni sequential correction.

Code	Description	Settlement areas		Non-settlement areas		<i>T</i>	<i>P</i>
		Mean	SD	Mean	SD		
KMROAD	Km of paved and unpaved road	20.16	4.55	20.26	5.46	-0.05	0.95
POPDEN	Human population density (ind ha ⁻¹)	0.48	0.53	0.29	0.16	1.22	0.23
PRECIP	Average annual rainfall (l m ⁻²)	420.66	80.39	438.78	47.44	-0.71	0.47
TEMP	Average annual temperature (°C)	14.90	2.03	13.79	0.49	1.91	0.06
SLOPE	Average slope (%)	8.78	3.55	9.34	4.34	-0.38	0.70
HETERO	Habitat heterogeneity: number of the different land uses in each square	8.00	1.93	7.23	2.20	1.00	0.32
ORCH	% land covered by orchards, including olive, almond and citrus trees	27.72	18.97	7.80	10.47	3.38	<0.001*
PASTU	% land covered by grain and pastureland	45.45	22.73	52.15	30.02	-0.68	0.49
SCRUB	% land covered by Mediterranean scrubs	22.83	19.82	36.87	31.80	-1.45	0.15
FOREST	% land covered by forest, mostly pine (<i>Pinus</i> spp.) and oak tree (<i>Quercus</i> spp.)	3.56	9.09	2.45	3.66	-0.32	0.74
IKAORYC	Abundance of European Rabbits (ind Km ⁻¹)	2.54	3.58	0.04	0.10	7.59	<0.001*
IKAALC	Abundance of Red-legged Partridges (ind Km ⁻¹)	7.54	6.92	0.67	0.76	4.73	<0.001*
IKACOLUM	Abundance of pigeons (ind km ⁻¹)	9.60	8.17	4.69	6.89	1.72	0.09
DISNEST	Distance to nearest nest of Bonelli's or Golden Eagle (km)	11.20	10.41	8.02	4.49	0.89	0.37

In the GDA differentiating settlement and non-settlement areas, 66 best-subset models were generated. Wilks' Lambda values consistently stabilized after four variables. The differential score between the lowest Wilks' Lambda and the best model with four variables was only 0.062. The abundance of European Rabbits and Red-legged Partridges, the percentage of orchards, and the habitat heterogeneity, were considered the best predictors of presence or absence of floater eagles (Wilks' Lambda=0.162, $F_{(4,24)}=30.996$, $P<0.000001$). The best models were (see Table 6.1 for the meaning of the variable acronyms):

Square with eagle presence=-10.15 - 0.97 IKAORYC + 0.27 IKAALEC + 0.01 ORCH + 2.28 HETERO

Square with eagle absence=-22.72 - 3.15 IKAORYC - 0.49 IKAALEC - 0.19 ORCH + 3.44 HETERO

With these equations, 100% of the squares with presence or absence of floater eagles were correctly classified. A jack-knife classification reduced the correct classification of presence to 99.3% and of absence to 95.9%.

The best LR model for the identification of settlement areas coincided with the GDA in three out of the four variables, also setting abundance of European Rabbit, Red-legged Partridge, and percentage of orchards, as the most parsimonious predictors ($X^2=39.645$, $df=3$, $P<0.001$). The best model was:

$$\pi(x) = \frac{e^{-3.53-4.89IKAORYC-0.98IKAALEC-0.89ORCH}}{1 + e^{-3.53-4.89IKAORYC-0.98IKAALEC-0.89ORCH}}$$

This model also classified correctly 100% of the squares, thus the inclusion of other variables did not improve the final model.

The best model of GDA and LR did not include any spatial variable, suggesting that there was no effect of spatial autocorrelation. Squares with Bonelli's Eagle exhibited higher Average annual temperature and Slope than those with the Golden Eagle (Table 6.2), although the differences became non-significant after Bonferroni correction.

Table 6.2. Mean, standard deviation (SD), and comparison (Student's *t*- test) for variables in settlement areas with presence of Bonelli's and Golden Eagles in southern Spain.

Code	Presence of Bonelli's Eagle		Presence of Golden Eagle		<i>t</i>	<i>P</i>
	Mean	SD	Mean	SD		
KMROAD	21.30	5.12	20.66	4.46	0.30	0.76
POPDEN	688.99	646.87	461.78	619.12	0.82	0.42
PRECIP	34.41	13.90	40.96	7.76	-1.38	0.18
TEMP	16.13	1.25	14.37	2.04	2.28	0.03
SLOPE	6.76	2.10	9.87	3.38	-2.42	0.03
HETERO	2.05	0.27	2.10	0.23	-0.43	0.67
SCRUB	0.20	0.17	0.29	0.22	-0.98	0.34
PASTU	0.54	0.43	0.39	0.18	1.07	0.30
FOREST	0.06	0.12	0.05	0.10	0.32	0.76
ORCH	0.27	0.19	0.30	0.18	-0.45	0.66
IKAORIC	0.06	2.81	0.16	0.95	-0.12	0.91
IKAALC	10.44	7.71	5.68	5.20	1.69	0.11
IKACOLUM	13.14	8.76	8.30	8.63	1.26	0.22
DISNEST	2.37	0.73	1.94	0.50	1.62	0.12
ABTBON	0.43	0.21	0.47	0.15	-0.57	0.57
ABTGOL	0.21	0.23	0.45	0.28	-2.07	0.05

6.5 Discussion

All statistical analyses coincided that settlement areas selected by floater eagles have a greater presence of their main prey and orchards with respect to non-settlement areas, the best model selected by GDA also including the habitat heterogeneity defined as the number of the different land use types in each square (see Atauri and de Lucio 2001). Furthermore, discriminant and logistic analysis coincided in these variables to explain almost all the variance of the settlement areas, despite their landscape variability through the wide geographic range of the study area. In the study area, orchards consisted mainly of olive trees, and several studies have shown the importance of this traditional landscape as a habitat for rabbits and partridges (Rogers *et al.* 1994, Vargas *et al.* 2006). Higher habitat heterogeneity also favours the presence of these game species, and landscapes with these characteristics can be considered good foraging habitats for raptors (Sánchez-Zapata and Calvo 1999, Fortuna 2002, Sergio *et al.* 2004). The statistical analysis of circular data also showed a trend of the settlement areas towards a south-western orientation. At the morning in the study area, the air warms up and ascends (thermal bubbles) on south-facing slope, which frequently is used by

raptors to save energy during gliding flight (Janes 1985, Ontiveros 1999), especially Bonelli's Eagle, which have poor flying lift in flat areas (Parellada *et al.* 1984). Similarly, Balbontín (2005) also found sunny orientations to be selected in the settlement areas of Bonelli's Eagle in south-western Spain.

Two studies have analysed local settlement areas for floater eagles in the Iberian Peninsula, although only for Bonelli's Eagle (Mañosa *et al.* 1998, Balbontín 2005). Coinciding with Mañosa *et al.* (1998), we found in the present study that settlement areas for both eagle species were selected mainly for food availability rather than for topography or landscape patterns. Contrary to the present study and Mañosa *et al.* (1998), Balbontín (2005) found that the habitat selection of floater Bonelli's Eagle was related to topography, land use, and human disturbance. However, although this author did not consider prey abundance, the variables for land use that in his study were selected by eagles (scrub and pasture) were directly related to a higher presence and/or detectability of the main prey species, such as partridges and rabbits (Fortuna 2002, Ontiveros *et al.* 2005). Soutullo *et al.* (2008b) found that juvenile Golden Eagles used a wide range of habitats in eastern Spain, at least when yearlings, though showing some preference for certain types of habitats, such as coniferous forest, sclerophyllous vegetation, and mosaic agricultural landscapes. As in our results, settlement areas of Spanish Imperial Eagle *Aquila adalberti* in southern Spain have been characterized by high rabbit densities and the presence of pasture, farmlands and *dehesas* (Ferrer 1993, Ferrer and Harte 1997).

In relation to density, Mañosa *et al.* (1998), reported an encounter rate of 2.7 eagles 100 km⁻¹ in one settlement area of Bonelli's Eagle in north-eastern Spain, similar to the value found in the present study as an average of six different settlement areas. Likewise, the percentages of juvenile, immature, and subadult individuals were similar to those found in our study.

Our results showed no significant interspecific differences in abundance and age frequency between the two eagle species, rather there was high habitat overlap between species in settlement areas. Only lower mean annual temperatures and steepest slope appear to account for the higher presence of Golden Eagle than Bonelli's Eagle in settlement areas. The segregation mediated by environmental temperature has also been found in breeding populations, related to differences in their niche for that trait (López-López *et al.* 2004, Moreno-Rueda *et al.* 2008), because Bonelli's Eagle is more thermophilic than Golden Eagle (Muñoz *et al.* 2005, López-López *et al.* 2007). It is

remarkable that two large raptor species with similar ecological requirements coincided to some degree in the settlement areas considered here, exhibiting moreover similar values of abundance and age-frequency densities. This coincides with the recent perspective on breeding populations of both eagle species, which suggest that long-term coexistence is likely (López-López *et al.* 2008), intraspecific competition being more important than interspecific for neighbouring pairs (Carrete *et al.* 2005; but see Gil-Sánchez *et al.* 2004).

The southern Iberian Peninsula harbours large populations of Bonelli's and Golden Eagles (Arroyo 2004, Real 2004), and both species are mainly cliff-nesting raptors that occupy the most rugged areas. However, settlement areas lack adequate nesting cliffs and are closely surrounded by breeding territories. In settlement areas, floaters wait for the occurrence of breeding opportunities within the reproductive fraction of the population. Probably, young eagles select settlements areas under two cues, areas with sufficient food availability in which avoid competition with breeders. However, the major threats for both eagles in such areas include prey decrease, habitat change, and persecution, both direct (shooting) and indirect (poisoning), in private hunting states (Arroyo 2004, Real 2004). At least for Bonelli's Eagle, floater mortality plays a key role in determining the overall population trend in Iberian Peninsula (Soutullo *et al.* 2008a), and the same applies to other threatened raptors, as Spanish Imperial Eagle (Penteriani *et al.* 2005, 2008).

Management implications

Because both Bonelli's and Golden Eagles spend a significant portion of their life (between two and four years) within settlement areas, the location and protection of such areas for these eagles would lengthen their lifespan by protecting the habitat during their floater stage (Balbontín 2005). Because settlements areas are unknown or difficult to detect, so far fewer efforts are devoted to the conservation of these sites than to protecting breeding territories (Penteriani *et al.* 2005). However, management action for the conservation of these species should also be focused at minimizing floater mortality in settlement areas (Ontiveros *et al.* 2004, Real 2004, Soutullo *et al.* 2008a). Moreover, in Mediterranean Spain, the protection of such settlement areas would benefit both large raptors with conservation concern.

Due to the high importance of rabbit and partridge abundance in settlement areas, the management of these prey species and their habitats is crucial. These game

species sustain a large number of natural predators in the Iberian Peninsula (Valkman 2005, Delibes-Mateos *et al.* 2007), but are also important for people hunting in private hunting estates (Lucio 1991, Villafuerte *et al.* 1998). All the settlement areas considered in this study are included in hunting estates. For these reasons, vigilance of hunting quotas on these estates is necessary for the maintenance of appropriate prey-species abundance. In this way, authorities could establish pacts with hunters, such as economic compensations for skipping hunting some years, or through the purchase and management of these areas. Furthermore, agri-environmental measures that encourage low-intensity farming systems should be implemented in these areas. Finally, the conservation of mosaic habitats should be the basis for increasing land-cover diversity and thereby favouring the abundance of the main prey species of floater eagles in the settlement areas.

Acknowledgements

We thank Pedro Gutierrez for his contribution to the field work. Gregorio Moreno provided helpful suggestions on a previous draft, José Poquet helped with the statistical analyses, and David Nesbitt improved the English. Most of this study was performed without financial support.

6.6 References

- Arroyo, B. (2004) Águila real, *Aquila chrysaetos*. Pp 151–153 in A. Madroño, C. González and J. C. Atienza, eds. *Libro Rojo de las Aves de España*. Madrid, Spain: Dirección General para la Biodiversidad-Seo/BirdLife.
- Atauri, J. A. and de Lucio, J. V. (2001) The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes. *Landscape. Ecol.* 16: 147–159.
- Balbontín, J. (2005) Identifying suitable habitat for dispersal in Bonelli's eagle: An important issue halting its decline in Europe. *Biol. Conserv.* 126: 74–83.
- BirdLife International/European Bird Census Council (2000) *European Bird populations: estimates and trends. BirdLife Conservation vol. 10*. Cambridge, UK: BirdLife International.
- Borgo, A. (2003) Ecology of the golden eagle *Aquila chrysaetos* in the Eastern Italian Alps. *Avocetta* 27 (1): 81–82.
- Cadahía, L., Urios, V. and Negro J. J. (2005) Survival and movements of satellite-tracked Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus* during their first winter. *Ibis* 147: 415–419.
- Carrete, M., Tella, J. L., Blanco, G. and Bertellotti M. (2009) Effects of habitat degradation on the abundance, richness and diversity of raptors across Neotropical biomes. *Biol. Conserv.* 142: 2002–2011.

- Carrete, M., Sánchez-Zapata, J. A., Calvo, J. F. and Lande, R. (2005) Demography and habitat availability in territorial competing species. *Oikos* 108: 125–136.
- Carrete, M., Sánchez-Zapata, J. A., Martínez, J. E., Sánchez, M. A. and Calvo, F. (2002) Factors influencing the decline of a Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus* population in southeastern Spain: demography, habitat or competition?. *Biodivers. Conserv.* 11: 975–985.
- Carrete, M., Sánchez-Zapata, J. A., Tella, J. L., Gil-Sánchez, J. M. and Moleón, M. (2006) Components of breeding performance in two competing species: habitat heterogeneity, individual quality and density-dependence. *Oikos* 112 (3): 680–690.
- Caughley, G. (1977) *Analysis of Vertebrate Populations*. London, UK: Wiley and Sons.
- CAAMA (2000) *Mapa digital de suelos de la Región de Murcia*. Murcia, Spain: Consejería de Agricultura Agua y Medio Ambiente.
- CEC (1991) CORINE Land Cover. Commission of the European Communities. Brussels, Belgium: ECSC-EEC-EAC.
- CMA (1997) *La información ambiental de Andalucía*. Seville, Spain: Junta de Andalucía.
- CMA (1999) *Leyenda del Mapa de Usos y Coberturas Vegetales del Suelo de Andalucía*. Seville, Spain: Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.
- Cramp, S. and Simmons, K. L. (1980) *The Birds of the Western Palearctic, vol. II*. Oxford, UK: Oxford University Press.
- Delibes, M., Calderón, J. and Hiraldo, F. (1975) Selección de presa y alimentación en España del Águila real (*Aquila chrysaetos*). *Ardeola* 21: 285–303.
- Delibes-Mateos M., Redpath S. M., Angulo E., Ferreras P. and Villafuerte R. (2007) Rabbits as a keystone species in southern Europe. *Biol. Conserv.* 137: 149–156.
- Díaz, J. (2004) Los avatares de las águilas reales jóvenes. *Quercus* 223: 16–18.
- Dieckmann, U., O'Hara, B. and Weisser, W. (1999) The evolutionary ecology of dispersal. *Trends Ecol. Evol.* 14 (3): 88–90.
- Ferrer, M. (1993) Juvenile dispersal behaviour and natal philopatry of a long-live raptors, the Spanish Imperial Eagle *Aquila adalberti*. *Ibis* 135: 132–138.
- Ferrer, M. and Harte, M. (1997) Habitat selection by immature Spanish imperial eagles during the dispersal period. *J. Appl. Ecol.* 34 (6): 1359–1364.
- Fielding, A. H. and Bell, J. F. (1997) A review methods for the assessment of prediction errors in conservation presence: absence models. *Environ. Conserv.* 24: 38–49.
- Fisher, N. I. 1995: *Statistical analysis of circular data*. Cambridge, UK: University Press.
- Fitzner, R. E., Rogers, L. E. and Uresk, D. W. (1977) Techniques useful for determining raptor prey-species abundance. *J. Raptor. Res.* 11: 67–71.
- Forsman, D. (1999) *The Raptors of Europe and the Middle East. A Handbook of Field Identification*. London, UK: T. and A. D. Poyser.
- Fortuna, M. A. (2002) Selección de hábitat de la perdiz roja (*Alectoris rufa*) en período reproductor en relación con las características del paisaje de un agrosistema de la mancha (España). *Ardeola* 49: 59–66.
- Gil-Sánchez, J. M., Molino, F. and Valenzuela, G. (1994) Parámetros reproductivos y de alimentación del águila real (*Aquila chrysaetos*) y del águila perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en la provincia de Granada. *Aegypius* 12: 47–52.
- Gil-Sánchez, J. M., Moleón, M., Otero, M. and Bautista, J. (2004) A 9-year study of successful breeding in a Bonelli's eagle population in southern Spain: a basis for conservation. *Biol. Conserv.* 118: 685–694.

- Janes, S. W. (1985) Habitat selection in Raptorial birds. Pp 154–188 in M. L. Cody, ed. *Habitat selection in birds*. London, UK: Academic press Inc.
- Jongman, R. H. G., Ter Braak C. J. F. and van Tongeren O. F. R. (1995) *Data Analysis in Community and Landscape Ecology, 4th edn*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Legendre, P. (1993) Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm?. *Ecology* 74:1659–1673.
- López-López, P., García-Ripollés, C., Aguilar, J. M., García-López, F. and 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: 275–283.
- López-López, P., García-Ripollés, C., Aguilar, J. M., García-López, F. and Verdejo, J. (2006) Modelling breeding habitat preferences of Bonelli's eagle (*Hieraaetus fasciatus*) in relation to topography, disturbance, climate and land use at different spatial scales. *J. Ornithol.* 147: 97–106.
- López-López, P., García-Ripollés, C., Soutullo, A., Cadahía, L. and Urios, V. (2007) Identifying potentially suitable nesting habitat for golden eagles applied to 'important bird areas' design. *Anim. Conserv.* 10: 208–218.
- López-López, P., Soutullo, A., García-Ripollés, C., Urios, V. Cadahía, L., and Ferrer, M. (2008) Markov models of territory occupancy: implications for the management and conservation of competing species. *Biodivers. Conserv.* 18: 1389–1402.
- Lucio, A. (1991) Ordenación y gestión en caza menor. Pp 219–255 in A. Fuentes, I. Sánchez, and L. Pajuelo, eds. *Manual de ordenación y gestión cinegética*. Badajoz, Spain: Ifeba.
- Manel, S., Dias, J. M., Buckton, S. T. and Ormerod, S. J. (1999) Alternative methods for predicting species distribution: an illustration with Himalayan river birds. *J. Appl. Ecol.* 36: 734–747.
- Mañosa, S. Real, J. and Codina, J. (1998) Selection of settlement areas by juvenile Bonelli's eagle in Catalonia. *J. Raptor. Res.* 32 (3): 208–214.
- Martí, R. and Del Moral J.C. (2003) *Atlas de las aves reproductoras de España*. Madrid, Spain: SEO BirdLife.
- McIntyre, C., Steenhof, K., Kochert, M. N. and Collopy, M. W. (2006) Characteristics of the landscape surrounding Golden Eagle nest sites in Denali National Park and Preserve, Alaska. *J. Raptor. Res.* 40 (1): 46–51.
- Moreno, S., Villafuerte, R. and Delibes, M. (1996) Cover is safe during the day but dangerous at night: the use of vegetation by European wild rabbits. *Can. J. Zoolog.* 74: 1656–1660.
- Moreno-Rueda, G., Pizarro, M., Ontiveros, D. and Pleguezuelos, J. M. (2009) The coexistence of the eagles *Aquila chrysaetos* and *Hieraaetus fasciatus* increases with low human population density, intermediate temperature, and high prey diversity. *Ann. Zool. Fenn.* 46: 283–290.
- Muñoz, A. R., Real R., Barbosa, A. M. and Vargas, J. M. (2005) Modelling the distribution of Bonelli's eagle in Spain: implications for conservations planning. *Divers. Distrib.* 11: 477–486.
- Newton, I. (1979) *Population Ecology of Raptors*. Berkhamstead, UK: T. and A. D. Poyser.
- Ontiveros, D. (1999) Selection of nest cliff by Bonelli's eagle (*Hieraaetus fasciatus*) in southeastern Spain. *J. Raptor. Res.* 33: 110–116.

- Ontiveros, D. and Pleguezuelos, J. M. (2004) Physical, environmental and human factors influencing breeding success of Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus* in Granada (SE Spain). *Biodivers. Conserv.* 12: 1193–1203.
- Ontiveros, D., Pleguezuelos, J. M. and Caro, J. (2005) Prey density, prey detectability and food habits: the case Bonelli's eagle and the conservation measures. *Biol. Conserv.* 123: 19–25.
- Ontiveros, D., Real, J., Balbontin, J., Carrete, M., Ferrero, E., Ferrer, M., Mañosa, S., Pleguezuelos, J. M. and Sánchez-Zapata, J. A. (2004) Biología de la conservación del águila-azor perdicera *Hieraaetus fasciatus* en España: investigación científica y gestión. *Ardeola* 51(2): 459–468.
- Palomares, F. (2001) Comparison of 3 methods to estimate rabbit abundance in a Mediterranean environment. *Wildlife Soc. B.* 29: 578–585.
- Palomares, F., Delibes, M., Revilla, E., Calzada, J. and Fedriani, J. M. (2001) Spatial ecology of Iberian lynx and abundance of European rabbits in southwestern Spain. *Wildlife Monogr.* 148: 1–36.
- Parellada, X. (1984) Variació del plomatge i identificació de l'aliga cuabarrada (*Hieraaetus fasciatus fasciatus*). *Rapinyaires Mediterranis* 2: 70–79.
- Parellada, X., De Juan, A. and Alamany, O. (1984) Ecologia de l'aliga cuabarrada (*Hieraaetus fasciatus*): factors limitants, adaptacions morfològiques i ecològiques i relacions interespecífiques amb l'aliga daurada (*Aquila chrysaetos*). *Rapinyaires Mediterranis* 2: 121–141.
- Penteriani, V., Balbontin, J. and Ferrer, M. (2003) Simultaneous effects of age and territory quality on fecundity in Bonelli's Eagle *Hieraaetus fasciatus*. *Ibis* 145 (2): 77–82.
- Penteriani, V., Otalora, F. and Ferrer, M. (2008) Floater mortality can explain the Allee effect in animal populations. *Ecol. Model.* 213: 98–104.
- Penteriani, V., Otalora, F., Sergio, F. and Ferrer, M. (2005) Environmental stochasticity in dispersal areas can explain the 'mysterious' disappearance of breeding populations. *P. Roy. Soc. Lond. B* 272: 1265–1269.
- Quinn, G. P. and Keough, M. J. (2003) *Experimental design and data analysis for biologist*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Real, J. (2004) Águila-Azor Perdicera, *Hieraaetus fasciatus*. Pp 154–157 in A. Madroño, C. González, and J. C. Atienza, eds. *Libro Rojo de las Aves de España*. Madrid, Spain: Dirección General para la Biodiversidad-Seo/BirdLife.
- Real, J., Grande, J. M., Mañosa, S. and Sánchez-Zapata, J. A. (2001) Causes of death in different areas for Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus* in Spain. *Bird Study* 48 (2): 221–228.
- Rogers, J. M., Arthur, C. P. and Soriguer, R. C. (1994) The rabbit in continental Europe. Pp 22–63 in H. V. Thomson and C. M. King, eds. *The European Rabbit: the history and biology of a successful colonizer*. Oxford, UK: Oxford University Press.
- Rollan, A., Real, J., Bosch, R., Tintó, A. and Hernández-Matías, A. (in press). Modelling the risk of collision with power lines in Bonelli's Eagles *Hieraaetus fasciatus* and its implications for conservation. *Bird Conservation International*. doi:10.1017/S0959270910000250
- Sánchez-Zapata, J. A. and Calvo, J. F. (1999) Raptors distribution in relation to landscape compositions in semi-arid Mediterranean habitats. *J. Appl. Ecol.* 36: 254–262.

- Sergio, F., Marchesi, L. and Pedrini, P. (2004) Integrating individual habitat choices and regional distribution of a biodiversity indicator and top predator. *J. Biogeogr.* 31: 619–628.
- Serrano, D. (1998) Diferencias interhábitat en la alimentación del Búho Real (*Bubo bubo*) en el valle medio del Ebro (NE de España): efecto de la disponibilidad de conejo *Oryctolagus cuniculus*. *Ardeola* 45: 35–46.
- Siegel, S. and Castellan, N. J. Jr. (1988) *Non-parametric statistics for the behavioral sciences*. 2nd edition. Singapore: McGraw-Hill.
- Sokal, R. R. and Rohlf, F. J. (1995) *Biometry*, 3rd edition. New York, USA: Freeman.
- Soriguer, R. C. (1981) Estructura de sexos y edades en una población de conejos (*Oryctolagus cuniculus* L.) en Andalucía Occidental. *Doñana, Acta Vertebrata* 8: 225–236.
- Soriguer, R. C. and Rogers, P. M. (1981) The European wild rabbit *Oryctolagus cuniculus* L. In Mediterranean Spain. Pp 600–613 in K. Myers and C. D. Mac Innes, eds. Proc. Of the first World Lagomorph Conference, Ontario, Canada: Univ. Guelph.
- Soriguer, R. C., Pérez, J. M. and Fandos, P. (1997) Teoría de censos: aplicación al caso de los mamíferos. *Galemys* 9: 15–37.
- Soulé, M. E. and Wilcox, B. (1980) *Conservation Biology: An evolutionary-ecological perspective*. Sunderland, UK: Sinauer Associates.
- Soutullo, A., Urios, V., Ferrer, M. and Peñarrubia S. G. (2006) Postfledging behaviour in Golden Eagles: onset of the juvenile dispersal and progressive distancing from the nest. *Ibis* 148: 307–312.
- Soutullo, A., López-López, P. and Urios, V. (2008a) Incorporating spatial structure and stochasticity in endangered Bonelli's eagle's population models: Implications for conservation and management. *Biol. Conserv.* 141: 1013–1020.
- Soutullo, A., Urios, V., Ferrer, M., and López-López, P. (2008b) Habitat use by juvenile Golden Eagles *Aquila chrysaetos* in Spain. *Bird Study* 55: 236–240.
- Valkama, J., Korpimäki, E., Arroyo, B., Beja, P., Bretagnolle, V., Bro, E., Kenward, R., Mañosa, S., Redpath, S. M., Thirgood, S. and Viñuela J. (2005) Birds of prey as limiting factors of gamebird populations in Europe: A review. *Biol. Rev.* 80: 171–203.
- Vargas, J. M., Guerrero, J. C., Farfán, M. A., Barbosa, A. M. and Real, R. (2006) Land use and environmental factors affecting red-legged partridge (*Alectoris rufa*) hunting yields in southern Spain. *Eur. J. Wildlife. Res.* 52: 188–195.
- Villafuerte, R., Viñuela, J. and Blanco, J. C. (1998) Extensive predator persecution caused by population crash in a game species: the case of red kites and rabbits in Spain. *Biol. Conserv.* 84: 181–188.
- Watson, J. (1997) *The Golden Eagle*. London, UK: T. and A. D. Poyser.
- Willians, B. K. and Titus, K. (1988) Assessment of sampling stability in ecological applications of discriminant analysis. *Ecology* 69: 1275–1285.

7. CAPÍTULO 4:

THE FEEDING ECOLOGY OF BONELLI'S EAGLE (*AQUILA FASCIATA*) FLOATERS: IMPLICATIONS FOR CONSERVATION

ECOLOGÍA TRÓFICA DE LOS DISPERSANTES DEL ÁGUILA PERDICERA: IMPLICACIONES PARA SU CONSERVACIÓN

Jesús Caro, Diego Ontiveros & Juan Manuel Pleguezuelos
(En segunda revisión en *European Journal of Wildlife Research*)

7.1 Abstract

Although many studies have investigated the feeding habits of Palaearctic raptors, few have analysed non-breeding populations during dispersal. Bonelli's eagle (*Aquila fasciata*), a Threatened species in Western Europe, has a relatively long and critical dispersal period. We studied feeding habits, prey selection, and the influence of prey density in floater abundance in this species during its dispersal period in southern Spain. Differences were found between the diet of floaters and that of the closest breeding populations. Diet diversity was rather low for immature Bonelli's eagles, with European rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) being the main prey and the only prey positively selected. Moreover, the number of floater Bonelli's eagles observed in the dispersal areas was positively associated with rabbit abundance. Other preys included red-legged partridges (*Alectoris rufa*) and pigeons (*Columba* sp.). We propose measures to match prey availability for floater eagles in settlement areas and the use of such areas as human hunting fields.

7.2 Introduction

Dispersal is one of the most important phases in bird population biology and conservation (Gadgil 1971). For raptors, the first stages of juvenile dispersal are critical for survival because, while individuals are still improving their hunting techniques, they are facing the challenge of securing food in an unknown landscape. During this period the floaters of some large eagles tend to restrict their movements to a few favourable domains in the so-called settlement areas (Morrison and Wood 2009), behaviour that has been widely studied in the Iberian Peninsula (Ferrer 1993; Mañosa et al. 1998; Balbontín 2005). Floaters stay in settlement areas for a variable period before joining breeding populations, and in the southern Iberian Peninsula these areas are used mainly by large raptor species, such as the Bonelli's eagle (*Aquila fasciata*; Mañosa et al. 1998) or Spanish imperial eagle (*Aquila adalberti*; Ferrer 1993).

The development of effective conservation programmes for Threatened species requires a clear understanding of their ecological requirements (Soulé and Wilcox 1980), and the study of the diet of raptor species is a primary step in this direction (Newton 1979), since this information could help wildlife managers to take measures to preserve raptor populations (Iezekiel et al. 2004). Detailed knowledge of a species' diet and prey selection may also have important implications for future conservation actions and can help optimise the management of their main prey (Jones 2004; Piper 2006). Many studies have investigated the food habits of Palaearctic raptors (Cramps and Simmons 1980), though few have included non-breeding populations in the analysis (Valkama et al. 2005). On other hand, the conservation of raptor populations may have additional problems if their prey are of economic value, because raptors are viewed by humans as competitors of shared resources, such as game (Arroyo et al. 2004). Thus, there is an urgent need to investigate the feeding habits of such predators, as well as propose measures for the procedures to reduce conflicts between raptor conservation and game management (Thirgood and Redpath 2004).

The Bonelli's eagle is a long-lived bird of prey, which nests mainly in cliffs, having a deferred maturity (at about 3–4 years) and a modal clutch size of two eggs (Cramp and Simmons 1980). Studies of the conservation of Bonelli's eagle have focussed on the adult stage, dealing with its breeding biology, habitat selection, diet, survival, and interspecific interactions (i.e. Penteriani et al. 2003; Ontiveros et al. 2005;

Carrete et al. 2006, Moreno-Rueda et al. 2009). For floaters, dispersal movements and habitat selection have been analysed (Mañosa et al. 1998; Balbontín 2005; Cadahia et al. 2005), but only one local study has shown their food preferences (Moleón 2008), and thus this natural-history trait cannot be adequately considered in management strategies.

In recent decades, Bonelli's eagle has suffered a marked population decline throughout most of its distribution area, being considered an Endangered species in Western Europe (BirdLife International/EBCC 2000; Real 2004). The decline in abundance in Spain is due to habitat change, direct persecution, electrocution by power lines (affecting mainly floaters in settlement areas), prey decrease, and disturbance around nesting areas (Ontiveros et al. 2004). The dispersal period of this eagle is relatively long and critical (Newton 1979; Mañosa et al. 1998), and the lack or reduction of appropriate settlement areas may decrease floater's survival and seriously threaten population stability (Mañosa et al. 1998; Real 2004).

The food habits of breeding populations of Bonelli's eagle have been studied in Western Europe since the 1980s. This raptor exploits a wide range of prey species (mammals, birds, reptiles), some of which are valuable as game species, such as rabbits or partridges. The aim of this study is to establish the feeding habits (diet and prey selection) of floaters Bonelli's eagle in settlement areas of the southern Iberian Peninsula, to compare our data with information available for the closest breeding populations, and to assess the importance of game species in the floater's diet. The results may help management strategies for the conservation of Bonelli's eagle in the stage of its life when individuals are most prone to die (Real and Mañosa 1997).

7.3 Methods

Study area

We studied five settlement areas in southern Spain previously occupied by Bonelli's eagle (from the data of the authors for the 1994–2002 period, Figure 7.1), where its populations are mostly healthy and well known (Ontiveros 2007). In the study area the climate is typically Mediterranean, with annual temperature averaging 15.6 to 18.5°C and contrasting mean annual rainfall, from 300 to 790 mm (CMA 1997; Carrete et al. 2002). The landscape of settlement areas was a mosaic of orchards (including olive or citrus trees) and small patches of natural vegetation (shrubs, grasslands, and mixed forest of *Quercus rotundifolia* and *Pinus* sp.). These areas are characterized by a high

abundance of rabbits and partridges, the main prey for the breeding populations of Bonelli's eagles in southern Spain (Martínez et al. 1994; Ontiveros and Pleguezuelos 2000).

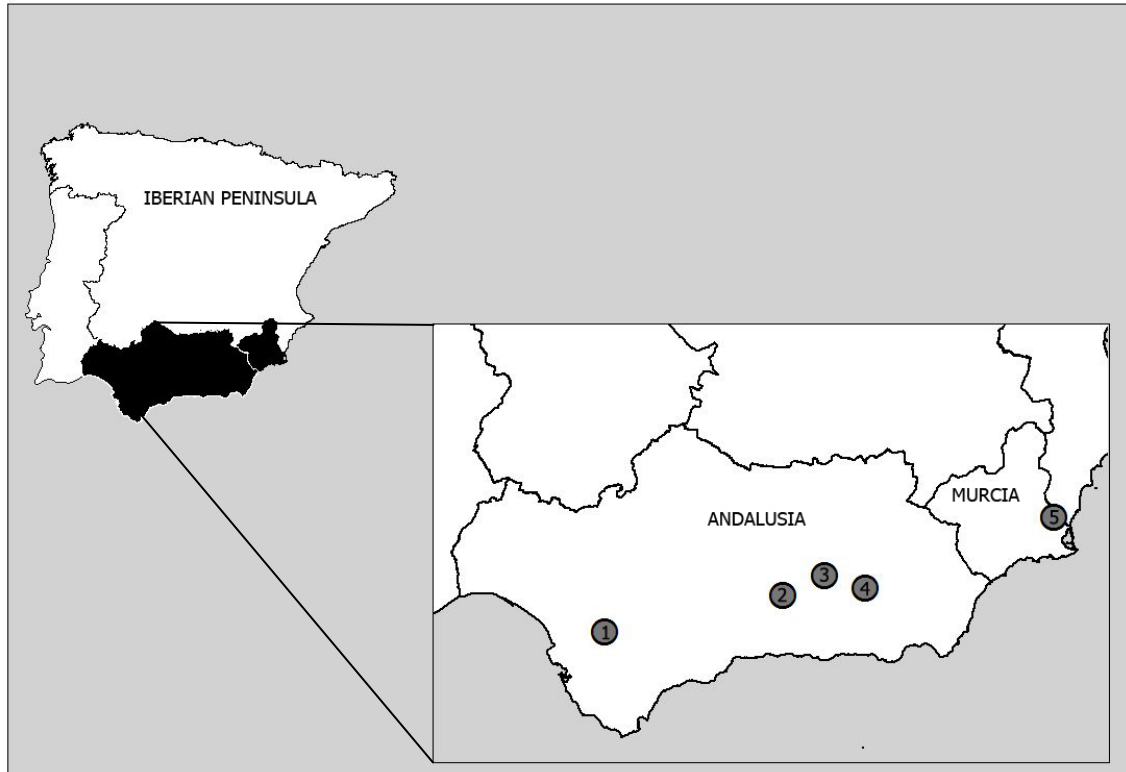


Figure 7.1 Location of the settlement areas for Bonelli's eagle considered in this study: 1, Campiña de Cádiz; 2, Valle del Genil; 3, Montes Orientales; 4, Depresión de Guadix; 5, Sierra Escalona. Dietary composition was studied only in settlement areas 2 and 5.

Feeding habits and prey selection

Regurgitated pellets and prey remains were collected between 2002 to 2006 on a bimonthly basis, from October to March (the main period of settlement for floaters; Mañosa et al. 1998), under roosting sites and perches exclusively used by Bonelli's eagle (from the data of the authors), which eliminated doubts about the origin of pellets.

Biases associated with assessing raptor diet have been analysed repeatedly (Redpath et al. 2001; Katzner et al. 2005; Margalida et al. 2007), including Bonelli's eagle (Real 1996). Combining data from pellets and prey remains should provide a more accurate picture of the eagle's diet than would data from either alone (Collopy 1983, Redpath et al. 2001), as has been considered also for Bonelli's eagle (Iezekiel et al. 2004; Ontiveros et al. 2005). We identified prey items in comparison with a

reference collection of potential prey from the study area, and grouped them in 9 prey types (Table 7.1). The minimum number of individuals in each pellet or prey remain was estimated from the number and laterality of skeletal remains and feathers in each sample (Marti 1987), and dietary composition was expressed as prey frequency. We carried out test of independence (Chi-square) to compare the diet of floaters in settlement areas, and between the diet of floater and breeding populations in the study area. The data for the adults' diet were taken from literature Ontiveros and Pleguezuelos (2000) for the Valle del Genil area and Martínez et al. (1994) for the Sierra Escalona area.

Food diversity was calculated with the Shannon-Weaver index, which tends to emphasise rare items in the diet, as opposed to Levins' index, which tends to weight towards common items (Magurran 2003). Both are traditionally used as a measure of diet diversity in raptors (Martínez et al. 1994; García and Arroyo 2005; Margalida et al. 2009). However, we preferred the Shannon-Weaver index because it was also used in the diet analysis of closest breeding populations.

Prey availability

European rabbits (*Oryctolagus cuniculus*), red-legged partridges (*Alectoris rufa*) and pigeons (*Columba palumbus* and *C. livia*) accounted for 80.67 % and 83.33 % of the diet of adults Bonelli's eagles in terms of biomass, respectively, in two breeding populations selected here for the diet study (Martínez et al. 1994; Ontiveros and Pleguezuelos 2000). Thus, we consider these prey types to be representative of the diet of the eagle and recorded their abundance by line transects to provide an index of prey abundance in the settlement areas. This method has proven effective to determine prey abundance for raptors and to compare prey densities among different zones (Fitzner et al. 1977), being less difficult to perform than absolute-density methods, and equally useful (Caughley 1977).

During the years 2005 and 2006, we performed between one and four transects in each settlement area according to the extension of raptor surveys (see relationship raptor-prey abundance section). Surveys were of 4 km in length, performed in different locations, 4 km in length each, and stratified according to the area of the different habitats (Caughley 1977), measured from maps of soil use for Andalusia and Murcia regions (CMA 1999, CAAMA 2000), using Arc View GIS 3.2. Surveys were executed by an observer on foot, between 06.00 and 09.30 h., on days of good visibility, at a

speed of approx. 2.0 km/h, during February and March. Prey density was measured as the average of eagle individuals per km of census, independently of the distance to observer (Tellería 1986). We deemed the diurnal rabbit census to be a more realistic estimate of prey density than nocturnal ones for strictly diurnal predators (Palomares 2001), such as Bonelli's eagle.

Prey selection

We assess whether prey species were depredated more or less frequently than expected according their availability through of the Savage selectivity index (Manly et al. 1993). This index is defined as $W_i = U_i/D_i$, where U_i is the percentage of prey-type i consumed by Bonelli's eagle, and D_i is the percentage of species i available in the settlement area. This selectivity index varies from zero (0) (maximum negative selection) to infinite (maximum positive selection), one (1) being the central value defining the value expected by chance. The significance of W_i values was tested with χ^2 (see Manly et al. 1993 for a description of the procedure).

Relationship raptor-prey abundance

The possible influence of prey density on raptor abundance was investigated by means of 75 raptor surveys in the five settlement areas, during the 2001–2005 period. Samplings were performed in autumn and winter, seasons when maximum density was attained for floater eagles in settlement areas (Mañosa et al. 1998; unpublished data of the authors). Eagle abundance was measured by line-transects, as straight as possible, by car, at low speed (20 km/h), on days of good visibility, in the morning, by two people, i.e. one trained observer and a driver. We recorded the number of km driven and the number of floater individuals (< 4 years), according to plumage criteria (Parellada 1986; Forsman 1999). To estimate abundance, we measured the distance between the observer and the eagle, and the angle with respect to the line progress along the transect. Relative abundance of floater eagles in each survey was measured as the average number of eagles detected per 100 Km. For a more robust estimate of the abundance, observations were truncated at 400 m, when detectability declined sharply (Buckland et al. 1993), according to the histogram for distances generated by the DISTANCE software (Laake et al. 1993). Roadside survey has repeatedly proven to be adequate for compiling information on raptor abundance (Mañosa et al. 1998; Sánchez-Zapata and Calvo 1999; Carrete et al. 2009).

To evaluate the relationship between abundances of main prey species and Bonelli's eagle, we used the Spearman's rank correlation (Quinn and Keough 2003), and we assumed that the different methods used for predator and prey censusing should not affect results.

7.4 Results

Food habits and prey selection

A total of 135 prey items were found in two settlement areas, 56 in the Valle del Genil and 79 in the Sierra Escalona, both figures being a significant number of prey items, because in this raptor the dietary proportions stabilize at around 25 prey items (Ontiveros et al. 2005). Only in these settlements area we did find a high number of prey items. The European rabbit was the main prey of Bonelli's eagle, with more of 60% in terms of frequency in both settlement areas, followed by the avian prey, i.e. red-legged partridges and pigeons. Other prey such as the Iberian hare (*Lepus granatensis*), birds (unidentified passerines) or snakes, appeared occasionally. Only eight different prey species were detected in the diet of floater Bonelli's eagle, and diet diversity was rather low ($H < 1.15$ in both areas; Table 7.1).

Table 7.1. Diet of Bonelli's eagle in two selected settlement areas (for floaters) and the closest breeding populations of these settlement areas in southern Iberian Peninsula. Data for breeding populations were taken from Ontiveros and Pleguezuelos (2000) (closest breeding population of Valle del Genil) and Martínez et al. (1994) (closest breeding population of Sierra Escalona). F, prey frequency.

Prey	Valle del Genil				Sierra Escalona				Total for both settlement areas	
	Settlement area		Breeding population		Settlement area		Breeding population		F	% F
	F	% F	F	% F	F	% F	F	% F		
<i>Oryctolagus cuniculus</i>	35	62.5	69	35.94	56	70.9	274	39.83	91	67.5
<i>Lepus granatensis</i>	2	3.6	3	1.57	-	-	6	0.87	2	1.5
Unidentified mammalia	-	-	-	-	1	1.3	-	-	1	0.7
<i>Alectoris rufa</i>	7	12.5	58	30.21	11	13.9	137	19.91	18	13.3
<i>Columba</i> sp	10	17.8	33	17.18	9	11.4	144	20.93	19	14.1
Alaudidae	1	1.8	-	-	-	-	-	-	1	0.7

Unidentified passerines	-	-	6	3.13	2	2.5	4	0.58	2	1.5
Snakes	1	1.8	2	1.04	-	-	3	0.44	1	0.7
Other prey	-	-	21	10.93	-	-	120	17.44	-	-
TOTAL	56	100	192	100	79	100	688	100	135	100
Prey diversity (H)	1.12		1.83		0.91		2.55		1.04	

Prey frequency in the diet of floaters was marginally different between the two selected settlement areas ($\chi^2 = 7.7$, d.f.=3, $P=0.051$), and significantly different between floaters (in settlement areas) and the closest breeding populations in both study areas ($\chi^2=35.48$, d.f.=3, $P<0.0001$ for Valle del Genil; $\chi^2=42.85$, d.f.=3, $P<0.0001$ for Sierra Escalona), due mainly to higher rabbit and lower bird (partridges and pigeons) predation by floater eagles.

In both selected settlement areas floater Bonelli's eagles showed a significant positive selection only for rabbits, while birds tended to be avoided as prey. In the Valle del Genil, rabbits were more selected (greater value of Savage index) than in the Sierra Escalona (Table 7.2).

Table 7.2. Prey selection based on the Savage index by floater Bonelli's eagles in settlement areas of southern Iberian Peninsula. Only the main prey types were considered. U_i is the percentage of prey-type i consumed for Bonelli's eagle, and D_i is the percentage of species i available (measured as the number of individuals per km) in the settlement area. See the Material and Methods section for more details on the procedure.

Study area	Prey type	U_i	D_i	Savage index	Statistic	P	Selection
Valle del Genil	<i>Oryctolagus cuniculus</i>	0.6250	0.1369	4.565	112.989	< 0.0001	+
	<i>Alectoris rufa</i>	0.1250	0.2011	0.6215	2.0186	0.1553	Indifference
	<i>Columba</i> sp	0.1785	0.6618	0.2697	58.480	< 0.0001	-
Sierra Escalona	Oryctolagus cuniculus	0.7088	0.2371	2.9892	97.220	< 0.0001	+
	<i>Alectoris rufa</i>	0.1392	0.5505	0.2528	54.036	< 0.0001	-
	<i>Columba</i> sp	0.1139	0.2123	0.5363	4.5770	0.0324	-

Relationship between abundance of floater eagles and prey

Forty-one observations of floater Bonelli's eagles in the five settlement areas, afforded an average relative density of 2.29 ± 2.27 eagles/100 km (mean \pm SD) for the five settlement areas (Table 7.3). There was a positive and significant relationship

between the abundance of rabbits, the main prey found in diet, and the abundance of floater Bonelli's eagles in the five settlement areas ($r_s= 0.9$; $P= 0.037$).

Table 7.3 Bonelli's eagle and European rabbit abundance (during the 2001–2005 period) in five areas acting as settlement areas (during the 1994–2001 period) for floater Bonelli's eagles in the southern Iberian Peninsula.

Settlement area	Bonelli's eagle abundance (ind/100 km)	European rabbit abundance (ind/km)
Campaña de Cádiz	1.90	2.66
Valle del Genil	5.49	3.52
Montes Orientales	0.47	1.024
Depresión de Guadix	0	0.93
Sierra Escalona	3.62	6.41

7.5 Discussion

Our results in the settlement areas show that floater Bonelli's eagles had low diet diversity, rabbits being the major prey. Rabbits may be an ideal prey for many predators, as they can be locally abundant (Villafuerte 2008), offering high energy value, low hunting costs (Revilla and Palomares 2002; Malo et al. 2004), and could become an ideal prey for inexperienced floater eagles. Consequently, floater Bonelli's eagles depend heavily on rabbits, and this would explain why in Western Europe the northernmost preadults seem to have a southern dispersal pattern (Real 2004), where the highest populations of rabbits can be found (Villafuerte 2008).

Species inhabiting regions with contrasting environmental conditions could show interpopulational variation in diet composition, as a consequence of differences in prey availability (Santos et al. 2008). However, we found rather similar diet composition between the two selected settlement areas, and the sole study that previously analysed the feeding habits in another settlement area also found rabbits to be the prey most consumed by preadult eagles, with a frequency similar to that of our data (Moleón 2008).

The diet of floater eagles during the dispersal period shows very low diversity when compared with breeding populations in the same regions, although the larger sample size for breeding populations may account for this difference to some degree. As observed in breeding populations, rabbits, partridges, and pigeons were the basic prey for floaters, although the frequency was significantly different (Martínez et al. 1994;

Ontiveros and Pleguezuelos 2000). Particularly, the proportion of rabbits in diet was much greater in floater eagles, so that rabbit abundance in settlement areas explained floater Bonelli's eagle abundance, identifying this prey species as a keystone in the ecology of Bonelli's eagle during the dispersal phase.

A possible shortcoming of our study is that samples for analysing diet for floater and breeding populations were obtained in different months of the year. Nevertheless, despite that breeding areas were sampled when rabbits showed the highest abundance through the year (Palomares 2001), we found lower frequency of this prey for adults in breeding areas than for floaters in settlement areas, reinforcing the results. Another likely limitation of our study is that we have no synchronous information for the feeding habits of the two breeding populations used for comparative purposes. Nevertheless, this contingency was unlikely to affect our results; in one of the two breeding areas, we found that diet remained constant over the years (Ontiveros et al. 2005), and Palma et al. (2006) found the same for a reproductive population of Bonelli's eagle in the southern Iberian Peninsula. Moreover, the main preys of Bonelli's eagle are subject to variations mainly in number due to epizootics, habitat degradation or inadequate game (Martínez et al. 2007). Meanwhile, in the study areas (breeding territories and settlement areas), no marked changes occurred in climatic conditions, land cover or human activities, which might have changed the abundance of the main prey (Palma et al. 2006).

In the prey-selection analysis, Bonelli's eagle floaters showed a significant positive selection only for rabbits, and a negative selection for some birds. Food availability is one of the most important factors influencing the quality of raptor habitats, which is determined not only by prey density, but also by the accessibility to prey by the predator (Widen 1994). For this raptor, food availability is constrained by land use (Palma et al. 2006), and the presence of rabbits in the diet is more related to the detectability of this prey by the eagles (measured as the percentage of open land), than with its abundance (Ontiveros et al. 2005). In this sense, in settlement areas of the southern Iberian Peninsula, where floater eagles consume more rabbits than do adult eagles, the landscape consists of a mosaic of habitats dominated by open lands with low tree and shrub cover. By contrast, breeding territories are mountainous and mostly covered by thick, natural vegetation (i.e. forest or maquis).

In the Mediterranean Iberian ecosystems, the rabbit is a staple prey for almost 30 predators (Delibes and Hiraldo 1981; Delibes-Mateos et al. 2008). Also in Spain, where 30,000 private hunting estates cover more than 70% of the country (Villafuerte et al.

1998), rabbits are important resources for hunting (Delibes-Mateos et al. 2007). Thus, rabbit scarcity could constitute a dual problem due to its biological and economical value (Catalán et al. 2008; Delibes-Mateos et al. 2007). Thus, raptors preying on rabbits conflict with human interest, because raptors are viewed as competitors of humans for shared resources, such as game (Arroyo et al. 2004). Certainly, among Spanish hunters, raptors have traditionally been considered as a limiting factor for game, and have been killed to protect this activity. In recent decades this prey has undergone a progressive decline in abundance due to viral diseases (myxomatosis and rabbit hemorrhagic disease), and loss of suitable habitat (Ratcliffe et al. 1992; Villafuerte et al. 1995). In Spain, after the outbreak of rabbit viral disease, the conflict between hunters and natural rabbit predators increased (Villafuerte et al. 1998), and the killing of raptors was commonplace, reducing the range and abundance of many species (Newton 1979), Bonelli's eagle being no exception. Real et al. (2001) recorded 424 cases of dead Bonelli's eagle in Spain, for which direct persecution, accounting for over 25% of the cases, was the second cause of death. According to Soutullo et al. (2008), mortality of floater Bonelli's eagle plays a key role in determining the overall population trend of the species in Mediterranean Spain, so that management action for the conservation of this species should also be focused at minimizing floater mortality (Ontiveros et al. 2004; Real 2004; Soutullo et al. 2008).

Although some studies have investigated the feeding ecology of breeding populations of Bonelli's eagle in the Iberian Peninsula (Valkama et al. 2005), detailed reports during the dispersal phase are scarce, and this ecological trait during this life stage has not been considered in management strategies for this endangered raptor. Our results demonstrate that floaters of Bonelli's eagle rely on few preys for feeding, underlining the importance of a game species, the rabbit, in the eagle's diet. In the southern Iberian Peninsula, the settlement areas for Bonelli's eagle floaters lie invariably within private hunting estates (from the data of the authors), which also provides the best feeding conditions for other threatened predators, as Iberian lynx (*Lynx pardinus*) and Spanish imperial eagle (Delibes-Mateos et al. 2009), but are always unprotected areas. Consequently, it is crucial to search for practical methods to reduce conflicts between raptor conservation and game management. Those methods may include adequate protection of settlement areas through pacts with hunters, such as economic compensation for appropriate management. The main objective of the programmes should be to maintain high-density populations of rabbits, and enhance

populations where they are scarce. Habitat management is an effective tool for rabbit population reinforcement (Catalán et al. 2008), and usually include increase of pasture through scrub management, and the building of artificial warrens (Kolb 1994; Angulo 2003).

Acknowledgements

We thank Pedro Gutierrez, José A. Sánchez-Zapata and Jesús Díez, for their contribution to the field work. Gregorio Moreno provided helpful suggestions on a previous draft, and David Nesbitt improved the English.

7.6 References

- Angulo E (2003) Factores que afectan a la distribución y abundancia del conejo en Andalucía. PhD Universidad Complutense de Madrid, Madrid
- Arroyo B, Redpath S, Viñuela J (2004) Conflicts in raptor Conservation: an overview. In: Chancellor RD, Meyburg BU (eds): Raptors Worldwide. WWGBP/MME, pp. 307–315
- Balbontín J (2005) Identifying suitable habitat for dispersal in Bonelli's eagle: An important issue halting its decline in Europe. *Biol Conser* 126:74–83
- BirdLife International/EBCC (European Bird census Council) (2000) European Bird populations: estimates and trends. *BirdLife Conservation* vol 10. BirdLife International, Cambridge
- Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP, Laake JL (1993) Distance sampling. Chapman and Hall, London
- CAAMA (2000) Mapa digital de suelos de la Región de Murcia. Murcia
- Cadahía L, Urios V, Negro JJ (2005) Survival and movements of satellite-tracked Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus* during their first winter. *Ibis* 147: 415–419
- Carrete M, Sánchez-Zapata JA, Martínez JE, Sánchez MA, Calvo F (2002) Factors influencing the decline of a Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus* population in southeastern Spain: demography, habitat or competition?. *Biodivers Conserv* 11:975–985
- Carrete M, Sánchez-Zapata JA, Tella JL, Gil-Sánchez JM, Moleón M (2006) Components of breeding performance in two competing species: habitat heterogeneity, individual quality and density-dependence. *Oikos* 112:680–690
- Carrete M, Tella JL, Blanco G, Bertellotti M (2009) Effects of habitat degradation on the abundance, richness and diversity of raptors across Neotropical biomes. *Biol. Conserv* doi:10.1016/j.biocon.2009.02.012
- Catalán I, Rodríguez-Hidalgo P, Tortosa FS (2008) Is habitat Management an effective tool for wild Rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) population reinforcement?. *Eur J Wildlife Res* 54:449–453
- Caughley G (1977) Analysis of Vertebrate Populations. Wiley and Sons, London
- CMA (1997) La información ambiental de Andalucía. Junta de Andalucía. Seville
- CMA (1999) Leyenda del Mapa de Usos y Coberturas Vegetales del Suelo de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. Seville

- Collopy MW (1983) A comparison of direct observations and collection of prey remains in determining the diet of Golden Eagles. *J Wildlife Manage* 47: 360–368
- Cramp S, Simmons KL (1980) *The Birds of the Western Palearctic*, vol. II. Oxford University Press, Oxford
- Delibes M, Hiraldo F (1981) The rabbit as prey in the Iberian Mediterranean ecosystem. In: Myers K, MacInnes CD (eds) *Proceedings of the World Lagomorph Conference 1979*. University of Guelph, Ontario, Canada, pp 614–622
- Delibes-Mateos M, Delibes M, Ferreras P, Villafuerte R (2008) Key role of European rabbits in the conservation of the Western Mediterranean Basin Hotspot. *Conserv Biol* 22:1106–1117
- Delibes-Mateos M, Ferreras P, Villafuerte R (2009) Rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) abundance and protected areas in central-southern Spain: why they do not match?. *Eur J Wildl Res* 55:65–69
- Delibes-Mateos M, Redpath SM, Angulo E, Ferreras P, Villafuerte R (2007) Rabbits as a keystone species in southern Europe. *Biol Conserv* 137:149–156
- Ferrer M (1993) Juvenile dispersal behaviour and natal philopatry of a long-live raptors, the Spanish imperial eagle *Aquila adalberti*. *Ibis* 135:132–138
- Fitzner RE, Rogers LE, Uresk DW (1977) Techniques useful for determining raptor prey-species abundance. *J Raptor Res* 11:67–71
- Forsman D (1999) *The Raptors of Europe and the Middle East. A Handbook of Field Identification*. T & AD Poyser, London
- Gadgil M (1971) Dispersal: populations consequences and evolutions. *Ecology* 52:253–261
- García JT, Arroyo BE (2005) Food-niche differentiation in sympatric Hen *Circus cyaneus* and Montagu's Harriers *Circus pygargus*. *Ibis* 147:144–154
- Iezekiel S, Bakaloudis DE, Vlachos CG (2004) The diet of the Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus*, in Cyprus. In: Chancellor RD, Meyburg BU (eds) *Raptors Worldwide*. WWGBP/MME, Budapest, Hungary, pp 581–587
- Jones CG (2004) Conservation management of endangered birds. In: Sutherland WJ, Newton I, Green RE (eds) *Bird ecology and conservation*. Oxford University Press, Oxford, United Kingdom, pp 269–301
- Katzner TE, Bragin EA, Knick ST, Smith AT (2005) Relationship between demographics and diet specificity of Imperial Eagles *Aquila heliaca* in Kazakhstan. *Ibis* 147:576–586
- Kolb HH (1994) The use of cover and burrows by a population of rabbits (Mammalia: *Oryctolagus cuniculus*) in eastern Scotland. *J Zool* 233:9–17
- Laake JL, Auckland ST, Anderson DR, Burnman KP (1993) *Distance user's guide*, Version 2.0. Colorado Coop. Fish Wild. Res. Univ., Fort Collins, Colorado State
- Magurran AE (2003) *Ecological Diversity and its Measurement*. Princeton University Press, Princeton
- Malo AF, Lozano J, Huertas DL, Virgós E (2004) A change of diet from rodents to rabbits (*Oryctolagus cuniculus*). Is the wildcat (*Felis silvestris*) a specialist predator? *J Zool* 263:401–407
- Manly B, McDonald L, Thomas D (1993) *Resource selection by animals. Statistical design and analysis for field studies*. Chapman and Hall, London
- Mañosa S, Real J, Codina J (1998) Selection of settlement areas by juvenile Bonelli's eagle in Catalonia. *J Raptor Res* 32:208–214
- Margalida A (2009) Diet and food preferences of the endangered Bearded Vulture *Gypaetus barbatus*: a basis for their conservation. *Ibis* 151:235–243

- Margalida A, Mañosa S, Bertran J, García D (2007) Biases in studying the diet of the Bearded vulture. *Journal Wildlife Manage* 71:1621–1625
- Marti CD (1987) Raptor food habits studies. In Giron Pendleton BA, Millsap BA, Kline KW, Bird DM (eds) *Raptor Management Techniques Manual*. National Wildlife Federation. Washington, DC, pp 67–80
- Martínez JA, Calvo JF, Martínez JE, Zuberogotia, I, Zabala, I, Redpath, SM (2007) Breeding performance, age effects and territory occupancy in a Bonelli's Eagle *Hieraaetus fasciatus* population. *Ibis* 150:223–233
- Martínez JE, Sánchez MA, Carmona D, Sánchez JA (1994) Régime alimentaire del'águila de Bonelli (*Hieraaetus fasciatus*) durant le période de l'élevage des jeunes (Murcia, Espagne). *Alauda* 62: 53–58
- Moleón M (2008) Interacciones ecológicas entre depredadores y presas. Águilas perdiceras, conejos y perdices. PhD Universidad de Granada, Granada
- Moreno-Rueda G, Pizarro M, Ontiveros D, Pleguezuelos JM (2009) The coexistence of the eagles *Aquila chrysaetos* and *Hieraaetus fasciatus* increases with low human population density, intermediate temperature, and high prey diversity. *Ann Zool Fenn* 46:283–290
- Morrison JL, Wood PB (2009) Broadening our approaches to studying dispersal in raptors *J Raptor Res* 43:81–89
- Newton I (1979) *Population Ecology of Raptors*. T and AD Poyser, Berkhamstead
- Ontiveros D (2007) Águila perdicera – *Hieraaetus fasciatus*. In: Carrascal LM, Salvador A (eds) *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. <http://www.vertebradosibericos.org/>. Accessed 15 Feb 2009
- Ontiveros D, Pleguezuelos JM (2000) Influence of prey densities in the distribution and breeding success of Bonelli's eagle (*Hieraaetus fasciatus*): management implications. *Biol Conserv* 93:19–25
- Ontiveros D, Pleguezuelos JM, Caro J (2005) Prey density, prey detectability and food habits: the case Bonelli's eagle and the conservation measures. *Biol Conserv* 123: 19–25
- Ontiveros D, Real J, Balbontín J, Carrete M, Ferrero E, Ferrer M, Mañosa S, Pleguezuelos JM, Sánchez-Zapata JA (2004) Biología de la conservación del águila-azor perdicera *Hieraaetus fasciatus* en España: investigación científica y gestión. *Ardeola* 51:459–468
- Palma L, Beja P, Pais M, Cancela da Fonseca, L (2006) Why do raptors take domestic prey? The case of Bonelli's eagle and pigeons. *J Appl Ecol* 43:1075–1086
- Palomares F (2001) Comparison of 3 methods to estimate Rabbit abundance in Mediterranean environment. *Wildlife Soc B* 29:578–585
- Parellada X (1986) Variació del plomatge i identificació de l'aliga cuabarrada (*Hieraaetus fasciatus*), In: Centre de Recerca i Protecció de Rapinyaires (eds), *Rapinyaires Mediterranis*, vol 2, Barcelona, pp 70–79
- Penteriani V, Balbontín J, Ferrer M (2003) Simultaneous effects of age and territory quality on fecundity in Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus*. *Ibis* 145 (2):77–82
- Piper SE (2006) Supplementary feeding programmes: how necessary are they for the maintenance of numerous and healthy vulture populations. In: Houston DC, Piper SP (eds) *Proceedings of the International Conference on Conservation and Management of Vulture Populations* 14–16 November 2005, Thessaloniki, Greece, pp 41–50
- Quinn GP, Keough MJ (2003) *Experimental design and data analysis for biologist*. Cambridge University Press. Cambridge

- Ratcliffe FN, Myers K, Fennessy BV, Calaby JH, (1952) Myxomatosis in Australia. A step forwards the biological control of the rabbit. *Nature* 170:1–13
- Real J (1996) Biases in diet study methods in the Bonelli's Eagle. *J Wildlife Manage* 60:632–638
- Real J (2004) Águila-Azor Perdicera, *Hieraaetus fasciatus*. In: Madroño A, González C, Atienza JC (eds) Libro Rojo de las Aves de España. Dirección General para la Biodiversidad-Seo/BirdLife, Madrid, pp 154–157
- Real J, Grande JM, Mañosa S, Sánchez-Zapata JA (2001) Causes of death in different areas for Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus* in Spain. *Bird Study* 48: 221–228
- Real J, Mañosa S (1997) Demography and conservation of Western European Bonelli's Eagle (*Hieraaetus fasciatus*) populations. *Biol Conser* 79:59–66
- Redpath SM, Clarke R, Madders M, Thirgood SJ (2001) Assessing raptor diet: comparing pellets, prey remains, and observational data at hen harrier nests. *Condor* 103: 184–188
- Revilla E, Palomares F (2002) Does local feeding specialization exist in Eurasian badgers? *Can J Zoolog* 80: 83–93
- Sánchez-Zapata JA, Calvo JF (1999) Raptors distribution in relation to landscape compositions in semi-arid Mediterranean habitats. *J Appl Ecol* 36:254–262
- Santos X, Pleguezuelos JM, Brito JC, Llorente GA, Parellada X, Fahd S (2008) Prey availability drives geographic dietary differences of a Mediterranean predator, the Lataste's viper (*Vipera latastei*). *Herpetol J* 18: 16–22
- Soulé ME, Wilcox B (1980) *Conservation Biology: An evolutionary-ecological perspective*. Sinauer Associates, Sunderland
- Soutullo A, López-López P, Urios V (2008) Incorporating spatial structure and stochasticity in endangered Bonelli's eagle's population models: Implications for conservation and management. *Biol Conserv* 141:1013–1020
- Tellería JL (1986) *Manual para el censo de los vertebrados terrestres*. Raíces, Madrid
- Thirgood S, Redpath S (2004) Hen harriers and red grouse: the ecology of a conflict. In: Woodroffe R, Thirgood S, Rabinowitz A (eds) *People and wildlife: conflict or co-existence?* Cambridge University Press, Cambridge, pp 192–208
- Valkama J, Korpimäki E, Arroyo B, Beja P, Bretagnolle V, Bro E, Kenward R, Mañosa S, Redpath SM, Thirgood S, Viñuela J (2005) Birds of prey as limiting factors of gamebird populations in Europe: a review. *Biol Rev* 80:171–203
- Villafuerte R (2008) *Oryctolagus cuniculus* (Linnaeus, 1758). Conejo. In: Palomo L and Gisbert J (eds) *Atlas y libro rojo de los mamíferos terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU, Madrid, pp 487–491
- Villafuerte R, Calvete C, Blanco JC, Lucientes J (1995) Incidence of viral hemorrhagic disease in wild rabbit populations in Spain. *Mammalia* 59:651–659
- Villafuerte R, Viñuela J, Blanco JC (1998) Extensive predator persecution caused by population crash in a game species: The case of red kites and rabbits in Spain. *Biol Conserv* 84: 181–188
- Widen P (1994) Habitat quality for raptors: a field experiment. *J Avian Biol* 25: 219–223

8. CAPÍTULO 5:

FENOLOGÍA DE PREADULTOS DE ÁGUILA PERDICERA Y ÁGUILA REAL EN ÁREAS DE DISPERSIÓN DEL SUR PENINSULAR, Y UN CASO DE TRANSFORMACIÓN DE UN ÁREA DE DISPERSIÓN A TERRITORIO REPRODUCTIVO

8.1 Resumen

Los preadultos de algunas especies, como el águila perdicera y águila real, tienden a localizarse en zonas con alta disponibilidad de alimento conocidas como “áreas de dispersión juvenil”. Estas zonas son utilizadas por los preadultos hasta que se incorporan a la población reproductora. Hemos estudiado la fenología del águila perdicera y águila real en áreas de dispersión juvenil, y determinamos las diferencias entre especies en la abundancia temporal. Los preadultos de águila perdicera ocuparon las áreas de dispersión desde el mes de agosto, justo después de abandonar los territorios de cría, y la población disminuyó ligeramente a lo largo del siguiente otoño-invierno. A partir del mes de marzo se produjo un importante descenso poblacional, hasta no observar ningún ejemplar a comienzos del verano. La llegada de los preadultos de águila real a las áreas de dispersión fue posterior a la del águila perdicera, y la máxima concentración de aves se produjo en los meses de diciembre y enero. La diferencia en la fenología de la reproducción de ambas especies y la mayor flexibilidad en la dieta del águila real, pueden explicar la llegada posterior y estancia más corta en áreas de dispersión de los preadultos de esta última. La segunda parte de este capítulo describe la influencia del establecimiento de una pareja nidificante en un área de dispersión juvenil de águila perdicera. El número de preadultos en el área fue insignificante a partir de la temporada en la que se instauró la pareja. Aunque se trata de un sólo caso, este resultado nos ha permitido suponer que las áreas de dispersión juvenil se sitúan fuera de los territorios de cría con el fin principal de evitar la competencia intraespecífica con la fracción reproductora de la población.

8.2 Introducción

Las grandes rapaces territoriales tienen una madurez sexual tardía, antes de alcanzarla forman parte de la fracción de población no reproductora y dispersante (Newton 1979). Este sector de población presenta un comportamiento y unos requerimientos ecológicos diferentes a los de la población reproductora (Newton 1979, Omland & Hoffman 1996, Bustamante et al. 1997). Mientras que los adultos tienden a permanecer en un territorio fijo, defendido a lo largo de años, los preadultos inician el periodo de dispersión juvenil tras abandonar el área de nacimiento, emprendiendo movimientos sin dirección fija (Newton 1979).

La dispersión juvenil es una característica innata de las aves, y aunque con frecuencia se ha considerado como un rasgo fijo a nivel de especie, es un proceso complejo que involucra el comportamiento diferencial entre individuos (Swingland 1983, Serrano et al. 2001, Delgado & Penteriani 2008). Esta etapa es crítica para la supervivencia de los individuos, pues tienen poca habilidad para cazar y se enfrentan a cambios en la disponibilidad de recursos en un medio desconocido. Por esto, los preadultos de algunas especies de rapaces tienden a localizarse en zonas con alta disponibilidad de alimento, conocidas como “áreas de asentamiento temporal” o “áreas de dispersión juvenil”; estas zonas son utilizadas por un periodo de tiempo variable, hasta que se incorporan a la población reproductora (González et al. 1989, Ferrer & Harte 1997, Mañosa et al. 1998, Balbontín 2005, Delgado & Penteriani 2005).

En la península Ibérica, las áreas de dispersión son utilizadas por grandes rapaces, como el águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*) (Ferrer 1993), águila real (*Aquila chrysaetos*) (Bautista et al. 2004, Cadahía et al. 2004, Díaz 2004), o águila perdicera (Mañosa et al. 1998, Balbontín 2005, Cadahía et al. 2005); incluso simultáneamente por individuos de diferentes especies (Ferrer 1993, Ferrer & Harte 1997, Bautista et al. 2004).

El águila perdicera y el águila real son especies territoriales y monógamas, las parejas reproductoras permanecen en el territorio de cría durante todo el año, aunque de forma más relajada en época postreproductiva (Cramp & Simmons 1980, Ferguson-Lees & Christie 2001). Además de caracterizarse por la abundancia de presas, las áreas de dispersión juvenil que utilizan estas dos rapaces están fuera de los territorios de los adultos para evitar la competencia con la población reproductora, presentan hábitats más

abiertos y antrópicos que las áreas de reproducción, y tienden a coincidir con importantes comarcas cinegéticas (Mañosa et al. 1998, Balbontín 2005, Cadahía et al. 2005, Capítulo 3).

Por su importancia y repercusión, en los últimos años se ha incrementado el interés por la dispersión animal entre ecólogos de poblaciones (Kot et al. 1996, Fagan 1997, McCarthy 1997, Walters 2000, Bennetts et al. 2001). No obstante, en rapaces siguen habiendo pocos estudios sobre dispersión, y el águila perdicera y águila real no son una excepción. En ambas rapaces, el estado de conocimiento sobre la fracción no reproductora o dispersante es mucho menor (ver Introducción, apartado 2.4), a pesar de ser un periodo relativamente largo y crítico para las dos especies (Newton 1979, Real et al. 2001).

Aunque el águila perdicera y el águila real son dos especies con similares requerimientos ecológicos, pueden existir diferencias en la fenología reproductora o en el comportamiento de los dispersantes (Cramp & Simmons 1980, Soutullo et al. 2008a). Así, el objetivo de este capítulo es describir la fenología del águila perdicera y el águila real en áreas de dispersión juvenil, indagar en los factores que afecta a la dinámica temporal, y determinar si existe diferencias en la abundancia temporal entre las dos especies. También se describe las consecuencias del establecimiento de una pareja nidificante en un área de dispersión juvenil de águila perdicera en nuestra zona de estudio.

8.3 Métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en seis áreas de dispersión del sur de la península Ibérica, en las comunidades autónomas de Andalucía (provincias de Cádiz, Sevilla y Granada) y Murcia (Figura 8.1), donde las poblaciones de águila perdicera y real son bien conocidas y han permanecido estables en los últimos años (Arroyo 2004, del Moral 2006).

Las seis áreas de dispersión se sitúan en los fondos del valles de una región relativamente abrupta con clima Mediterráneo; la temperatura media anual oscila entre 15,6-19,5 °C, y las precipitaciones medias anuales entre 300 y 790 mm (CMA 1997, <<http://www.aemet.es>>). Las áreas de dispersión seleccionadas están fuera de los núcleos de reproducción de los adultos, y se caracterizan por tener una gran abundancia

de las presas principales para el águila perdicera y el águila real, como el conejo (*Oryctolagus cuniculus*), perdiz roja (*Alectoris rufa*) y palomas (*Columba* spp.) (Delibes et al. 1975, Gil-Sánchez et al. 1994, Ontiveros et al. 2004); en ellas dominan los paisajes en mosaico, con cultivos cerealistas o arbóreos (olivares y cítricos) interrumpidos por pequeñas manchas de vegetación natural (matorrales, pastizales y encinares o pinares) (Mañosa et al. 1998, Balbontín 2005, Cadahía et al. 2005, Capítulo 3).

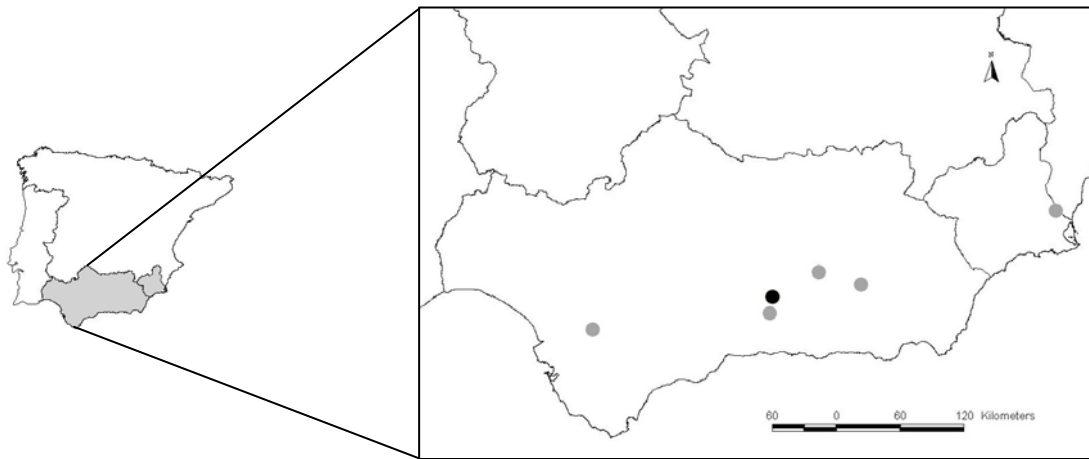


Figura 8.1 Localización de las seis áreas de estudio. En negro el área de dispersión de Valle del Genil, donde en el periodo reproductor 2004-2005 se estableció la pareja reproductora de águila perdicera (ver texto).

Censos de rapaces

Las 6 áreas de dispersión fueron seleccionadas en base a las observaciones previas de preadultos dispersantes en los 18 últimos años por el grupo de investigación (desde 1992), y otras publicadas (Real 2004, Balbontín 2005), y se muestrearon durante el periodo 2001-2005. En cada área se realizó al menos durante un año un censo bimensual. No todas las áreas de dispersión se localizaron el mismo año, además el alejamiento entre las distintas áreas de dispersión y sobre todo las adversas condiciones meteorológicas en algunas épocas del año, impidió que se pudieran censar todas en la misma temporada. En total se realizaron 95 censos y se recorrieron 1589 km.

Para calcular la abundancia de dispersantes en cada área de dispersión se realizaron transectos lineales en automóvil por dos personas, un conductor y un observador, a baja velocidad (20 Km/h), en días de buena visibilidad y durante las mañanas (entre las 8 y las 11 h, hora solar). Los censos en automóvil suministran datos precisos en grandes áreas con vegetación abierta y para especies conspicuas, y permiten

la recogida de datos en todas las estaciones (Fuller & Mosher 1981, Bibby et al. 1992). Además, se ha comprobado que es una metodología adecuada para el censo de rapaces diurnas (Viñuela 1997, Mañosa et al. 1998, Bustamante & Seoane 2004, Sánchez-Zapata & Calvo 1999).

Para cada transecto se anotaron las siguientes variables:

- Número de kilómetros recorridos.
- Especie de rapaz observada y número de individuos.
- Determinación de la edad según el plumaje que presentaban (Parellada 1986, Watson 1997, Forsman 1999): Juveniles (ejemplares con menos de un año); inmaduros (2-3 años para águila perdicera, y 2-4 años para águila real); subadultos (4 años para águila perdicera y 5 años para águila real); y adultos (mayores de 4 y 5 años para águila perdicera y águila real, respectivamente).

La abundancia relativa de preadultos de águila perdicera y águila real en cada transecto fue medida como la media del número de ejemplares cada 100 km.

Para describir la fenología de águila perdicera y águila real, debido al bajo número de contactos mensuales por área, fue necesario reunir las seis áreas de dispersión y obtener los valores promedio de abundancia en el total de las áreas. Se consideró agosto como el primer mes, ya que es cuando los juveniles de águila perdicera abandonan los territorios de nacimiento y comienzan el periodo de dispersión juvenil (Balbontín & Ferrer 2009, Cadahía et al. 2008).

Para identificar las diferencias entre la abundancia bimensual del águila perdicera y águila real se empleó el test de la U Mann-Whitney, ya que los datos no se ajustaban a la normalidad.

Influencia del establecimiento de una pareja nidificante en un área de dispersión juvenil de águila perdicera

Las áreas de dispersión se encuentran normalmente fuera de los territorios de cría de los reproductores, evitando así la competencia con estos (Mañosa et al. 1998). Sin embargo, como un caso excepcional, en el periodo reproductor 2004-2005 se estableció una pareja de águila perdicera en el área de dispersión de “Valle del Genil”, formada por 2 individuos de 3 años de edad. Para comprobar su influencia en la presencia de preadultos de águila perdicera en el área de dispersión se realizaron censos específicos en la temporada posterior al establecimiento de la pareja, y se compararon con los censos efectuados en las dos temporadas previas a la ocupación del territorio. Para

estudiar las diferencias en la presencia de preadultos antes y después de su colonización por parte de la pareja reproductora se empleo de nuevo el test de la U Mann-Whitney. Sólo se consideraron los censos en el periodo en que la presencia de preadultos es mayor en las áreas de dispersión (de agosto a marzo; ver resultados).

8.4 Resultados

Desde 2001 a 2005 encontramos que las seis áreas de dispersión fueron utilizadas por 20 especies de rapaces diurnas (tabla 8.1), entre invernantes (p. ej. esmerejón o el aguilucho pálido), estivales (p. ej. águila culebrera o aguilucho cenizo), en paso migratorio (p. ej. abejero europeo o alimoche común), y sedentarias (gavilán, busardo ratonero o cernícalo común, entre otras).

Tabla 8.1 Especies (número de individuos totales) y número de individuos observados por cada 100 km en las 6 áreas de dispersión, indicando entre paréntesis los periodos de censo para cada una de ellas las que se realizaron los censos para cada área.

Especie	Valle del Genil (2001-2003)	Montes Orientales (2001-2003)	Zalabí (2002-2003)	Buenavista (2003-2004)	Espera (2004-2005)	S. Escalona (2004-2005)
<i>Aquila fasciata</i> (39)	8,39	0,43	-	-	1,66	3,63
<i>Aquila chrysaetos</i> (29)	1,54	2,35	4,17	1,42	-	3,02
<i>Pernis apivorus</i> (10)	-	0,21	-	-	-	5,44
<i>Elanus caeruleus</i> (1)	-	-	-	-	0,41	-
<i>Milvus migrans</i> (5)	-	0,21	-	-	1,66	-
<i>Milvus milvus</i> (1)	-	-	-	-	0,41	-
<i>Neophron percnopterus</i> (1)	-	0,21	-	-	-	-
<i>Gyps fulvus</i> (9)	0,31	-	-	-	3,31	-
<i>Circaetus gallicus</i> (18)	2,47	0,21	-	-	2,07	2,41
<i>Circus aeruginosus</i> (11)	0,31	-	-	-	4,14	-
<i>Circus cyaneus</i> (3)	-	0,21	0,69	-	-	0,60
<i>Circus pygargus</i> (19)	4,94	-	-	-	0,83	0,60
<i>Accipiter gentilis</i> (2)	-	0,21	-	-	-	0,60

<i>Accipiter nisus</i> (9)	0,93	0,43	0,69	1,42	-	0,60
<i>Buteo buteo</i> (37)	7,72	0,87	-	-	1,24	3,02
<i>Hieraaetus pennatus</i> (14)	0,31	1,07	0,69	0,71	2,07	0,60
<i>Falco naumanni</i> (22)	1,23	-	-	3,54	4,14	1,81
<i>Falco tinnunculus</i> (98)	10,19	3,64	0,69	7,08	9,93	7,86
<i>Falco columbarius</i> (3)	-	0,21	0,69	-	0,41	-
<i>Falco peregrinus</i> (4)	-	0,21	-	0,71	-	1,21

No se encontraron diferencias significativas interanuales en la abundancia de preadultos entre las cuatro temporadas de muestreo para águila perdicera (test de kruskall-Wallis, $\chi^2=1,12$, g.l.=3, $P=0,77$) y águila real (test de kruskall-Wallis, $\chi^2=3,42$, g.l.=3, $P=0,33$).

En las áreas de dispersión el águila perdicera mostró un fuerte incremento en el número de ejemplares en los meses de agosto y septiembre, número que disminuyó paulatinamente hasta que en los primeros meses de verano no se observó ninguno en las 6 áreas de dispersión (Figura y Tabla 8.2). La llegada de los preadultos de águila real a las áreas de dispersión fue posterior a la de águila perdicera, y la máxima concentración de aves se dio en los meses de diciembre y enero (Figura y Tabla 8.2).

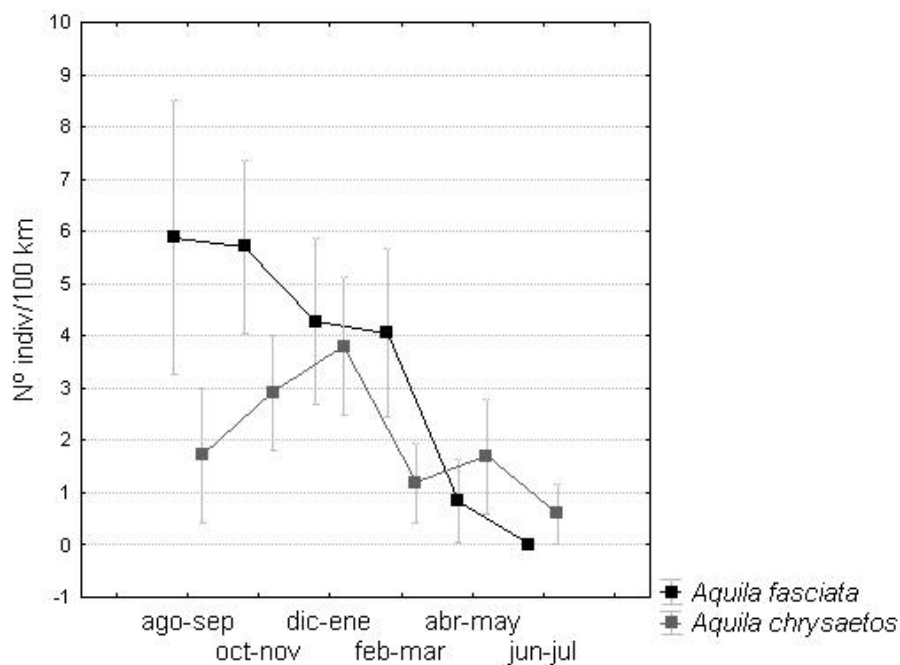


Figura 8.2 Media (\pm ES) del n° de individuos/100 km de águila real y águila perdicera para las seis áreas de estudio en cada periodo bimensual.

No se encontraron diferencias significativas al comparar la abundancia entre águila perdicera y águila real en los distintos periodos bimensuales (Tabla 8.2).

Tabla 8.2. Media, error estándar (SD) y comparación (Test de la U Mann-Whitney) del nº de individuos/100 km de águila perdicera y águila real en los seis periodos bimensuales.

Mes	Águila perdicera		Águila real		U de Mann-Whitney	
	Mean	SD	Mean	SD	Z	P
ago-sep	5,8865	9,6047	1,7174	5,0548	0,9258	0,3744
oct-nov	5,715	6,7668	2,9119	4,7518	1,3406	0,189
dic-ene	4,2714	6,9369	3,802	6,5452	0,1416	0,9
feb-mar	4,0548	5,6077	1,1929	2,7953	1,2617	0,2115
abr-may	0,8333	2,357	1,6976	3,6803	-0,311	0,7618
jun-jul	0	0	0,6039	1,8116	-0,3849	0,743

Influencia del establecimiento de una pareja nidificante en un área de dispersión juvenil de águila perdicera

Desde 1994, una pareja de águila perdicera crió con éxito por primera vez en la temporada de reproducción de 2004-2005 en el área de dispersión del Valle del Genil, sacando 2 pollos. En los censos de las dos temporadas previas al establecimiento de la pareja el número de observaciones de preadultos fue similar (Tabla 8.3), sin existir diferencias significativas en la abundancia de ejemplares entre ambas temporadas ($Z = -0,2858$ $P = 0,7802$). Sin embargo, el número de preadultos fue insignificante en la temporada en la que se instauró la pareja (Tabla 8.3), existiendo diferencias significativas en la abundancia con los dos años anteriores a la ocupación del territorio ($Z = 2,1651$, $P = 0,0274$ con la primera temporada; $Z = 2,3546$, $P = 0,0155$ con la segunda temporada).

Tabla 8.3 Kilómetros recorridos y nº de contactos de preadultos águila perdicera antes de establecerse la pareja (temporada I y II) y después de establecerse la pareja (temporada III) en el área de dispersión de Valle del Genil.

	Temporada I	Temporada II	Temporada III (Instalación pareja reproductora)
Periodo	2001-2002	2002-2003	2004-2005
Nº Km recorridos	102,9	109,6	106,1
Contactos águila perdicera (preadultas)	9	11	1

8.5 Discusión

Un gran número de rapaces diurnas utilizan en diferentes periodos del año las 6 áreas de dispersión juvenil de águila perdicera y águila real. El 40 % de estas especies se encuentran Amenazadas (VU, EN, CR, Categorías IUCN) o Casi Amenazadas (Nt) a nivel regional según el Libro Rojo de las Aves de España (Madroño et al. 2004). Algunas de ellas, como el aguilucho cenizo (VU, criterio C1; Arroyo & García 2004) y el cernícalo primilla (VU, criterio A3c; Atienza & Tella 2004), utilizan con cierta frecuencia estas áreas como lugar de reproducción. En general, las áreas de dispersión juvenil de las águilas objeto de estudio se caracterizan por un paisaje en mosaico donde dominan los espacios abiertos, con cultivos agrícolas extensivos salpicados por manchas de vegetación natural; y una alta disponibilidad de presas como el conejo y la perdiz (Mañosa et al. 1998, Balbontín 2005, Ferrer 1993, Ferrer & Harte 1997, Capítulo 3). En este sentido, La abundancia de conejo puede explicar la elevada diversidad de otras rapaces en las áreas de dispersión juvenil de las águilas perdicera y águila real. El conejo es considerado una especie clave en los ecosistemas ibéricos (Valverde 1967, Delibes et al. 2007, Beja et al. 2009), y en el sur peninsular su presencia ha sido asociada con una mayor diversidad y abundancia de rapaces (Delibes et al. 2007).

Sólo en 2 de las 6 áreas de dispersión no se localizaron preadultos de águila perdicera; probablemente por estar situadas en zonas térmicamente menos favorables, en cotas altas y con temperaturas medias anuales más bajas (ver Capítulo 3). Coincidiendo con lo observado en el noreste peninsular, los preadultos de águila perdicera ocupan las áreas de dispersión juvenil en el mes de agosto, inmediatamente después de abandonar los territorios de cría (Mañosa et al. 1998, Cadahía et al. 2008, Balbontín & Ferrer 2009). El declive que se produce en los meses posteriores de otoño e invierno podría deberse a una combinación de factores, como a la alta mortandad que sufren los juveniles en estas áreas por electrocución o la persecución directa (Mañosa et al. 1998, Real & Mañosa 1997, Real et al. 2001, Ontiveros et al. 2004), u otros factores innatos al proceso de dispersión (Horn 1983). Aunque la alta disponibilidad de alimento es la principal razón por la que las águilas perdiceras se concentran en las áreas de dispersión juvenil (Mañosa et al. 1998, Real & Mañosa 2001, Capítulo 3); cabe destacar que el fuerte declive de preadultos a partir febrero y marzo coincide, de manera contradictoria, con el final de la temporada cinegética en cotos de caza y el inicio del aumento poblacional del conejo (Palomares 2001, Cabezas & Moreno 2007), presa

principal del águila perdicera en su etapa preadulto (Moleón 2009, Capítulo 4). Una explicación a este hecho podría ser que las áreas de dispersión juvenil sean más utilizadas por los preadultos cuando los conejos escasean en otras áreas (durante agosto-febrero). Durante la primavera, las densidades de conejo aumentan y pasan a ser elevadas en otras zonas también (Palomares 2001, Cabezas & Moreno 2007), momento que aprovecharían los preadultos para moverse entre áreas de dispersión, y buscar territorios vacantes o nuevos (Penteriani & Delgado 2009). En esta fase probablemente la mortalidad sea aún más elevada, ya que los preadultos que realizan mayores desplazamientos tienen una mayor tasa de mortalidad por electrocución y persecución humana que los que realizan desplazamientos más cortos (Real & Mañosa 2001).

No existe estudio previo sobre la variación temporal del águila real en las áreas de dispersión juvenil. Soutullo et al. (2008a) señalan que no son tan dependientes de estas áreas como lo son el águila perdicera y el águila imperial ibérica (Mañosa et al. 1998, Ferrer 2001); no obstante diversos estudios recogen la utilización de las áreas de dispersión por parte del águila real (Ferrer 1993, Bautista et al. 2004, Díaz 1994, Capítulo 3). Coincidiendo con estos últimos, hemos localizado preadultos de águila real en cinco de las seis áreas de estudio, sobretodo en los meses de otoño e invierno. La única localidad donde no se han encontrado está situada en una región donde sólo existen dos parejas reproductora en el entorno (prov. Cádiz y sur de la provincia de Sevilla; Del Moral 2009), lo que podría explicar en parte la ausencia de preadultos.

Aunque se observa una llegada más tardía del águila real a las áreas de dispersión, no existen diferencias significativas en la abundancia con respecto al águila perdicera debido a la gran variabilidad entre las áreas objeto de estudio. Las diferencias en la fenología de la reproducción de ambas especies, con un abandono del territorio parental más tardío en el águila real, pueden explicar estos resultados. En el águila perdicera el nacimiento de los pollos se produce un mes antes (Cramp & Simmons 1980, datos propios), y los juveniles de ambas águilas abandonan los territorios de cría a partir del quinto mes de edad (Soutullo et al. 2006, Cadahía et al. 2008). También se observó que el periodo de estancia en las áreas de dispersión es más breve en el águila real, pues a partir de enero ya se detectó un fuerte descenso en el número de ejemplares. Al ser la dieta del águila real más flexible y carroñera que la del águila perdicera durante la etapa preadulto, las primeras pueden ser menos dependientes de las áreas de dispersión juvenil (Soutullo et al. 2008a).

Influencia del establecimiento de una pareja nidificante en el área de dispersión juvenil de águila perdicera

El asentamiento de una pareja de águila perdicera en el área de dispersión de Valle del Genil se puede considerar un hecho excepcional no descrito en la literatura científica, hasta donde conocemos. En general estas áreas no disponen de lugares adecuados para la nidificación, pues están situados en fondos de valles, sin cortados rocosos de suficiente entidad para tener nidos, y están más humanizados que los territorios de cría (Mañosa et al. 1998, Ferrer 2001, Balbontín 2005, Cadahia et al. 2005). En el sudeste ibérico la disponibilidad de roquedos adecuados es el factor limitante para la presencia de esta especie como nidificante (Ontiveros 1999). Las parejas seleccionan preferentemente los cortados de mayor altura y con orientación sudeste para el emplazamiento de sus nidos, y los roquedos pequeños pueden ser ocupados siempre que sean poco accesibles y estén alejados de caminos y carreteras (Ontiveros 1999, Ontiveros & Pleguezuelos 2003; López-López et al. 2006). No obstante la pareja se estableció en una zona a priori poco favorable, en un pequeño cortado rocoso de unos 35 m de desnivel, con orientación no preferente (norte), situado justo encima de una carretera secundaria. La ocupación de este territorio poco favorable para la nidificación debe ser un indicativo del buen estado de conservación que tiene la población reproductora de águila perdicera en el área de estudio (Moleón 2006).

Antes de establecerse la pareja de águila perdicera en el área de dispersión juvenil de Valle del Genil la abundancia de preadultos fue muy similar en las dos temporadas de censos, pero cuando la pareja ocupó el territorio sólo se observó un único ejemplar preadulto (Tabla 8.3). Además en ninguna de las visitas al territorio en los siguientes años para constatar que continuaba ocupado por la pareja se observaron preadultos dispersantes (datos propios). Aunque se trata de un caso aislado esto permite constatar que las áreas de dispersión juvenil se sitúan fuera de los territorios de cría con el fin de evitar la competencia intraespecífica con la fracción reproductora de la población. Asimismo el resto de las áreas de dispersión estudiadas están fuera de los territorios de los reproductores. En la distribución de las parejas de águila perdicera la competencia intraespecífica es más importante que la interespecífica como factor limitante (Carrete et al. 2005). Por otro lado, una mayor abundancia de conejo se relaciona positivamente con una mayor presencia de preadultos de águila perdicera en áreas de dispersión (Capítulo 4), al igual que ocurre con el águila imperial ibérica (Delibes-Mateos et al. 2007). En este sentido la abundancia de conejo no ha variado en

las tres temporadas de censos del área de dispersión (datos propios), por lo que la desaparición de preadultos no estuvo relacionada a una disminución de su presa principal.

En grandes rapaces el destino de los juveniles después de abandonar las áreas de cría suele tener un importante efecto en las tendencias de la población (Newton 1979, Whitfield et al. 2004). El conocimiento preciso de las áreas de asentamiento temporal o de las rutas de dispersión suministra oportunidades para la conservación de las especies y el manejo de los hábitats (Panteriani & Delgado 2009). Estas áreas son habitualmente desconocidas, y el comportamiento y requerimientos de los dispersantes dentro de ellas permanece poco estudiado (Panteriani et al. 2005). Es recomendable localizar y realizar seguimientos tanto de los territorios de reproducción (Gil-Sánchez et al. 2004, del Moral 2006), como en las áreas de dispersión juvenil. Para localizar estas áreas sería suficiente con efectuar transectos en hábitats adecuados y con alta densidad de presas; fuera de los territorios de cría; en los meses de máxima afluencia de preadultos, de agosto a noviembre para águila perdicera y de octubre a enero para águila real.

Al estar ubicadas las áreas de dispersión en zonas con relieve suave, con gran proporción de medios de cultivo pero con ausencia de posaderos y perchas naturales, favorecen el uso de torretas eléctricas como posaderos de los preadultos de águila real o perdicera (Real et al. 2001). Diversos estudios recomiendan la localización y corrección de tendidos eléctricos peligrosos (Real & Mañosa 1997, Mañosa & Real 2001, Gil-Sánchez et al. 2004, Ontiveros et al. 2004, Moleón et al. 2007, Soutullo et al. 2008b). En áreas de dispersión del águila perdicera del sur peninsular, la corrección y aislamiento de tendidos eléctricos no sólo beneficia a estas dos rapaces, también a otras rapaces que utilizan con frecuencia estas áreas (Moleón et al. 2007).

En la población preadulto la persecución directa es un factor de amenaza menos importante que en la reproductora (Real et al. 2001). Sin embargo, en ocasiones la actividad cinegética es responsable de la persecución hacia las dos especies de rapaces en cotos de caza menor donde se encuentran áreas de dispersión juvenil (Real et al. 2001, Arroyo 2004, Real 2004, Cadahía et al. 2005). Con frecuencia los cazadores culpan a las rapaces de la disminución de especies cinegéticas, aunque este fenómeno se debe más bien a una gestión cinegética inadecuada: elevada presión cinegética, repoblación con ejemplares de granja, deterioro de hábitats, etc. (Delibes-Mateos 2007, Casas 2008). Debería pues existir una mayor vigilancia en determinadas zonas con riesgo de disparos, envenenamiento, etc., sobretudo en el periodo en que los preadultos

de ambas rapaces son más dependientes de las áreas de dispersión, meses de otoño e invierno.

8.6 Referencias

- Arroyo B & García JT. 2004. Aguilucho cenizo, *Circus pygargus*. En: A Madroño, C González & JC Atienza (eds.): *Libro Rojo de las Aves de España*. Pp 138–141. Dirección General para la Biodiversidad-Seo/BirdLife, Madrid.
- Arroyo, B. (2004) Águila real, *Aquila chrysaetos*. En: A Madroño, C González & JC Atienza (eds.): *Libro Rojo de las Aves de España*. Pp 151–153. Dirección General para la Biodiversidad-Seo/BirdLife, Madrid.
- Atienza, J.C. & Tella J.L. (2004) Cernícalo Primilla, *Falco naumanni*. En: A Madroño, C González & JC Atienza (eds.): *Libro Rojo de las Aves de España*. Pp 161–163. Dirección General para la Biodiversidad-Seo/BirdLife, Madrid.
- Balbontín J. 2005. Identifying suitable habitat for dispersal in Bonelli's eagle: An important issue halting its decline in Europe. *Biological Conservation* 126: 74–83.
- Balbontín J & Ferrer M. 2009. Movements of juvenile Bonelli's Eagles *Aquila fasciata* during dispersal. *Bird Study* 56: 89–95.
- Bautista J, Calvo R, Otero M, Martín J. 1999. Águilas Perdiceras mueren electrocutadas en los tendidos del suroeste de Granada mientras se dispersan. *Quercus*, 165: 49.
- Bautista J, Gil-Sánchez JM, Martín-Jaramillo J, Otero M, Moleón M, 2004. Las áreas de dispersión del águila real y el águila perdicera en Granada. *Quercus* 223: 10–15.
- Beja P, Gordinho L, Reino L, Loureiro F, Santos-Reis M, & Borralho R. 2009. Predator abundance in relation to small game management in southern Portugal: conservation implications. *European Journal of Wildlife Research* 55(3): 227–238.
- Bennetts RE, Nichols JD, Lebreton JD, Pradel R, Hines JE & Kitchens WM. 2001. Methods for estimating dispersal probabilities and related parameters using marked animals. En: J. Clobert, E. Danchin, AA Dhondt & JD Nichols. *Dispersal*. Pp 3–17. Oxford Univ. Press. New York.
- Bibby CJ, Burgess ND & Hill DA. 1992. *Bird Census Techniques*. BTO-RSPB, Academic Press, Londres.
- Bustamante, J. & Seoane, J. 2004: Predicting the distribution of four species of raptors (Aves: Accipitridae) in southern Spain: statistical models work better than existing maps. *J. Biogeogr.* 31: 295–306.
- Bustamante J, Donázar JA, Hiraldo F, Ceballos O & Traviani A. 1997. Differential habitat selection by immature and adult Grey Eagle-Buzzards *Geranoaetus melanoleucus*. *Ibis* 139: 322–330.
- Cabezas S & Moreno S. 2007. An experimental study of translocation success and habitat improvement in wild rabbits. *Animal Conservation* 10: 340–348.
- Cadahía L, Urios V, Peñarrubia SG & Soutullo A. 2004. Dispersión juvenil y establecimiento de parejas reproductoras de águila-azor perdicera y águila real: telemetría vía satélite. *Cuadernos de Biodiversidad* 16:13–17.
- Cadahía L, Urios V & Negro JJ. 2005. Survival and movements of satellite-tracked Bonelli's Eagles *Hieraaetus fasciatus* during their first winter. *Ibis* 147: 415–419.

- Cadahía L, López-López P, Urios V & Negro JJ. 2008. Estimating the onset of dispersal in endangered Bonelli's Eagles *Hieraaetus fasciatus* tracked by satellite telemetry: a comparison between methods. *Ibis* 150: 416-420.
- Carrete M, Sánchez-Zapata J, Calvo JF & Lande R. 2005. Demography and habitat availability in territorial occupancy of two competing species. *Oikos* 108: 125-136.
- Casas F. 2008. Gestión agraria y cinegética: efectos sobre la perdiz roja en aves esteparias protegidas. Tesis doctoral, Universidad de Castilla La Mancha, España.
- CMA. 1997. La información ambiental de Andalucía. Junta de Andalucía, Sevilla.
- Cramp S & Simmons KL. 1980. *The Birds of the Western Palearctic, vol. II*. Oxford University Press, Oxford.
- Delgado MM & Penteriani V. 2005. Eagle owl *Bubo bubo* dispersal patterns and the importance of floaters for the stability of breeding populations. *Ornithologischer Anzeiger* 44: 153-158.
- Delgado MM & Penteriani V. 2008. Behavioral states help translate dispersal movements into the spatial distribution patterns of floaters. *The American Naturalist* 172: 475-485.
- Delibes M, Calderón J & Hiraldo F. 1975: Selección de presa y alimentación en España del Águila real (*Aquila chrysaetos*). *Ardeola* 21: 285-303.
- Delibes-Mateos M. 2007. Relaciones entre los cambios poblacionales del conejo, la gestión cinegética, el hábitat y los depredadores: implicaciones para su conservación. Tesis doctoral, Universidad de Castilla La Mancha, España.
- Delibes-Mateos M, Redpath SM, Angulo E, Ferreras P & Villafuerte R. 2007. Rabbits as a keystone species in southern Europe. *Biological Conservation* 137: 149-156.
- Del Moral JC (ed.). 2009. *El águila real en España. Población reproductora en 2008 y método de censo*. SEO/BirdLife, Madrid.
- Díaz J. 2004. Los avatares de las águilas reales jóvenes. *Quercus* 223: 16-18.
- Fagan WF. 1997. Introducing a 'boundary-flux' approach to quantifying insect diffusion rates. *Ecology* 78: 579-587.
- Ferguson-Lees J & Christie DA. 2001. *Raptors: birds of prey of the world*. A & C Black Pub. Ltd. London.
- Ferrer M. 1993. Juvenile dispersal behaviour and natal philopatry of a long-live raptor, the Spanish Imperial Eagle *Aquila adalberti*. *Ibis* 135: 132-138.
- Ferrer M. 2001. *The Spanish imperial Eagle*. Lynx edicions, Barcelona.
- Ferrer M & Harte M. 1997. Habitat selection by immature Spanish imperial eagles during the dispersal period. *Journal of Animal Ecology* 34: 1359-1364.
- Forsman D. 1999. *The Raptors of Europe and The Middle East . A Handbook of Field Identification*. T & AD Poyser, London.
- Fuller MR & Mosher JA. 1981. Methods of detecting and counting raptors: a review. *Studies in Avian Biology* 6: 235-246.
- Gil-Sánchez JM, Molino-Garrido F & Valenzuela-Serrano G. 1994. Parámetros reproductivos y alimentación del Águila real (*Aquila chrysaetos*) y del Águila perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en la provincia de Granada. *Aegyptus* 12: 47-51.
- Gil-Sánchez JM, Moleón M, Otero M & Bautista J. 2004. A nine-year study of successful breeding in a Bonelli's eagle population in southeast Spain: a basis for conservation. *Biological Conservation* 118: 685-694.
- González LM, Heredia B, González JL & Alonso JC. 1989. Juvenile dispersal of Spanish Imperial Eagles. *Journal of Field Ornithology* 60:369-379.

- Horn HS. 1983. Some theories about dispersal. En: IR Swingland & PJ Greenwood (eds.). *The ecology of animal movement*. Pp5-59. Oxford University Press, Oxford.
- Kot M, Lewis MA & van den Driessche P. 1996. Dispersal data and the spread of invading organisms. *Ecology* 77: 2027-2042.
- López-López P, García-Ripollés C, Aguilar JM, García-López F & Verdejo J. 2006. Modelling breeding habitat preferences of Bonelli's eagle (*Hieraaetus fasciatus*) in relation to topography, disturbance, climate and land use at different spatial scales. *Journal of Ornithology* 147: 97-106.
- Madroño A, González C & Atienza JC (eds.). 2004. *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad.SEO/BirdLife, Madrid.
- Mañosa S & Real J. 2001. Potential negative effects of collisions with transmission lines on a Bonelli's eagle population. *Journal of Raptor Research* 35: 247-252.
- Mañosa S, Real J & Codina J. 1998. Selection of settlement areas by juvenile Bonelli's eagle in Catalonia. *Journal of Raptor Research* 32: 208-214.
- McCarthy MA. 1997. Competition and dispersal from multiple nests. *Ecology* 78: 873-883.
- Moleón M. 2006. El águila perdicera en Andalucía. En: JC del Moral (ed.): *El águila perdicera en España. Población en 2005 y método de censo*. Pp 24-49. SEO/BirdLife. Madrid.
- Moleón M, Bautista J, Garrido JR, 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 rapaces. *Ardeola* 54(2): 319-325.
- Moleón M, Bautista J, Sánchez-Zapata JA & Gil-Sánchez JM. 2009. Diet of non-breeding Bonelli's eagles *Hieraaetus fasciatus* at settlement areas of southern Spain. *Bird Study* 56 (1): 142-146.
- Newton I. 1979. *Population ecology of Raptors*. T. and A.D. Poyser, Berkhamsted.
- Omland KS & Hoffman SW. 1996. Seasonal, diet and spatial dispersion patterns of Golden Eagle migration in Southern Montana. *Condor* 98: 633-636.
- Ontiveros D. 1999. Selection of nest cliff by Bonelli's eagle (*Hieraaetus fasciatus*) in southeastern Spain. *Journal of Raptor Research* 33: 110-116.
- Ontiveros D & Pleguezuelos JM. 2003. Physical, environmental and human factors influencing breeding success of Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus* in Granada (SE Spain). *Biodiversity and Conservation* 12: 1193-1203.
- Ontiveros D, Pleguezuelos JM & Caro J. 2005. Prey density, prey detectability and food habits: the case of Bonelli's eagle and the conservation measures. *Biological Conservation* 123: 19-25.
- Ontiveros D, Real J, Balbontín J, Carrete M, Ferrero E, Ferrer M, Mañosa S, Pleguezuelos JM & Sánchez-Zapata JA. 2004. Biología de la conservación del águila-azor perdicera *Hieraaetus fasciatus* en España: investigación científica y gestión. *Ardeola* 51 (2): 459-468.
- Palomares F. 2001. Comparison of 3 methods to estimate rabbit abundance in a Mediterranean environment. *Wildlife Society Bulletin* 29: 578-585.
- Parellada X. 1984. Variació del plomatge i identificació de l'aliga cuabarrada (*Hieraaetus fasciatus fasciatus*). *Rapinyaires Mediterranis II*: 70-79. CRPR, Barcelona.
- Penteriani V & Delgado MM. 2009. Thoughts on Natal Dispersal. *Journal of Raptor Research* 43(2): 90-98.

- Penteriani V, Otalora F & Ferrer M. 2005. Floater survival affects population persistence. The role of prey availability and environmental stochasticity. *Oikos* 108: 523-534.
- Real J, Grande JM, Mañosa S & Sánchez-Zapata JA. 2001. Causes of death in different areas for Bonelli's eagle *Hieraetus fasciatus* in Spain. *Bird Study* 48: 221-228.
- Real J & Mañosa S. 2001. Dispersal of juvenile and immature Bonelli's Eagle in northeastern Spain. *Journal of Raptor Research* 35(1): 9-14.
- Real J & Mañosa S. 1997. Demography and conservation of western European Bonelli's Eagle (*Hieraetus fasciatus*) populations. *Biological Conservation* 79: 59-66.
- Sánchez-Zapata JA & Calvo JF. 1999: Raptors distribution in relation to landscape compositions in semi-arid Mediterranean habitats. *Journal of Applied Ecology* 36: 254-262.
- Serrano D, Tella JL, Forero MG & Donazar JA. 2001. Factors affecting breeding dispersal in the facultatively colonial Lesser Kestrel: individual experience vs. conspecific cues. *Journal of Animal Ecology* 70: 568-578.
- Soutullo A, López-López P & Urios V. 2008b. Incorporating spatial structure and stochasticity in endangered Bonelli's eagle's population models: implications for conservation and management. *Biological Conservation* 141 (4): 1013-1020.
- Soutullo A, Urios V, Ferrer M & López-López P. 2008a. Habitat use by juvenile Golden Eagles *Aquila chrysaetos* in Spain. *Bird Study* 55: 236-240.
- Soutullo A, Urios V, Ferrer M & Penarrubia SG. 2006. Post-fledging behaviour in Golden Eagles *Aquila chrysaetos*: onset of juvenile dispersal and progressive distancing from the nest. *Ibis* 148: 307-312.
- Swingland JR. 1983. Intraspecific differences in movement. En: JR Swingland & PJ Greenwood (eds.): *The ecology of Animal Movement*. Pp. 102-115. Clarendon Press, Oxford.
- Valverde JA. 1967. *Estructura de una comunidad de vertebrados terrestres*. Monografías de la Estación Biológica de Doñana. CSIC, Madrid.
- Viñuela J. 1997. Road transects as a large-scale census method for raptors: the case of the Red Kite *Milvus milvus* in Spain. *Bird Study* 44:155-165.
- Walters JR. 2000. Dispersal behavior: an ornithological frontier. *Condor* 102: 479-481.
- Watson J. 1997. *The Golden Eagle*. T & AD Poyser, London.
- Whitfield DP, Fielding AH, McLeod DRA & Haworth PF. 2004. Modelling the effects of persecution on the population dynamics of golden eagles in Scotland. *Biological Conservation* 119: 319-333.

**9. RECOMENDACIONES PARA LA GESTIÓN DEL ÁGUILA
PERDICERA EN LA PENÍNSULA IBÉRICA QUE EMANAN DEL
PRESENTE ESTUDIO**

La biología de la conservación es una ciencia multidisciplinar que se ha desarrollado en respuesta a la actual crisis de la diversidad biológica (Wilson 1994, Groom et al. 2006, Primack & Ros 2002). Tiene como objetivos fundamentales investigar y describir la diversidad biológica en todas sus formas (variabilidad genética, comunidades o funciones ecosistémicas), entender los efectos de la actividad humana sobre las especies, comunidades y ecosistemas, y por último desarrollar métodos interdisciplinarios prácticos encaminados a la protección y recuperación de la diversidad biológica (Ehrenfeld 2000, Primack & Ros 2002). Es necesario tomar decisiones sobre los problemas de conservación de una determinada especie, población o ecosistema, a menudo con escasa información y una gran presión de tiempo. En este sentido, la biología de la conservación intenta dar respuesta a preguntas específicas aplicables a situaciones reales (Primack & Ros 2002). Muchas de estas respuestas son ya una prioridad en algunos planes gubernamentales de conservación.

El águila perdicera se ha beneficiado de manera importante de los Proyectos Life, creados por la Unión Europea en 1992 para financiar la conservación y protección del medio ambiente. Se han concedido cerca de 11 millones de euros en 22 proyectos diferentes para proteger y recuperar a esta especie en Europa (<<http://ec.europa.eu/environment/life/index.htm>>). La mayoría de los proyectos se han realizado en la península Ibérica (16), donde se invirtió un total de 9.710.218 €; en ocho de estos la única especie objeto de conservación fue el águila perdicera, con un presupuesto total de 3.611.124 € (<<http://ec.europa.eu/environment/life/index.htm>>). Sin embargo, muchos de estos proyectos se han realizado en las áreas poco favorables para la especie (poblaciones sumidero), donde se ha registrado mayor declive poblacional (Román et al. 2005). Estos autores ven necesario que las inversiones en proyectos de conservación o recuperación en poblaciones sumidero se complementen con otros planes en áreas favorables (poblaciones fuente) ya que se ayudaría a persistencia de poblaciones en áreas no favorables gracias a los procesos de dispersión. También existe un plan de acción internacional de la Comisión Europea, “Action plan for the conservation of Bonelli's Eagle (*Hieraetus fasciatus*)”, cuyo objetivo a corto plazo es mantener la poblaciones europeas, y a medio y largo plazo incrementar la población para favorecer la recolonización de territorios abandonados (Arroyo & Ferreira 2001).

España cuenta con un grupo de trabajo específico dependiente del Ministerio de Medio Ambiente Rural y Marino donde se hace una revisión continúa sobre la situación

de la especie en España y se debaten las medidas de conservación más apropiadas (Real 2004). Al estar el águila perdicera dentro del Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, la legislación española obliga a las distintas comunidades autónomas donde esté presente la especie, a la elaboración de planes con medidas específicas para su conservación. Hasta ahora sólo La Rioja (Decreto 19/1999), Navarra (Decreto foral 15/1996), el País Vasco (Orden Foral 612/2001), y Castilla y León (Decreto 83/2006, de 23 de noviembre), cuentan con dichos planes; y en el caso de Andalucía y Extremadura cuentan con otros planes de actuación. El resto de comunidades autónomas no los tienen (Castilla La Mancha o Comunidad Valenciana), o están en fase de borrador (Aragón, Castilla y León, Cataluña, Madrid y Murcia). La especie sí cuenta con un programa de seguimiento en la mayoría de las Comunidades Autónomas (Real 2004).

En general, las medidas de gestión y conservación propuestas hasta ahora para el águila perdicera se basan en los numerosos estudios científicos realizados sobre sus requerimientos ecológicos y los factores de amenaza. Las más relevantes sugeridas van encaminadas primero a reducir la mortalidad (eliminar la persecución directa y la electrocución); y en segundo lugar a la conservación o mejora de sus territorios de nidificación, dispersión y alimentación, mediante la gestión y mejora del hábitat y especies presa, así como de la legislación (Real et al. 1996a, b, Real & Mañosa 1997, Arroyo & Ferreiro 2001, Carrete et al. 2002a, Ontiveros et al. 2005, Ontiveros et al. 2004, Real 2004; Martínez et al. 2008, Soutullo et al. 2008, López-López et al. 2009). También se han planteado medidas coordinadas entre distintas comunidades autónomas, así como una mayor investigación aplicada a la conservación (Ontiveros et al. 2004, Real 2004, López-López et al. 2009). Por último, se han propuesto otras medidas más puntuales, por ejemplo, el aporte artificial de presas (Real & Bros 1984).

A continuación se hace una revisión de las medidas propuestas hasta ahora para la conservación y gestión del águila perdicera por otros autores, y se exponen las que se desprenden de los resultados de la presente memoria de tesis.

Eliminación de la mortalidad por persecución directa

Con el fin de aumentar la supervivencia de los adultos y juveniles se ha propuesto: i) una concienciación de los colectivos implicados en la persecución directa de la especie, cazadores y columbicultores, por ejemplo a través de campañas de divulgación sobre la situación de la especie (Ontiveros 2000); ii) mayor vigilancia en determinadas zonas sensibles a la eliminación de ejemplares (expolio de nidos, disparos, envenenamiento,

etc.) (Arroyo & Ferreiro 2001); iii) sanciones más severas a los infractores, sobretodo en áreas con mayor persecución humana (Real & Mañosa 1997, Arroyo & Ferreiro 2001, Carrete et al. 2002a, Gil-Sánchez et al. 2004); iv) prohibición de la actividad cinegética en aquellos cotos donde se haya corroborado la eliminación de ejemplares (Arroyo & Ferreiro 2001); y v) control de la columbicultura deportiva y regulación adecuada de las actividades con palomos deportivos (Carrete et al. 2002a, Real 2004).

De los resultados del Capítulo 3 de la presente tesis doctoral se desprende que las áreas de dispersión juvenil del águila perdicera en el sur ibérico están en importantes comarcas cinegéticas, y todas ellas se localizan en terrenos acotados para la caza. Así, la reducción de la mortalidad de la población preadulta en estas áreas debe apoyarse en:

- Una mayor vigilancia en cotos de caza ubicados en área de dispersión juvenil, sobretodo durante meses de agosto a marzo, que es cuando se concentran un mayor número de preadultos (Capítulo 5).
- Realizar campañas de concienciación en aquellas áreas de dispersión donde la caza y columbicultura tengan cierta relevancia, incidiendo en la importancia de la conservación de la especie entre cazadores y colomófilos.
- Creación de programas de ayuda que reduzcan los posibles conflictos con el sector cinegético. La presencia de un área de dispersión juvenil en un determinado coto puede ser una señal del buen estado de conservación que presentan las poblaciones de conejo y perdiz roja. Por tanto, los cotos cinegéticos ubicados en áreas de dispersión podrían ser de alguna manera compensados o valorados. Es importante una legislación adecuada para proteger las rapaces y sus hábitats, pero cuando estas tienen un impacto en un determinado recurso, por el ejemplo en las especies cinegéticas, sólo las medidas de protección o prohibición pueden ser inefectivas (Arroyo et al. 2004). Así la legislación de protección sobre una especie debe ser apoyada también con programas que ayuden a reducir los posibles conflictos (Stroud 2003).

Tendidos eléctricos

Se pretende implantar una legislación estatal básica sobre tendidos eléctricos que implique la colocación de torretas con diseños no peligrosos (Arroyo & Ferreiro 2001, Real 2004). En este sentido, a nivel nacional, ya se aprobó el Real Decreto 263/2008 de 22 de febrero, por el cual se establecen mediadas de carácter técnico en líneas eléctricas

de alta tensión con objeto de proteger la avifauna. No obstante, es necesaria la localización y corrección de tendidos eléctricos peligrosos ya instalados, tanto en áreas de reproducción como de dispersión, algo que todavía dista mucho de completarse (Real & Mañosa 1997, Mañosa & Real 2001, Gil-Sánchez et al. 2004, Ontiveros et al. 2004, Moleón et al. 2007, Soutullo et al. 2008). Más del 60 % de las muertes causadas por tendidos eléctricos en la península Ibérica se producen en el centro peninsular (Real et al. 2001). En Andalucía, donde las medidas preventivas de electrocución empezaron a ser introducidas en la década de los 80 del pasado siglo (Ferrer & Hiraldo 1992, Negro & Ferrer 1995), las incidencias de las aves rapaces con las líneas eléctricas es más baja que en otras regiones (Real et al. 2001). También esta causa de amenaza es de menor incidencia para el águila perdicera en el norte de España, donde las parejas nidifican en áreas despobladas (Fernández et al. 1998), con pocas líneas eléctricas (Real et al. 2001).

De los resultados Capítulo 5 de esta memoria se deduce que algunas áreas de dispersión del sur peninsular son utilizadas simultáneamente por el águila perdicera y real, y por otras muchas rapaces también amenazadas. La corrección de tendidos eléctricos favorecería no sólo a estas dos rapaces, también al resto de rapaces presentes. En este sentido, en áreas de dispersión del águila perdicera en Andalucía, se ha comprobado que la corrección y aislamiento de tendidos eléctricos elimina la electrocución de un gran número de rapaces (Moleón et al. 2007).

Gestión de especies cinegéticas y mejora del hábitat

La medida se basa en que ciertas alteraciones de las condiciones naturales de los ecosistemas (p. ej. disponibilidad de presas), repercute en los parámetros demográficos y procesos de dispersión de la especie (Ontiveros 1999, Ontiveros & Pleguezuelos 2000, 2003, Carrete et al. 2002a, 2002b).

Para el águila perdicera las medidas de manejo del hábitat buscan principalmente el reforzamiento poblacional de sus principales presas (Ontiveros et al. 2004, Real 2004). Es necesario mantener los hábitats adecuados en áreas de nidificación y de dispersión, para garantizar la disponibilidad de recursos tróficos que precisan las águilas, conservando las poblaciones de presa en el sur peninsular y mejorando las del norte (Ontiveros et al. 2004, Real 2004). Esto es especialmente importante en las áreas de dispersión (Mañosa et al. 1998, Moleón et al. 2009), ya que la mejora del hábitat en zonas de dispersión que estén próximas a zonas de reproducción reduce la distancia de

dispersión y el riesgo de mortalidad, por tanto se incrementa el reclutamiento en poblaciones en riesgo (Real & Mañosa 1997).

Aunque la distribución y el éxito reproductor de las parejas de águila perdicera del sur ibérico son independientes de la abundancia de sus presas principales (Ontiveros & Pleguezuelos 2000), los resultados obtenidos en el Capítulo 3 y 4 muestran cómo la localización de la fracción dispersante de la especie no lo es. De esta forma, la presencia en las áreas de dispersión está sujeta a la mayor disponibilidad del conejo y la perdiz, coincidiendo con otros estudios previos realizados en el sur y noreste peninsular (Mañosa et al. 1998, Balbontín 2005). Además se ha relacionado una mayor abundancia del conejo con una mayor presencia de preadultos de águila perdicera en áreas de dispersión, siendo este el componente principal de su dieta (Moleón et al. 2009, Capítulo 4). Por tanto, son necesarias medidas que mantengan o incrementen la disponibilidad de presas en estas áreas.

Por la importancia socioeconómica y ecológica que tienen el conejo y la perdiz roja (Lucio 1991, Villafuerte et al. 1998 Delibes 2007, Casas 2008) pueden desempeñar la función de especie “clave” en un determinado ecosistema, y sustentar a un gran número de predadores naturales (Valkama et al. 2005, Delibes-Mateos et al. 2007). Muchas de las acciones encaminadas a la mejora y conservación de sus poblaciones, puedan resultar beneficiosas para el águila perdicera y para otras muchas especies que incluyen en su dieta al conejo y la perdiz. Así, la gestión del hábitat debe favorecer el aumento de las poblaciones de estas dos presas principales (Real & Mañosa 1997, Mañosa et al. 1998, Real et al. 2000, Carrete et al. 2002a, Gil-Sánchez et al. 2004, Real 2004, Capítulo 3 y 4), a través de varios aspectos:

- Favoreciendo claros de vegetación, paisajes en mosaico, en esencia recuperar los usos tradicionales con el fin de mejorar la disponibilidad (abundancia y detectabilidad) de presas (Ontiveros et al. 2004, Ontiveros et al. 2005, capítulo III). Incremento y/o mantenimiento de las lindes entre cultivos agrícolas.
- El manejo del hábitats es una herramienta efectiva para reforzar las poblaciones de conejo (Catalán et al. 2008), y usualmente incluyen también la construcción de majanos (cúmulos de piedras) artificiales (Kolb 1994, Angulo 2003).
- Debe de vigilarse el cumplimiento de la legislación vigente, exigiendo la ubicación de la reservas de caza de los cotos en las zonas con mayor densidad o productividad de perdiz y conejo, con el fin de que actúen como “áreas fuente”,

en lugar de situarla en zonas marginales que realmente no tienen ningún efecto sobre las poblaciones de especies de caza menor (Casas 2008).

- Es también importante considerar la presión cinegética en cotos de caza que estén en áreas de dispersión, es decir que las tasas de captura por parte del ser humano de especies cinegéticas que sean presas típicas del águila perdicera, se fijen en función de su abundancia anual (Real 2004).

Por otro lado, en los Capítulos 1 y 2 se muestra una selección positiva hacia las ramas de pino resinero (*Pinus pinaster*) para aportarlo como material verde del nido en el periodo de incubación y estancia de los pollos en el nido; y cómo estas ramas reducen la presencia de ectoparásitos y pueden incrementar la productividad de las parejas. Habida cuenta del efecto que las ramas de pino resinero (*Pinus pinaster*) pueden tener en el éxito reproductor de las parejas, proponemos se tenga en cuenta para nunca erradicar por completo las masas forestales de este pino en áreas con presencia de águila perdiera.

Protección de las áreas de nidificación y dispersión

El águila perdicera es una especie carismática y representativa de los ecosistemas mediterráneos, y puede ser considerada como una especie emblemática o especie paraguas (Carrete et al. 2002a); las medidas de conservación propuestas para esta especie pueden afectar de manera positiva a otras (Moleón et al. 2007).

Todas las áreas de nidificación y áreas de dispersión conocidas deben gozar de suficiente protección para impedir una transformación irreversible del hábitat en sus territorios por actividades humanas (urbanización, infraestructuras, parques eólicos o solares, etc.) (Ontiveros 1999, Real 2004, Balbontín 2005, Martínez et al. 2008, Capítulo 3). En la Comunidad Valenciana, donde el número de territorios de nidificación dentro de la red de áreas protegidas es bajo, se sugiere aumentar la superficie de hábitat potencial para el establecimiento de parejas incluido en estas áreas (López-López et al. 2007).

Las obras públicas deberían evitarse, particularmente en la proximidad de los roquedos de nidificación más pequeños, tanto de los ocupados (para evitar su abandono) como en los abandonados (para favorecer la recolonización) (Ontiveros et al. 2004). Con el fin de evitar molestias durante la reproducción es preciso: i) un control del acceso a menos de un kilómetro de los nidos; ii) prescindir de las actividades forestales a menos de 2 km de los nidos, y iii) regular las actividades recreativas potencialmente

peligrosas (escalada, senderismo, etc.) en la proximidad de los nidos (Arroyo & Ferreiro 2001).

En algunas comunidades autónomas, como en Andalucía o Castilla La Mancha, ya hacen un control de algunas parejas que sufren más presión humana con el fin de evitar molestias durante el periodo de la reproducción. En las proximidades de los cortados de nidificación se limita el acceso o la realización de determinadas actividades que generen molestias (obras de ingeniería civil, canteras, etc.), y se hace vigilancia continuada de nidos.

Al preservar las actuales zonas de nidificación, se ha de considerar todos los nidos de un territorio como unidad funcional (Ontiveros & Pleguezuelos 2003, Ontiveros et al. 2004). En el Capítulo 1 se pone de manifiesto la importancia de la presencia de nidos alternativos, y la necesidad de preservar los entornos de todos los nidos existentes en un territorio como estrategia de conservación del águila perdicera. La presencia de varios nidos en un mismo territorio permiten a las parejas evitar la competencia por el nido y es un mecanismo antiparásitos (Capítulo 1 y 2). Esto favorece un mayor éxito reproductor de las poblaciones, y el aumento de la población preadulta, la cual en el águila perdicera juega un papel clave para determinar la tendencia global de la población (Soutullo et al. 2008).

También es preciso localizar y dotar de alguna figura de protección a las áreas de dispersión más importantes (Arroyo & Ferreiro 2001, Soutullo et al. 2008, Capítulo 3 y 5), al ser áreas clave durante la etapa preadulta tanto del águila perdicera como del águila real (capítulo 3 y 5). Se debe evitar toda modificación del hábitat en las zonas de dispersión que puedan ocasionar la pérdida de estas áreas.

Legislación adecuada

Se hace necesario promover políticas nacionales e internacionales para asegurar la conservación del águila perdicera y sus hábitats por medio de políticas agrarias que impulsen el mantenimiento de los sistemas agrícolas tradicionales (Arroyo & Ferreiro 2001, ver apartado de “Gestión de especies cinegéticas y mejora del hábitat”).

Medidas conjuntas entre comunidades autónomas

Muchos de los esfuerzos de conservación para proteger o recuperar a esta especie se centran en proteger a la fracción reproductora (López-López et al. 2009). En contraste hasta ahora son pocos los esfuerzos de conservación que se centran en la dispersión

juvenil, o en mantener la conectividad entre distintas áreas de reproducción (López-López et al. 2009). Los distintos núcleos de reproducción y dispersión no deben considerarse entidades demográficas independientes, ya que se encuentran relacionados por mecanismos de dispersión y migración, y las amenazas que tenga un determinado núcleo reproductor puede tener consecuencias en otro núcleo alejado (Ontiveros et al. 2004, Carrete et al. 2002a, López-López et al. 2009). Esto indica la necesidad de estrategias de conservación a gran escala, tanto en el espacio como en el tiempo (Ontiveros et al. 2004, Gil-Sánchez et al. 2004, Carrete et al. 2002a, Cadahía et al. 2005, López-López et al. 2009).

Investigación aplicada a la conservación

Entre las líneas de investigación que se consideran importantes para la conservación del águila perdicera en España destacan: i) selección de hábitat por parte de adultos, con el fin de reconocer cuales son hábitats y sitios prioritarios para esta fracción de la población y promover su conservación; ii) estudio de los parámetros demográficos así como las relaciones de interdependencia entre subpoblaciones, para establecer planes de conservación interregionales; iii) profundizar en el conocimiento de la dispersión de los jóvenes en toda la Península Ibérica, selección de áreas de dispersión, relación con las poblaciones de reclutamiento, localización de áreas con alta tasa de mortalidad, etc.; iv) seguimiento poblacional coordinado en las distintas comunidades autónomas (Arroyo & Ferreiro 2001, Carrete et al. 2002a, Real 2004, Balbontín 2005, Sotullo et al. 2008, Capítulo 5).

El conocimiento preciso de las áreas de dispersión juvenil o los movimientos de dispersión suministra oportunidades para la conservación de las especies y el manejo de los hábitats (Panteriani & Delgado 2009). Es recomendable localizar y realizar seguimientos a largo plazo en los territorios de reproducción (Gil-Sánchez et al. 2004, del Moral 2006), pero también en las áreas de dispersión juvenil (Capítulo 5). Para localizar y hacer un seguimiento de las poblaciones dispersantes sería suficiente con efectuar transectos en hábitats adecuados; fuera de los territorios de cría y con alta densidad de presas; en los meses de máxima afluencia de preadultos, agosto a noviembre para águila perdicera y octubre a enero para águila real (Capítulo 5).

Otras medidas de conservación

En algunos proyectos de conservación se ha intentado contrarrestar la disminución de sus presas naturales con el aporte artificial de presas en los territorios de las poblaciones en regresión de Cataluña (Real & Bros 1984). Tras el aporte artificial de 444 presas, se consiguió una productividad media de 0,8 pollos/pareja al año. Teniendo en cuenta la elevada mortalidad de los juveniles en dispersión, el esfuerzo económico y humano de este tipo de actuaciones, y su ineficacia de conservación a largo plazo, estas acciones no han sido usadas como estrategia de conservación (Ontiveros 2010). No obstante, esta medida podría contemplarse de manera puntual en aquellas áreas de dispersión juvenil donde se constata una disminución repentina y acusada de las especies de conejo y perdiz, y comprobar su efectividad (capítulo 4). Sería suficiente con aportar presas en el periodo de estancia de los preadultos en las áreas de dispersión desde agosto hasta marzo (capítulo 5).

En aquellas áreas donde el águila perdicera coexiste con el águila real se deben proponer medidas de conservación conjuntas, debido a que las dos especies poseen requerimientos ecológicos muy similares (Moreno-Rueda et al. 2009).

9.1 Referencias

- Angulo E. 2003. Factores que afectan a la distribución y abundancia del conejo en Andalucía. Tesis doctoral, Universidad Complutense de Madrid, España.
- Arroyo B & Ferreiro (eds.). 2001. European Union Species Action Plan for Bonelli's Eagle (*Hieraaetus fasciatus*). En: N Schäffer & U Gallo-Orsi (eds.): *European Union action plans for eight priority bird species*. Comisión Europea. Bruselas.
- Arroyo B, Redpath S & Viñuela J. 2004. Conflicts in raptor Conservation: an overview. En: Chancellor RD & Meyburg BU (eds.): *Raptors Worldwide*. Pp. 307-315. WWGBP/MME.
- Balbontín J. 2005. Identifying suitable habitat for dispersal in Bonelli's eagle: An important issue halting its decline in Europe. *Biological Conservation* 126: 74-83.
- Cadahía L, Urios V & Negro JJ. 2005. Survival and movements of satellite-tracked Bonelli's Eagles *Hieraaetus fasciatus* during their first winter. *Ibis* 147: 415-419.
- Carrete M, Sánchez-Zapata J, Martínez JE & Calvo JF. 2002a. Predicting the implications of conservation management: a territorial occupancy model of Bonelli's eagle in Murcia, Spain. *Oryx* 36 (4): 349-356.
- Carrete M, Sánchez-Zapata J, Martínez JE, Sánchez MA & Calvo JF. 2002b. Factors influencing the decline of a Bonelli's eagle population *Hieraaetus fasciatus* in southeastern Spain: demography, habitat or competition? *Biodiversity and Conservation* 11: 975-985.

- Casas F. 2008. Gestión agraria y cinegética: efectos sobre la perdiz roja en aves esteparias protegidas. Tesis doctoral, Universidad de Castilla La Mancha, España.
- Catalán I, Rodríguez-Hidalgo P & Tortosa FS. 2008. Is habitat Management an effective tool for wild Rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) population reinforcement? *European Journal of Wildlife Research* 54: 449-453.
- Del Moral JC (ed.). 2006. *El águila perdicera en España. Población en 2005 y método de censo*. SEO/birdlife, Madrid.
- Delibes-Mateos M. 2007. Relaciones entre los cambios poblacionales del conejo, la gestión cinegética, el hábitat y los depredadores: implicaciones para su conservación. Tesis doctoral, Universidad de Castilla La Mancha, España.
- Delibes-Mateos M, Redpath SM, Angulo E, Ferreras P & Villafuerte R. 2007. Rabbits as a keystone species in southern Europe. *Biological Conservation* 137:149-156.
- Ehrenfeld DW. 2000. War and peace and conservation biology. *Conservation Biology* 14: 105-112.
- Fernández A, Román J, De la Torre JA, Ansola LM, Santamaría J, Ventosa R, Román F & Palma C. 1998. Demografía y conservación de una población de águilas perdicera *Hieraetus fasciatus* en declive. En: RD Chancellor, BU Meyburg & JJ Ferrero (eds.): *Holarctic Birds of Prey*. Pp. 305-321. Adenex-WWGBP, Badajoz.
- Ferrer M & Hiraldo F. 1992. Man-induced sex-biased mortality in the Spanish Imperial Eagle. *Biological Conservation* 60: 57-60.
- Gil-Sánchez JM, Moleón M, Otero M & Bautista J. 2004. A nine-year study of successful breeding in a Bonelli's eagle population in southeast Spain: a basis for conservation. *Biological Conservation* 118: 685-694.
- Groom MJ, Meffe GK & Carrol R. 2006. *Principles of Conservation Biology, 3th edition*. Sinauer Associates, Inc, Sunderland.
- Kolb HH. 1994. The use of cover and burrows by a population of rabbits (Mammalia: *Oryctolagus cuniculus*) in eastern Scotland. *Journal of Zoology* 233: 9-17.
- López-López P, García-Ripollés C, Soutullo A, Cadahia L & Urios V. 2007. Are important bird areas and special protected areas enough for conservation?: the case of Bonelli's eagle in a Mediterranean area. *Biodiversity and Conservation* 16 (13): 3755-3780.
- López-López P, Soutullo A, García-Ripollés C, Urios V, Cadahía L & Ferre M. 2009. Markov models of territory occupancy implications for the management and conservation of competing species. *Biodiversity and Conservation* 18 (5): 1389-1402.
- Lucio A. 1991. Ordenación y gestión en caza menor. En: A Fuentes, I Sánchez & L Pajuelo (eds.): *Manual de ordenación y gestión cinegética*. Pp. 219-255. Ifeba, Badajoz.
- Mañosa S & Real J. 2001. Potential negative effects of collisions with transmission lines on a Bonelli's eagle population. *Journal of Raptor Research* 35: 247-252.
- Mañosa S, Real J & Codina J. 1998. Selection of settlement areas by juvenile Bonelli's eagle in Catalonia. *Journal of Raptor Research* 32: 208-214.
- Martínez JA, Calvo JF, Martínez JE, Zuberogoitia I, Zabala J & Redpath SM. 2008. Breeding performance, age effects and territory occupancy in a Bonelli's eagle *Hieraetus fasciatus* population. *Ibis* 150 (2): 223-233.
- Moleón M, Bautista J, Garrido JR, 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 rapaces. *Ardeola* 54(2): 319-325.

- Moleón M, Bautista J, Sánchez-Zapata JA & Gil-Sánchez JM. 2009. Diet of non-breeding Bonelli's eagles *Hieraaetus fasciatus* at settlement areas of southern Spain. *Bird Study* 56 (1): 142-146.
- Moreno-Rueda G, Pizarro M, Ontiveros D & Pleguezuelos JM. 2009. The coexistence of the eagles *Aquila chrysaetos* and *Hieraaetus fasciatus* increases with low human population density, intermediate temperature, and high prey diversity. *Annales Zoologici Fennici* 46: 283-290.
- Negro JJ & Ferrer M. 1995. Mitigating measures to reduce electrocution of birds on power lines: a comment on Bevanger's review. *Ibis* 137: 136-137.
- Ontiveros D. 1999. Selection of nest cliff by Bonelli's eagle (*Hieraaetus fasciatus*) in southeastern Spain. *Journal of Raptor Research* 33: 110-116.
- Ontiveros D. 2000. Ecología de una población de Águila Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) del sureste ibérico: plan de conservación. Tesis doctoral. Universidad de Granada, España.
- Ontiveros D. 2010. Águila perdicera – *Hieraaetus fasciatus*. En: Carrascal LM & Salvador A (eds.): Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>.
- Ontiveros D & Pleguezuelos JM. 2000. Influence of prey densities in the distribution and breeding success of Bonelli's eagle (*Hieraaetus fasciatus*): management implications. *Biological Conservation* 93 (1): 19-25.
- Ontiveros D & Pleguezuelos JM. 2003. Physical, environmental and human factors influencing breeding success of Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus* in Granada (SE Spain). *Biodiversity and Conservation* 12: 1193-1203.
- Ontiveros D, Pleguezuelos JM & Caro J. 2005. Prey density, prey detectability and food habits: the case of Bonelli's eagle and the conservation measures. *Biological Conservation* 123: 19-25.
- Ontiveros D, Real J, Balbontín J, Carrete M, Ferrero E, Ferrer M, Mañosa S, Pleguezuelos JM & Sánchez-Zapata JA. 2004. Biología de la conservación del águila-azor perdicera *Hieraaetus fasciatus* en España: investigación científica y gestión. *Ardeola* 51 (2): 459-468.
- Penteriani V & Delgado MM. 2009. Thoughts on Natal Dispersal. *Journal of Raptor Research* 43(2): 90-98.
- Primack RB & Ros J. 2002. *A Primer of Conservation Biology, 2nd Edition*. Editorial Ariel, Barcelona.
- Real J. 2004. Águila-Azor Perdicera, *Hieraaetus fasciatus*. En: A Madroño, C González & JC Atienza (eds.): *Libro Rojo de las Aves de España*. Pp 154-157. Dirección General para la Biodiversidad-Seo/BirdLife, Madrid.
- Real J & Bros V. 1984. Estudios para lograr la recuperación del Águila perdicera en Cataluña. *Quercus* 14: 10-13.
- Real J, Grande JM, Mañosa S & Sánchez-Zapata JA. 2001. Causes of death in different areas for Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus* in Spain. *Bird Study* 48: 221-228.
- Real J & Mañosa S. 1997. Demography and conservation of western European Bonelli's Eagle (*Hieraaetus fasciatus*) populations. *Biological Conservation* 79: 59-66.
- Real J, Mañosa S, Cheylan G, Bayle P, Cugnase JM, Sánchez JA, Sánchez MA, Carmona D, Martínez JE, Rico L, Codina J, Del Amo R & Eguia S. (1996b). A preliminary approach to the European Bonelli's Eagle population decrease in Spain and France. En: BU Meyburg & RD Chancellor (eds.): *Eagle studies*. World Working Group on Birds of Prey and Owls, Berlin.

- Real J, Mañosa S & Codina J. 1996c. Estatus, demografía y conservación del Águila perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en el Mediterráneo. En: J. Muntaner & Mayol J (eds.): *Biología y Conservación de las Rapaces Mediterráneas, 1994*. Pp. 83-89. SEO BirdLife, Madrid.
- Real J, Mañosa S, Codina J & Del Amo R. (1996a). Primeros datos sobre dispersión del Águila perdicera. *Quercus*: 122: 25.
- Real J, Mañosa S & Muñoz E. 2000. Trichomoniasis in a Bonelli's eagle population in Spain. *Journal of Wildlife Diseases* 36: 64-70.
- Román A, Real R, Márcia A & Vargas M. 2005. Modelling the distribution of Bonelli's eagle in Spain: implications for conservation planning. *Biodiversity and Distribution* 111: 477-486.
- Soutullo A, López-López P & Urios V. 2008. Incorporating spatial structure and stochasticity in endangered Bonelli's eagle's population models: implications for conservation and management. *Biological Conservation* 141 (4): 1013-1020.
- Stroud DA. 2003. The status and legislative protection of birds of prey and their habitats in Europe. En: DBA Thompson, SM Redpath, AH Fielding, M Marquiss & CA Galbraith (eds.): *Birds of prey in changing environment*. Pp. 51-83. The Stationery Office, Edinburgh.
- Valkama J, Korpimäki E, Arroyo B, Beja P, Bretagnolle V, Bro E, Kenward R, Mañosa S, Redpath SM, Thirgood S & Viñuela J. 2005. Birds of prey as limiting factors of gamebird populations in Europe: a review. *Biological Reviews* 80: 171-203.
- Villafuerte R, Viñuela J & Blanco JC. 1998. Extensive predator persecution caused by population crash in a game species: the case of red kites and rabbits in Spain. *Biological Conservation* 84: 181-188.
- Wilson EO. 1984. *Biophilia*. Harvard University Press, Cambridge.

10. SÍNTESIS Y DISCUSIÓN DE LOS CAPÍTULOS

Entender los requerimientos ecológicos de las especies amenazadas con el fin de obtener conclusiones aplicables a la conservación y gestión de las mismas, es una prioridad que se ha asentado en todos los países con tradición investigadora. El águila perdicera es sin duda una de las rapaces mediterráneas que ha sufrido una mayor regresión poblacional en los últimos años y, en la mayoría de los casos, la acción humana parece ser la responsable de esta tendencia. Esta tesis doctoral ha tratado de avanzar en este sentido, centrándose en conocer algunos factores que pueden influir en el éxito reproductor de las parejas, así como aspectos de la ecología de los jóvenes durante la etapa de dispersión juvenil.

10.1 CAPÍTULO 1. *Función de los nidos alternativos en rapaces.*

El mantenimiento de nidos supone un importante gasto energético en su construcción o reparación (Newton 1979). Algunos nidos de rapaces son de dimensiones considerables, y se necesitan decenas de vuelos aportando material para su construcción (Collias & Collias 1984). Debe de existir alguna ventaja biológica para que los individuos de algunas rapaces mantengan o construyan varios nidos en su territorio. Hay varias hipótesis no excluyentes que tratan de explicar este comportamiento, aunque hasta ahora no han sido demostradas en rapaces rupícolas:

- 1- Los nidos son **señales territoriales** que evitan competencia intra- e interespecífica (Newton 1979).
- 2- Los nidos nuevos se construyen tras un fracaso reproductivo de la pareja y como consecuencia de la falta de obligaciones reproductivas (**nido de frustración**) (Postupalsky 1974, Brown 1976)
- 3- La presencia de nidos alternativos facilitan el cambio de lugar de nidificación si se producen molestias, o el nido es tomado por otra especie (**competencia por el nido**) (Newton 1979, Krüger 2002).
- 4- El uso alternativo de nidos, es un mecanismo para evitar a los parásitos que permanecen entre años en un mismo nido esperando su ocupación durante la temporada reproductiva de las aves (**mecanismo antiparasitario**) (Wimberger 1984).

En el contexto de estas cuatro hipótesis, en el capítulo 1 se ha analizado disponibilidad de lugares de nidificación, nidos existentes, distribución y orientación de los mismos, reutilización, composición vegetal, parásitos existentes y usurpación

interespecífica en relación al éxito reproductor. Los resultados de los diferentes análisis muestran que:

1.- El número de nidos por territorio es independiente de la disponibilidad de cortados de nidificación y de la densidad de reproductores en la región. Además, los nidos de un mismo territorio se localizan agrupados en los roquedos más favorables, marcando entre ellos un polígono que supone en promedio sólo el 0,068 % de la superficie del territorio de las parejas (7.677 ha; Ontiveros 1999, Mínguez et al. 2005).

2.- No existe relación entre el índice de fracasos reproductivos de cada pareja y el número de nidos existentes en su territorio; y los nidos nuevos se construyen en similar proporción tras los fracasos y los éxitos reproductivos.

3.- Los nidos alternativos son eficientes ante la competencia o predación. Algunas parejas que han sufrido la ocupación de sus nidos por parejas de halcón peregrino o águila real, y nidos en los que los pollos han sido depredados, no se han vuelto a utilizar. En estos casos, las parejas afectadas han criado con éxito en nidos alternativos en las siguientes temporadas reproductoras.

4.- Hemos mostrado cómo una alta tasa de cambio de nido incrementa el éxito reproductor, que éste se relaciona negativamente con el número total de dípteros ectoparásitos en nido, y que estos son menos frecuentes en nidos orientados al sur y con mayor porcentaje de pino fresco.

Difícilmente se podrán realizar estudios experimentales con especies como el águila perdicera, y aunque nuestros resultados derivan de un estudio observacional, proporcionamos las primeras evidencias de que **la competencia por el nido** y el **mecanismo antiparásito** serían las hipótesis que explicarían en el área de estudio la existencia de los nidos alternativos en los territorios del águila perdicera. La usurpación de nidos de rapaces rupícolas es relativamente frecuente (Fernández & Insausti 1990, Ewins et al. 1994, Hansell 2000) y en el área de estudio están presentes tres especies potencialmente competidoras, águila real, halcón peregrino y búho real. Sin embargo, debido a la existencia de otros nidos alternativos, el éxito reproductor del águila perdicera no se ve afectado por la competencia interespecífica en la ocupación de un determinado nido. Resultados similares se han encontrado en otra rapaz rupícola como el quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) (Margalida & García 1999).

La hipótesis del mecanismo antiparásito también explicaría la existencia de nidos alternativos, así como el aporte de material verde al nido durante todo el periodo reproductor (Newton 1979, Wimberger 1984, Lambrechts & Dos Santos 2000).

Nuestros resultados coinciden con estos estudios previos, puesto que las parejas con mayor tasa de cambio tienen mayor productividad anual. Además, algunas de las plantas utilizadas como material verde en los nidos de águila perdicera son ricas en componentes biocidas y su presencia, junto con una dirección del nido expuesta a la acción desparasitadora del sol (sureste), se relaciona con un menor número de ectoparásitos en nidos (ver apartado siguiente).

Por tanto, se pone de manifiesto como estrategia de conservación de especies amenazadas como el águila perdicera la importancia de la presencia de nidos alternativos, así como preservar los entornos de todos los nidos existentes en un territorio.

10.2 CAPÍTULO 2. *Material verde en nidos de águila perdicera.*

Algunas aves aportan material verde en el nido que no forma parte de su estructura; es colocado alrededor o en su interior (Brown & Amadon 1968, Beebe 1976, Collias & Collias 1984). Existen varias hipótesis no excluyentes que intentan explicar la funcionalidad de este comportamiento; entre ellas destaca la de ser un mecanismo para evitar ectoparásitos (Lafuma et al. 2001) o mejorar directamente la salud de los pollos, estimulando su sistema inmune y haciéndolos más resistentes a los parásitos (Gwinner et al. 2000).

En relación a esta hipótesis y a la luz de los resultados del capítulo primero, en el segundo capítulo hemos analizado i) si existe una selección positiva hacia las especies vegetales con mayor concentración de componentes biocida para ectoparásitos (“componentes secundarios de las plantas”, ver introducción); ii) si estos vegetales tienen algún efecto reduciendo el número de ectoparásitos (medido a través de un potencial incremento la productividad de las parejas).

Los resultados ponen de manifiesto que al igual que ocurre con otras especies de falconiformes de Europa y América (Wimberger 1984), hay una tendencia a que determinadas especies de árboles y matorral formen parte del material verde de los nidos de águila perdicera. Las principales especies son el pino y la encina; pero sólo existe una selección positiva respecto a su disponibilidad en el territorio hacia el pino resinero (*Pinus pinaster*). En general, las especies del pino son ricas en componentes aromáticos que tienen un efecto antiparasitario (Clark & Mason 1988, Guenther et al. 1995) y el pino resinero es rico en β -terpeno, un insecticida natural que actúa

negativamente sobre las larvas de los parásitos (Heikkinen & Hrutfiord 1965, Gomes da Silva et al. 2001).

También encontramos una relación significativa entre el porcentaje de pino resinero en los nidos, la presencia de larvas y el éxito reproductor de las parejas de águila perdicera. Así, los nidos que tienen más pino resinero en su composición, presentan menos carga parasitaria de larvas de dípteros (Género *Protocalliphora*), y una mayor productividad de pollos. Estas moscas tienen un impacto negativo en las aves, depositan los huevos en los nidos de estas, y las larvas resultantes se alimentan intermitentemente de restos de presas o de la sangre de los pollos, pudiendo causar su muerte o incrementar de manera notable el esfuerzo parental en la cría (Hurtrez-Boussès et al. 1998, Puchala 2004). También las mordeduras de algunos ectoparásitos pueden provocar infecciones en heridas, con la transmisión de enfermedades y de otros endoparásitos (Møller 1997).

Debido a que los parásitos disminuyen la eficacia biológica de sus hospedadores, la selección natural favorece la evolución de estrategias de defensa, como el sistema inmune, mecanismos físicos y fisiológicos, o respuestas comportamentales (Heeb et al. 1996, Møller & Erritzoe 1996, Hart 1997). Nuestros resultados coinciden con otros previos para otras aves que demuestran cómo el aporte de material verde ayuda a reducir la carga parasitaria en nidos y mejoran el éxito reproductor (Wimberger 1984, Merino & Potti, 1995, Hurtrez-Boussès et al. 1997). Además, exponemos por primera vez que existe por parte del águila perdicera una clara selección positiva hacia el pino resinero, rico en sustancias biocidas. Este debe ser, junto al uso de nidos alternativos y a la elección de ubicarlos en cortados rocosos orientados hacia el sureste (Ontiveros 1999, Ontiveros & Pleguezuelos 2003), un claro mecanismo comportamental que ayude a reducir los efectos negativos de los ectoparásitos en nido e incremente el éxito reproductor de las parejas.

10.3 CAPÍTULO 3. *Áreas de dispersión utilizadas por águila perdicera y águila real*

El periodo de dispersión tiene consecuencias importantes en las poblaciones de rapaces (Dieckmann et al. 1999). Frecuentemente durante este periodo los individuos preadultos de algunas grandes rapaces como el águila perdicera y el águila real tienden a localizarse fuera de los territorios de adultos en zonas que se denominan “áreas de dispersión juvenil”, donde permanecen durante un período de tiempo variable antes de

incorporarse a la población reproductora (Ferrer 1993, Mañosa et al. 1998, Morrison & Wood 2009). Hasta ahora, son escasos los estudios detallados sobre selección de hábitats durante la fase de dispersión (no obstante ver Mañosa et al. (1998), Balbontín (2005), Soutullo et al. (2008), y este periodo no suele considerarse adecuadamente en las estrategias de gestión y conservación de las dos especies.

En este capítulo se ha mostrado la existencia y características de áreas de dispersión para águila perdicera y águila real en el sur ibérico. Los diferentes análisis estadísticos empleados muestran cómo cuadrículas con presencia de preadultos, las llamadas áreas de dispersión juvenil, difieren significativamente de las cuadrículas con ausencia (áreas de no dispersión) en la densidad de conejos, perdices, presencia de cultivos arbóreos y heterogeneidad de hábitats, con valores más elevados para todas estas variables en las primeras. Estos resultados coinciden con los encontrados por otros estudios en los que la alta disponibilidad de presas es el rasgo más importante de las áreas de dispersión de águila perdicera (Mañosa et al. 1998, Balbontín 2005); pero además resaltan la importancia que tienen los paisajes en mosaico para los preadultos, no sólo para el águila perdicera, si no también para el águila real.

Los análisis de estadística circular en las áreas de dispersión muestran una tendencia de las pendientes de las laderas de orientación hacia el suroeste. Estas orientaciones más soleadas favorecen la formación de corrientes de aire caliente ascendentes (térmicas) que son frecuentemente usadas por las rapaces (Janes 1985), sobretodo por aquellas que tienen menor capacidad de sustentación, como es el caso del águila perdicera (Parellada et al. 1984). En concreto, se ha comprobado también como las parejas de esta rapaz seleccionan los cortados con esta orientación para ubicar los nidos, ya que una orientación más soleada puede facilitar la sustentación de vuelo (Ontiveros 1999).

En el águila perdicera, los valores de densidad de preadultos y el porcentaje de las distintas clases de edad (juveniles, inmaduros y subadultos) en las áreas de dispersión son similares a los encontrados por Mañosa et al. (1998) en el noroeste peninsular. No se han encontrado diferencias significativas entre la abundancia de águila perdicera y águila real en las áreas de dispersión del sur peninsular. Además, las dos rapaces tienden a ocupar las mismas áreas de dispersión en el área de estudio, pero cuando esto no ocurre, la temperatura media anual y la pendiente parecen ser la razón. Una separación espacial mediada por la temperatura entre el águila perdicera y águila real ha sido también encontrada en la población reproductora (López-López et al. 2004,

Moreno-Rueda et al. 2009), debido a que en general el águila perdicera es una especie más termófila (Cramp & Simmons 1980, Muñoz et al. 2005, López-López et al. 2007). La relativa coexistencia entre ambas especies en las áreas de dispersión concuerda con los estudios sobre las poblaciones reproductoras, que también sugieren una coexistencia a largo plazo (López-López et al. 2008, Carrete et al. 2005; pero ver también Gil-Sánchez et al. 2004).

Las áreas de dispersión juvenil tienen mucho interés desde el punto de vista de la conservación de los preadultos y de la dinámica poblacional del águila perdicera y águila real. Las medidas de gestión para la conservación de esta fracción de la población deben centrarse en la identificación y delimitación de las áreas de dispersión, y el mantenimiento de altas densidades de presas y heterogeneidad de hábitats en ellas.

10.4 CAPÍTULO 4. *Dieta del águila perdicera en áreas de dispersión juvenil.*

Aunque muchos estudios han investigado sobre los hábitos alimenticios de las rapaces, son pocos los que se han centrado en la fracción no reproductora o dispersante de la población (Valkama et al. 2005). Para las grandes rapaces las primeras fases de dispersión juvenil son críticas para su supervivencia, ya que los juveniles están aprendiendo las técnicas de caza y tienen que buscar de alimento en un paisaje desconocido (fuera de las áreas de nacimiento). Por éste motivo, algunas rapaces como el águila perdicera tienden a restringir sus movimientos a las áreas de dispersión juvenil durante éste periodo (Morrison & Wood 2009). Aquí mostramos los hábitos alimenticios de los preadultos de águila perdicera en dos áreas de dispersión juvenil del sur peninsular. Los resultados los hemos comparado con los obtenidos en dos estudios previos de dieta sobre las poblaciones reproductoras más próximas (Martínez et al. 1994, Ontiveros & Pleguezuelos 2000). Por último, se ha relacionado la abundancia de preadultos de águila perdicera en áreas de dispersión con la abundancia de su presa principal.

Uno de los resultados más relevante de éste trabajo es haber constatado la importancia que tiene el conejo en la dieta de los preadultos de águila perdicera en las áreas de dispersión juvenil. El conejo es el componente principal de la dieta, más del 60%, y es la única presa positivamente seleccionada en función de su disponibilidad en el área. Los resultados están en la línea de los encontrados por Moleón et al. (2009) en un área de dispersión concreta del sur ibérico. En nuestro caso destaca que utilizando

datos de dos áreas de dispersión diferentes y alejadas entre si, los resultados sean similares. También consumieron con menos frecuencia paloma y perdiz, y ocasionalmente otras presas como liebre, alaudidos u ofidios. El conejo es una presa ideal para muchos predadores, ya que pueden ser localmente abundante (Villafuerte 2008), es una fuente importante de alimento y puede ser cazado con relativa facilidad (Revilla & Palomares 2002, Malo et al. 2004), por lo que podría llegar a ser una presa ideal para las águilas dispersantes, que son más inexpertas.

También es un resultado importante el hecho de hallar diferencias significativas en la frecuencia de aparición de las presas principales (conejo, perdiz y paloma) respecto a las poblaciones reproductoras próximas a las dos áreas de dispersión, y una menor diversidad trófica en éstas últimas (Martínez et al. 1994, Ontiveros & Pleguezuelos 2000). La presencia del conejo en la dieta del águila perdicera está más relacionada con la detectabilidad de esta presa, medida como el porcentaje de hábitats abierto en un determinado territorio, que con su abundancia (Ontiveros et al. 2005). En este sentido las áreas de dispersión juvenil estudiadas presentan un paisaje abierto dominado por cultivos agrícolas y manchas de vegetación natural (Capítulo 3), mientras que los territorios de cría están en zonas montañosas con mayor cobertura vegetal (p.ej. bosques o matorrales densos).

Por último, se ha mostrado en este capítulo la existencia de una relación positiva entre la abundancia de conejos y la presencia de preadultos en las áreas de dispersión juvenil. En los ecosistemas ibéricos mediterráneos, el conejo es un componente de la dieta de al menos 30 aves rapaces y mamíferos carnívoros (Delibes & Hiraldo 1981, Delibes-Mateos et al. 2008), y también es un recurso cinegético importante (Delibes-Mateos et al. 2007). Su rarificación debido a las enfermedades víricas y a la pérdida de hábitats adecuados puede constituir un problema en algunas zonas debido a su valor ecológico y económico (Ratcliffe et al. 1992, Villafuerte et al. 1995, Delibes-Mateos et al. 2007, Catalán et al. 2008). Ya que las áreas de asentamiento están ubicadas en importantes comarcas cinegéticas, son necesarias medidas que minimicen los conflictos entre la conservación de la población dispersante de águila perdicera y la gestión cinegética. Estas deben centrarse en eliminar la persecución directa hacia esta rapaz y mantener altas densidades de conejos mediante una adecuada gestión del hábitats (Real et al. 2001, Catalán et al. 2008).

10.5 CAPÍTULO 5. Fenología del águila perdiera y águila real en áreas de dispersión.

Las áreas de dispersión juvenil pueden ser utilizadas simultáneamente por individuos de diferentes especies durante un periodo de tiempo variable y suelen estar fuera de los territorios de los reproductores (Ferrer 1993, Ferrer & Harte 1997, Mañosa et al. 1998, Bautista et al. 2004). En la primera parte de este último capítulo se describe la fenología del águila perdicera y real en áreas de dispersión juvenil; y en la segunda el efecto en la abundancia de los preadultos tras la ocupación por una pareja águila perdicera de un área de dispersión.

En las seis áreas de dispersión objeto de estudio se observaron un número importante de rapaces diurnas en diferentes periodos del año, lo que se explica por las características paisajísticas de éstas áreas y por la abundancia en presas como el conejo y la perdiz (Mañosa et al. 1998, Balbontín 2005, Capítulo 3), puesto que son el competente básico de la dieta de un buen número de rapaces (Valkama et al. 2005).

Sobre la fenología del águila perdicera en dispersión, por primera vez se muestra como los preadultos ocupan las áreas de dispersión juvenil del sur peninsular en el mes de agosto, después de abandonar los territorios de cría (Cadahía et al. 2008, Balbontín & Ferrer 2009); a continuación se produce una disminución de la población, más acusada a partir de los meses de febrero y marzo. Estos resultados están en la línea de los hallazgos realizados por Mañosa et al. (1998) en las áreas de dispersión del noreste peninsular. Aunque el descenso de la población preadulta en áreas de dispersión puede deberse a en buena medida a mortalidad, es posible que estas áreas sean más utilizadas por los preadultos en los meses cuando las poblaciones de conejo, su presa principal (Moleón et al. 2009, Capítulo 4), son más escasas (Palomares 2001, Cabezas & Moreno 2007).

También ponemos de manifiesto por primera vez el comportamiento fenológico de los preadultos de águila real en las áreas de dispersión. El águila real tiende a llegar a las áreas de dispersión más tarde, permaneciendo en ellas durante un periodo de tiempo más breve que para el águila perdicera. Coincidiendo con nuestros resultados, algunos estudios recogen la utilización de las áreas de dispersión por parte de los preadultos de águila real (Ferrer 1993, Bautista et al. 2004, capítulo III). Sin embargo, Soutullo et al. (2008) indican que son más independientes de las áreas de dispersión juvenil que en el

águila perdicera o águila imperial ibérica, al tener una dieta más flexible durante la etapa preadulta.

La segunda parte de este capítulo describe la influencia del establecimiento de una pareja nidificante en un área de dispersión juvenil de águila perdicera. El número de preadultos en el área fue insignificante a partir de la temporada en la que se instauró la pareja. Aunque se trata de un sólo caso, este resultado nos ha permitido suponer que las áreas de dispersión juvenil se sitúan fuera de los territorios de cría con el fin principal de evitar la competencia intraespecífica con la fracción reproductora de la población. Como se ha comprobado en la distribución de las parejas de águila perdicera, la competencia intraespecífica es más importante que la interespecífica con el águila real como factor limitante en la ocupación de territorios (Carrete et al. 2005).

10.6 Referencias:

- Balbontín J. 2005. Identifying suitable habitat for dispersal in Bonelli's eagle: An important issue halting its decline in Europe. *Biological Conservation* 126: 74-83.
- Balbontín J & Ferrer M. 2009. Movements of juvenile Bonelli's Eagles *Aquila fasciata* during dispersal. *Bird Study* 56: 89-95.
- Bautista J, Gil-Sánchez JM, Martín-Jaramillo J, Otero M, Moleón M, 2004. Las áreas de dispersión del águila real y el águila perdicera en Granada. *Quercus* 223: 10-15.
- Beebe FL. 1976. *Hawks falcons and falconry*. Saanichton, British Columbia, Hancock House Publ. Ltd.
- Brown L & Amadon A. 1968. *Eagles, hawks and falcons of the world*. McGraw-Hill Book, Co, New York.
- Brown LH. 1976. *Eagles of the world*. David and Charles. London.
- Cabezas S & Moreno S. 2007. An experimental study of translocation success and habitat improvement in wild rabbits. *Animal Conservation*, 10: 340: 348.
- Cadahía L, López-López P, Urios V & Negro JJ. 2008. Estimating the onset of dispersal in endangered Bonelli's Eagles *Hieraetus fasciatus* tracked by satellite telemetry: a comparison between methods. *Ibis* 150: 416-420.
- Carrete M, Sánchez-Zapata J, Calvo JF & Lande R. 2005. Demography and habitat availability in territorial occupancy of two competing species. *Oikos* 108: 125-136.
- Catalán I, Rodríguez-Hidalgo P, Tortosa FS. 2008. Is habitat Management an effective tool for wild Rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) population reinforcement?. *European Journal Wildlife Research* 54: 449-453.
- Clark L & Mason JR. 1988. Effect off biologically active plants used as nest material and the derived benefit to starling nestling. *Oecologia* 95, 234-240.
- Collias NE & Collias EC. 1984. *Nest building and bird behaviour*. Princenton University Press, New Jersey.
- Cramp S & Simmons KL. 1980. *The Birds of the Western Palearctic*, vol. II. Oxford University Press, Oxford.

- Delibes M & Hiraldo F. 1981. The rabbit as prey in the Iberian Mediterranean ecosystem. En: K Myers & CD MacInnes (eds.): Proceedings of the World Lagomorph Conference 1979. Pp 614-622. University of Guelph, Ontario.
- Delibes-Mateos M, Delibes M, Ferreras P & Villafuerte R. 2008. Key role of European rabbits in the conservation of the Western Mediterranean Basin Hotspot. *Conservation Biology* 22: 1106-1117.
- Delibes-Mateos M, Redpath SM, Angulo E, Ferreras P, Villafuerte R. 2007. Rabbits as a keystone species in southern Europe. *Biological Conservation* 137: 149-156.
- Dieckmann U, O'Hara B & Weisser W. 1999. The evolutionary ecology of dispersal. *Trends in Ecology & Evolution* 14 (3): 88-90.
- Ewins PJ, Miller MJR, Barker ME & Postupalsky S. 1994. Birds breeding in or beneath osprey nests in the Great Lades basin. *The Wilson Bulletin* 106: 743-749.
- Fernández C & Insausti JA. 1990. Golden eagles take up territories abandoned by Bonelli's Eagles in Northern Spain. *Journal of Raptor Research* 24: 124-125.
- Ferrer M. 1993. Juvenile dispersal behaviour and natal philopatry of a long-live raptor, the Spanish Imperial Eagle *Aquila adalberti*. *Ibis* 135: 132-138.
- Ferrer M & Harte M. 1997. Habitat selection by immature Spanish imperial eagles during the dispersal period. *Journal of Animal Ecology* 34: 1359-1364.
- Gil-Sánchez JM, Moleón M, Otero M & Bautista J. 2004. A nine-year study of successful breeding in a Bonelli's eagle population in southeast Spain: a basis for conservation. *Biological Conservation* 118: 685-694.
- Gomes da Silva MDR, Mateus EP, Munhá J, Drazyk A, Farrall MH, Paiva MR, Chaves das Neves HJ & Mosandl A. 2001. Differentiation of then pine species from Central Portugal by monoterpene enantiomer-selective composition analysis using multidimensional gas chromatography. *Chromatographia Supplement* 53: 412-416.
- Guenther A, Hewitt CN, Erickson D, Fall R & Geron, C. 1995. A global model of natural volatile organic emissions. *Journal Geophysical Research* 100: 8873-8892.
- Gwinner H, Oltrogge M, Trost L & Nienaber U. 2000. Green plants in starling nests: effects on nestlings. *Animal Behaviour* 59: 301-309.
- Hansell M. 2000. *Bird nests and construction behaviour*. University Press, Cambridge.
- Hart BJ. 1997. Behavioural defence. En: DH Clayton & J Moore (eds.). *Host-parasite evolution. General principles and avian models*. Pp 59-77. Oxford University Press, Oxford.
- Heeb P, Werner I, Richner H & Kölliker M. 1996. Horizontal transmission and reproductive rates of hen fleas in Great Tit nest. *Journal of Animal Ecology* 65: 474-484.
- Heikkinen HJ & Hrutfiord BF. 1965. *Dendroctonus pseudotsugae*: a hypothesis regarding its primary attractant. *Science* 150: 1457-1459.
- Hurtrez-Boussès S, Blondel J, Perret P, Fabrequettes J & Renaud F. 1998. Chick parasitism by blowflies affects feeding rates in a Mediterranean population of blue tits. *Ecology letters* 1: 17-20.
- Hurtrez-Boussès S, Perret PJ, Renaud F & Blondel J. 1997. High blowfly parasitic loads affect breeding success in a Mediterranean population of blue tits. *Oecologia* 112: 514-517.
- Janes SW. 1985. Habitat selection in Raptorial bird. En: ML Cody (ed.): *Habitat selection in birds*. Pp 154-188. Academic press Inc, London.
- Krüger O. 2002. Analysis of nest occupancy and nest reproduction in two sympatric raptors: common buzzard *Buteo buteo* and goshawk *Accipiter gentiles*. *Ecography* 25: 523-532.

- Lafuma L, Lambrechts M & Raymond M. 2001. Aromatic plants in bird nests as a protection against blood-sucking flying insects?. *Behavioural Processes* 56: 113-120.
- Lambrechts MM & Dos Santos A. 2000. Aromatic herbs in Corsican blue tit nests: the 'Potpourri' hypothesis. *Acta Oecologia* 21: 175-178.
- López-López P, García-Ripollés C, Aguilar JM, García-López F & 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: 275-283.
- López-López P, García-Ripollés C, Soutullo A, Cadahía L & Urios V. 2007. Identifying potentially suitable nesting habitat for golden eagles applied to 'important bird areas' design. *Animal Conservation* 10: 208-218.
- López-López P, Soutullo A, García-Ripollés C, Urios V, Cadahía L & Ferre M. 2009. Markov models of territory occupancy implications for the management and conservation of competing species. *Biodiversity and Conservation* 18 (5): 1389-1402.
- Malo AF, Lozano J, Huertas DL & Virgós E. 2004. A change of diet from rodents to rabbits (*Oryctolagus cuniculus*). Is the wildcat (*Felis silvestris*) a specialist predator? *Journal of Zoology* 263: 401-407.
- Mañosa S, Real J & Codina J. 1998. Selection of settlement areas by juvenile Bonelli's eagle in Catalonia. *Journal of Raptor Research* 32: 208-214.
- Margalida A & García D. 1999. Nest use, interspecific relationships and competition for nests in the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus* in the Pyrenees: influence on breeding success. *Bird Study* 46: 224-229.
- Martínez JE, Sánchez MA, Carmona D & Sánchez JA. 1994. Régime alimentaire de l'aigle de Bonelli (*Hieraaetus fasciatus*) durant le période de l'élevage des jeunes (Murcia, Espagne). *Alauda*, 62: 53-58.
- Merino S & Potti J. 1995. Mites and blowflies decrease growth and survival in nestling pied flycatchers. *Oikos* 73: 95-103.
- Mínguez E, Anadón JD & Hernández VJ. 2005. Uso heterogéneo del espacio en tres territorios de reproducción del Águila-Azor Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*). *Ardeola* 52: 347-350.
- Moleón M, Bautista J, Sánchez-Zapata JA & Gil-Sánchez JM. 2009. Diet of non-breeding Bonelli's eagles *Hieraaetus fasciatus* at settlement areas of southern Spain. *Bird Study* 56 (1): 142-146.
- Møller AP. 1997. Parasitism and the evolution of host life history. En: DH Clayton J & Moore (eds.): *Host-parasite evolution: general principles and avian models*. Pp. 105-127. Oxford University Press, Oxford.
- Møller AP & Erritzøe J. 1996. Parasite virulence and host immune defense: Host immune response is related to nest reuse in birds. *Evolution* 50: 2066-2072.
- Moreno-Rueda G, Pizarro M, Ontiveros D & Pleguezuelos JM. 2009. The coexistence of the eagles *Aquila chrysaetos* and *Hieraaetus fasciatus* increases with low human population density, intermediate temperature, and high prey diversity. *Annales Zoologici Fennici* 46: 283-290.
- Morrison JL & Wood PB. 2009. Broadening our approaches to studying dispersal in raptors. *Journal of Raptor Research* 43: 81-89.
- Muñoz AR, Real R, Barbosa AM & Vargas JM. 2005. Modelling the distribution of Bonelli's eagle in Spain: implications for conservations planning. *Biodiversity and Conservation* 11: 477-486.
- Newton I. 1979. *Population ecology of Raptors*. T. and A.D. Poyser, Berkhamsted.

- Ontiveros D. 1999. Selection of nest cliff by Bonelli's eagle (*Hieraaetus fasciatus*) in southeastern Spain. *Journal of Raptor Research* 33: 110-116.
- Ontiveros D & Pleguezuelos JM. 2000. Influence of prey densities in the distribution and breeding success of Bonelli's eagle (*Hieraaetus fasciatus*): management implications. *Biological Conservation* 93 (1): 19-25.
- Ontiveros D & Pleguezuelos JM. 2003. Physical, environmental and human factors influencing breeding success of Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus* in Granada (SE Spain). *Biodiversity and Conservation* 12: 1193-1203.
- Ontiveros D, Pleguezuelos JM & Caro J. 2005. Prey density, prey detectability and food habits: the case of Bonelli's eagle and the conservation measures. *Biological Conservation* 123: 19-25.
- Palomares F. 2001. Comparison of 3 methods to estimate rabbit abundance in a Mediterranean environment. *Wildlife Society Bulletin* 29: 578-585.
- Parellada X, De Juan A, Alamany O. 1984. Ecologia de l'aliga cuabarrada (*Hieraaetus fasciatus*): factors limitants, adaptacions morfològiques i ecològiques i relacions interespecífiques amb l'aliga daurada (*Aquila chrysaetos*). *Rapinyaires Mediterranis II*: 121-141. CRPR, Barcelona.
- Postupalsky S. 1974. Management of raptors. En: FN Hamerstrom, BE Harrell, RR Olendorff (eds.): *Raptor reproductive success: some problems with methods, criteria and terminology*. Raptor Research Report No. 2. Pp 21-32. Vermillion.
- Puchala P. 2004. Detrimental effects of larval blow flies (*Protocalliphora azurea*) on nestlings and breeding success of Tree Sparrows (*Passer montanus*). *Canadian Journal of Zoology* 82: 1285-1290.
- Ratcliffe FN, Myers K, Fennessy BV & Calaby JH. 1952. Myxomatosis in Australia. A step forwards the biological control of the rabbit. *Nature* 170: 1-13.
- Real J, Grande JM, Mañosa S & Sánchez-Zapata JA. 2001. Causes of death in different areas for Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus* in Spain. *Bird Study* 48: 221-228.
- Revilla E & Palomares F. 2002. Does local feeding specialization exist in Eurasian badgers? *Canadian Journal of Zoology* 80: 83-93.
- Soutullo A, Urios V, Ferrer M & López-López P. 2008. Habitat use by juvenile Golden Eagles *Aquila chrysaetos* in Spain. *Bird Study* 55: 236-240.
- Valkama J, Korpimäki E, Arroyo B, Beja P, Bretagnolle V, Bro E, Kenward R, Mañosa S, Redpath SM, Thirgood S & Viñuela J. 2005. Birds of prey as limiting factors of gamebird populations in Europe: a review. *Biological Reviews* 80: 171-203.
- Villafuerte R, Calvete C, Blanco JC & Lucientes J. 1995. Incidence of viral hemorrhagic disease in wild rabbit populations in Spain. *Mammalia* 59: 651-659.
- Villafuerte R. 2008. *Oryctolagus cuniculus* (Linnaeus, 1758). Conejo. En: L Palomo & J Gisbert (eds.): *Atlas y libro rojo de los mamíferos terrestres de España*. Pp 487-491. Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU, Madrid.
- Wimberger PH. 1984. The use of green plant material in bird nests to avoid ectoparasites. *The Auk* 10 (3): 615-618.