

Rapaces diurnas nidificantes

Buitre Leonado
Gyps fulvus

Culebrera Europea
Circaetus gallicus

Aguilucho Cenizo
Circus pygargus

Azor Común
Accipiter gentilis

Gavilán Común
Accipiter nisus

Busardo Ratonero
Buteo buteo

Águila Real
Aquila chrysaetos

Aguiluilla Calzada
Hieraaetus pennatus

Águila-azor Perdicera
Hieraaetus fasciatus

Cernícalo Primilla
Falco naumanni

Cernícalo Vulgar
Falco tinnunculus

Alcotán Europeo
Falco subbuteo

Halcón Peregrino
Falco peregrinus

Rapaces nocturnas nidificantes

Lechuza Común
Tyto alba

Autillo Europeo
Otus scops

Búho Real
Bubo bubo

Mochuelo Europeo
Athene noctua

Cárabo Común
Strix aluco

Búho Chico
Asio otus



Región de Murcia
Consejería de Industria
y Medio Ambiente
Dirección General del Medio Natural

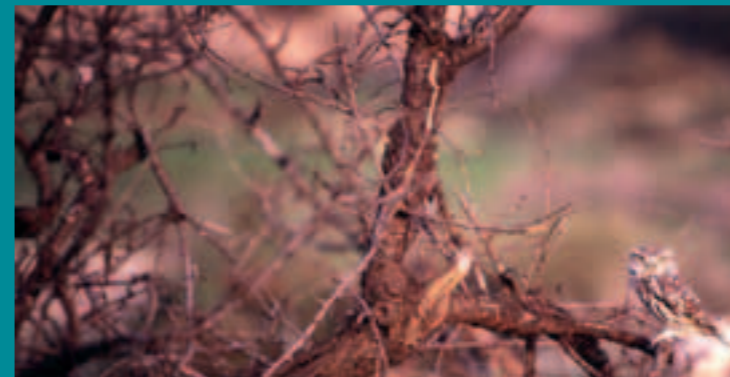


PROGRAMA OPERATIVO

Rapaces diurnas y nocturnas de la Región de Murcia

Serie Técnica 1/06

Rapaces diurnas y nocturnas de la Región de Murcia



Con la publicación de las Rapaces diurnas y nocturnas de la Región de Murcia se aborda un proyecto de especial significado e interés para el conocimiento de la biodiversidad murciana, demandado en muy diferentes ámbitos profesionales, culturales y educativos de la región. A lo largo de este trabajo se sintetiza un importante y valioso conocimiento sobre este grupo de aves procedente de una amplia labor investigadora en ámbitos universitarios, y en la que se pone de relieve la protección actual y la gestión de estas especies en el medio natural de la Región de Murcia.

Cabe destacar el carácter técnico y a la vez divulgativo de esta publicación, que sin pérdida de rigor científico, proporciona una lectura atractiva sobre aspectos muy interesantes y poco conocidos de estas especies, y nos acerca al conocimiento de la biología, comportamiento y relaciones ecológicas de este grupo de aves en nuestra región.

Cualquier lector, desde los profesionales de la educación en Centros de Enseñanza Media y Universidades a los técnicos y gestores del medio natural, podrá encontrar en esta publicación el enfoque necesario para valorar la importancia de conservar nuestras rapaces, indicadores ecológicos clave de la conservación de nuestro patrimonio natural.

Víctor Manuel Martínez Muñoz
Director General del Medio Natural

Rapaces diurnas y nocturnas de la Región de Murcia

José Enrique Martínez

José Francisco Calvo



Cernícalo Primilla. FOTO: CARLOS GONZÁLEZ REVELLES



Región de Murcia
Consejería de Industria
y Medio Ambiente
Dirección General del Medio Natural

Realiza

**Servicio de Protección y Conservación
de la Naturaleza**
Dirección General del Medio Natural
Consejería de Industria y Medio Ambiente

Coordinación técnica

Emilio Aledo Olivares
Miguel Ángel Martínez-Aedo Ollero

Autores

José Enrique Martínez Torrecillas
José Francisco Calvo Sendín

Fotografías

Carlos González Revelles

Ilustraciones

Javier Coll

Fotografías de portada

Arriba: Cernícalo Vulgar al acecho en el talud de una rambla (Carlos González Revelles)

Abajo: Mochuelo Europeo entre las ramas de un almendro (Carlos González Revelles)

Maquetación

BIOvisual

Imprime

A.G. Novograf

D.L.:

I.S.B.N.:



Índice de contenidos

Prólogo 6

Capítulo 1. Las especies 9



Introducción 9

Las especies 11

Rapaces diurnas nidificantes 13

Rapaces nocturnas nidificantes 19

*Invernantes, migradoras
y ocasionales* 22

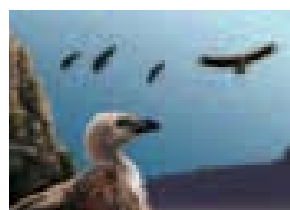
Especies extintas 23

Identificación 25

Variaciones de plumaje 25

Dimorfismo sexual 27

Capítulo 2. Números y distribución ... 31

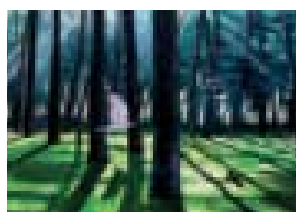


Introducción 31

Métodos de censo 33

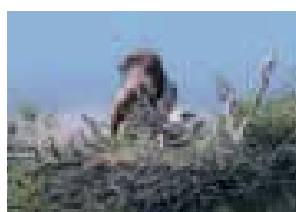
Estimas de abundancia 35
 Distribución espacial 37

Capítulo 3. Hábitat y territorios 45



Introducción 45
 Los hábitats de nidificación 46
 Roquedos 46
 Áreas forestales 48
 Zonas esteparias y paisajes agrarios 50
 Los territorios 52
 Las áreas de campeo 54
 Modelos de selección de hábitat 57

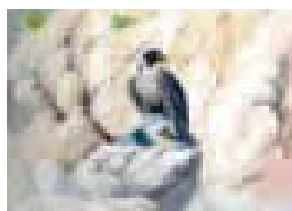
Capítulo 4. Reproducción 65



Introducción 65
 Formación de la pareja y celo 67

Sistemas de apareamiento 69
 Los nidos 69
 Puesta e incubación 73
 Cuidado parental y crecimiento de los pollos 76
 Éxito reproductor 78
 Parámetros reproductores 79
 Variación en los parámetros reproductores 80
 Entre individuos 80
 Entre años 82
 Dispersión 83

Capítulo 5. Alimentación 87

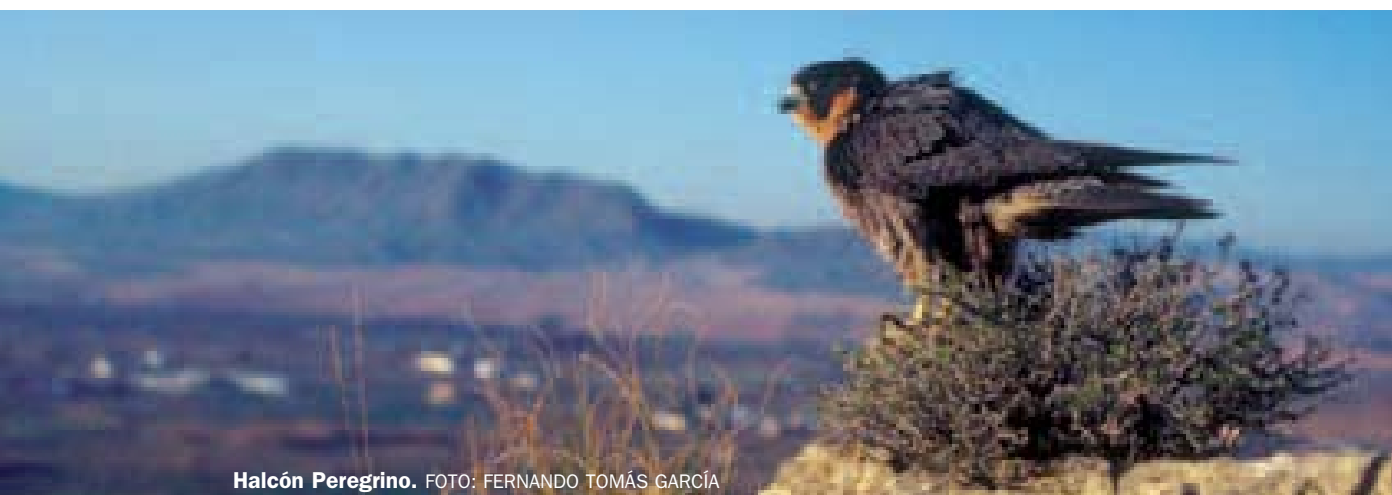


Introducción 87
 Presas, adaptaciones y técnicas de caza 88
 Métodos de estudio de la alimentación 92
 Descripción de dietas de rapaces en la Región de Murcia 94
 Variaciones en las dietas 98
 Alimentación y éxito reproductor 101
 Predación sobre presas conflictivas .. 102

Capítulo 6. Amenazas y conservación. .105



Introducción	105	Conservación: medidas legales de protección	118
Amenazas para las poblaciones de rapaces murcianas	106	Acciones de conservación	120
Pérdida y transformación de los hábitats	108	<i>Programa de toxicovigilancia para el control de venenos y contaminantes</i> .	120
Mortalidad no natural	110	<i>Corrección de líneas eléctricas</i>	120
Persecución directa	110	<i>Molestias humanas</i>	121
<i>La persecución en Murcia</i>	112	<i>Protección del hábitat de cría y de las áreas de dispersión</i>	123
Contaminantes	113	<i>Fomento de la disponibilidad de lugares de nidificación</i>	124
Tendidos eléctricos	116	<i>Gestión de los hábitats de caza</i>	124
Aerogeneradores	117	<i>Alimentación suplementaria</i>	125
		<i>Disminución de la mortalidad en los nidos</i>	126
		<i>Reintroducciones y cría en cautividad</i> .	126
		Bibliografía	128



Halcón Peregrino. FOTO: FERNANDO TOMÁS GARCÍA

Prólogo

Este libro trata sobre diversos aspectos de la biología y ecología de las aves rapaces en la Región de Murcia. Aquí se revisan los conocimientos actuales relativos a su estatus, distribución, hábitat, reproducción y amenazas, cuestiones en torno a las cuales se estructura la obra. En el primer capítulo se resumen las características generales de las especies murcianas, incorporando también algunos comentarios relacionados con su identificación. En el segundo capítulo se revisa el estatus de las diferentes especies, proporcionando estimas sobre el número de parejas reproductoras y su distribución geográfica, y analizando la relevancia de las poblaciones murcianas en el contexto nacional y europeo. El capítulo 3 aborda las relaciones entre las rapaces y sus hábitats, en particular las relativas a requerimientos ambientales, y a las características de territorios y áreas de campeo. Los dos siguientes capítulos (4 y 5) se dedican respectivamente al estudio de la reproducción –nidos, fenología, parámetros reproductivos–, y de la alimentación –técnicas de caza, tipos de presa–. Finalmente, el capítulo 6 examina las amenazas que sufre este grupo de especies, con especial atención a la problemática particular existente en nuestra región, así

como las acciones de gestión –emprendidas o propuestas– necesarias para la conservación de sus poblaciones. La intención principal del libro es la de proporcionar al lector una información general y actualizada sobre la situación de este carismático grupo de aves en el territorio murciano, pero somos conscientes de que la habilidad de aunar capacidad divulgativa y rigor científico en un mismo texto está sólo al alcance de unos pocos. En cualquier caso, hemos pretendido que la lectura sirva tanto al aficionado como al experto, aunque ambos, cada uno desde su particular punto de vista, encontrarán sin duda defectos sustanciales.

A pesar de que las rapaces, tanto diurnas como nocturnas, son especies ampliamente estudiadas, todavía existen ciertas carencias de conocimiento; en muchos casos atañen a cuestiones concretas sobre aspectos ecológicos más o menos complejos, aunque relevantes para una adecuada gestión y conservación de las poblaciones; pero en otros casos, las carencias se refieren a aspectos muy generales sobre la situación de determinadas especies poco estudiadas. En el contexto de nuestra región, falta además precisar algunas de las características particulares de la ecología de estas especies en los ecosistemas me-

diterráneos semiáridos. La Región de Murcia comprende un territorio extraordinariamente heterogéneo, marcado por exigentes condiciones climáticas, y donde las actividades humanas adquieren un elevado protagonismo, circunstancias que imponen unas difíciles condiciones de vida para la fauna silvestre en general –y para las rapaces en particular–, a las que sin embargo han sabido adaptarse muchas de las especies murcianas.

En este proyecto se han visto involucradas muchas personas, a las cuales queremos manifestar nuestro agradecimiento. En primer lugar a Emilio Aledo, quien nos sugirió escribir el libro, prestándonos además su apoyo en todo momento hasta su publicación. Gracias a Carlos González Revelles, que no sólo ha cedido amablemente la mayor parte de las fotografías –espléndidas, por otra parte– sino que además ha aportado valiosa información y numerosas sugerencias. Igualmente han sido un regalo las ilustraciones; su autor, Javier Coll, ha contribuido de esta manera a mejorar la calidad de la obra. También

aportaron fotografías Ginés Gómez, Fernando Tomás García, José Manuel Escarbajal y Rosa Gómez. Este trabajo es fruto de la investigación realizada durante más de una década en la Universidad de Murcia; gracias, por tanto, a nuestros colaboradores, desde los que fueron pioneros: Toni Sánchez y Martina Carrete (hoy en otros centros de investigación), hasta los que actualmente realizan sus tesis o comienzan su formación: Ilu Pagán, Mario León y Pencho Sánchez. Otros muchos colegas y amigos han contribuido también aportando ideas, información y sugerencias: Antonio Juan García, José Antonio Palazón, Ramón Ruiz, Ester Cerezo, Pepe Losada, Emma Martínez, Pedro María y Eloy Pérez. Y gracias, finalmente, a nuestras familias, en especial a nuestros hijos Ainhoa y Manuel, murcianos de la generación de 2004, a quienes dedicamos este libro, confiando que en el futuro tengan la oportunidad de disfrutar de estas aves, al menos, tanto como nosotros.

Los autores

Murcia, octubre de 2006



Las especies

Capítulo 1

Introducción

Las rapaces, o aves de presa, constituyen uno de los grupos animales de mayor atractivo para naturalistas e investigadores. Bajo esta denominación se incluyen normalmente tanto especies diurnas (águilas, halcones, buitres...), como nocturnas (búhos, lechuzas...). En realidad, desde el punto de vista zoológico, rapaces diurnas y nocturnas son especies muy diferentes, pertenecientes a grupos taxonómicos distintos: los órdenes Falconiformes¹ y Estrigiformes, respectivamente. Las Falconiformes son las aves de presa diurnas, caracterizadas por poseer fuertes patas y poderosos dedos, armados con garras curvas y afiladas, junto con un pico ganchudo cuya base, membranosa y sin plumas, se denomina cera (Nadal 2001). Este orden incluye varias familias a nivel mundial (del Hoyo *et al.* 1994): las Catártidas o buitres del Nuevo Mundo (cóndores, zopilotes...), con sólo siete especies escasamente emparentadas con las demás; las Accipítridas, que componen la familia más ampliamente representada, con más de 200 especies (águilas, milanos, ratoneros, gavilanes y buitres del

¹ No siempre se reconoce un único orden para las rapaces diurnas. Algunos autores reconocen cuatro distintos: Ciconiiformes, Accipitriformes, Sagittariiformes y Falconiformes (por ejemplo, Ferguson-Lees y Christie 2003)



Viejo Mundo); las Pandiónidas con una única especie, el Águila Pescadora; las Sagitáridas, también con una única especie, el Secretario; y por último, las Falcónidas que incluyen un total de 63 especies (halcones y caracaras).

Por otra parte, el orden de las Estrigiformes incluye a las rapaces nocturnas, caracterizadas por poseer la cabeza ancha (capaces de girarla 180°), el pico fuerte y curvado, los ojos frontales, el oído bien desarrollado y un plumaje blando que les proporciona un vuelo silencioso (Nadal 2001). Además, carecen de buche, por lo que necesitan conseguir cantidades pequeñas de alimento a intervalos regulares de tiempo. Dentro de este orden se incluyen dos familias: las Titónidas (lechuzas) que acogen a 16 especies repartidas en 2 únicos géneros, y las Estrígidas (búhos), con 189 especies pertenecientes a 25 géneros diferentes (del Hoyo *et al.* 1999).

Las rapaces tienen orígenes inciertos y la afinidad filogenética entre las familias es bastante desconocida. Las nocturnas están probablemente más relacionadas con los Caprimúlgidos (chotacabras) –una familia de aves de hábitos nocturnos o crepusculares– que con las rapaces diurnas.

Entre éstas, los Catártidos son la familia más antigua y parecen estar emparentadas con las cigüeñas (orden Ciconiiformes). El parentesco evolutivo de los grupos, sin embargo, no está definitivamente resuelto, dado que la clasificación taxonómica se fundamenta en criterios más basados en analogías superficiales generales que en detalles anatómicos y biológicos (Newton & Olsen 1993). Durante los últimos años, el estudio genético de la estructura molecular del ADN ha supuesto la determinación de nuevas especies y subespecies; sirva como ejemplo la descripción reciente de la subespecie canaria del Alimoche *Neophron percnopterus majorensis* (Donázar *et al.* 2002b).

A pesar de las diferencias taxonómicas, desde un punto de vista ecológico, el estudio conjunto de rapaces diurnas y nocturnas sí resulta algo más apropiado –aunque no tanto por el hecho exclusivo de ser depredadores²–. Las rapaces son por lo general aves grandes, carnívoras, con extraordinaria agudeza visual, picos y garras fuertes, y un poderoso vuelo. Existen, no obstante, rapaces con muy distintas adaptaciones morfológicas a las características de sus presas y hábitats; desde el Autillo (del tamaño de un estorni-

2 En rigor, desde la perspectiva de la Ecología, la depredación es el consumo de un organismo –la presa– por parte de otro organismo –el depredador– (Begon *et al.* 1999); incluso siendo más restrictivos en la clasificación, y considerando solamente a los depredadores carnívoros, cualquier pajarillo insectívoro –un Petirrojo, por ejemplo– es también un depredador.

no), que captura principalmente insectos, hasta Águilas Reales (del tamaño de un pavo) que pueden capturar presas de la envergadura de un zorro, y grandes buitres que se alimentan de animales muertos. En definitiva, son aves capaces de explotar un amplio espectro de recursos alimenticios, como mamíferos, aves, insectos, reptiles, huesos o peces que son capturados a través de diferentes hábitos de caza (acecho, persecución, oportunismo); incluso, algunas especies son capaces de manejar el alimento (Quebrantahuesos) o utilizar utensilios para acceder al mismo (Alimoche).

Además de las anteriores consideraciones, las rapaces –diurnas y nocturnas– tienen en común su rareza, el hecho de contar con poblaciones generalmente reducidas (con pocos individuos) y, por tanto, a menudo amenazadas. En condiciones naturales, el bajo número de individuos con el que cuentan estas especies es una circunstancia derivada de su posición en las redes tróficas, como depredadores o súper-depredadores. Sin embargo, lamentablemente, en la mayoría de ocasiones la reducción de las poblaciones tiene su explicación en otras causas, y las amenazas que sufren tienen los mismos orígenes: pérdida de sus hábitats naturales, contaminación por biocidas y vene-

nos, caza furtiva, expolios de huevos y pollitos, etcétera. En muchos casos, la causa de todos estos problemas reside en su conflictiva relación con los humanos (Newton 1979).

Las especies

En la Región de Murcia se han citado 35 especies de rapaces, 28 de ellas diurnas y 7 nocturnas (Tabla 1.1). No obstante, sólo 19 pueden considerarse nidificantes regulares; otras 8 son exclusivamente invernantes o visitan habitualmente la región en migración hacia sus áreas de invernada o de cría; el resto son visitantes ocasionales. En el siguiente apartado se describen las principales especies, proporcionándose también un breve resumen de sus características ecológicas y su estatus en la región. Finalmente se aportan datos de envergadura (longitud de una punta del ala a la otra) y peso, para machos (♂) y hembras (♀), así como información sobre la subespecie a la que pertenece la población regional. Las medidas y pesos de las rapaces diurnas están tomadas de Cramp & Simmons (1980), del Hoyo *et al.* (1994), Porter *et al.* (1994) y Ferguson-Lees & Christie (2003); las correspondientes a las rapaces nocturnas proceden de Martínez *et al.* (2002).

Tabla 1.1. Las especies de aves rapaces de la Región de Murcia.

Familia	Nombre común	Nombre científico	Presencia	Reproducción
Accipitridae	Abejero Europeo	<i>Pernis apivorus</i>	Migradora	No
	Elanio Común	<i>Elanus caeruleus</i>	Ocasional	No
	Milano Negro	<i>Milvus migrans</i>	Migradora	Ocasional
	Milano Real	<i>Milvus milvus</i>	Migradora	Extinta
	Quebrantahuesos	<i>Gypaetus barbatus</i>	Ocasional	Extinta
	Alimoche Común	<i>Neophron percnopterus</i>	Ocasional	Extinta
	Buitre Leonado	<i>Gyps fulvus</i>	Sedentaria	Sí
	Buitre Negro	<i>Aegypius monachus</i>	Ocasional	Extinta
	Culebrera Europea	<i>Circaetus gallicus</i>	Estival	Sí
	Aguilucho Lagunero Occidental	<i>Circus aeruginosus</i>	Invernante	Extinta
	Aguilucho Pálido	<i>Circus cyaneus</i>	Invernante	No
	Aguilucho Cenizo	<i>Circus pygargus</i>	Estival	Sí *
	Azor Común	<i>Accipiter gentilis</i>	Sedentaria	Sí
	Gavilán Común	<i>Accipiter nisus</i>	Sedentaria	Sí
	Busardo Ratonero	<i>Buteo buteo</i>	Sedentaria	Sí
	Busardo Moro	<i>Buteo rufinus</i>	Ocasional	No
	Águila Imperial Ibérica	<i>Aquila adalberti</i>	Ocasional	No
	Águila Real	<i>Aquila chrysaetos</i>	Sedentaria	Sí
	Aguililla Calzada	<i>Hieraaetus pennatus</i>	Estival	Sí
	Águila-azor Perdicera	<i>Hieraaetus fasciatus</i>	Sedentaria	Sí
Pandionidae	Águila Pescadora	<i>Pandion haliaetus</i>	Migradora	Extinta
Falconidae	Cernícalo Primilla	<i>Falco naumanni</i>	Estival	Sí
	Cernícalo Vulgar	<i>Falco tinnunculus</i>	Sedentario	Sí
	Cernícalo Patirrojo	<i>Falco vespertinus</i>	Ocasional	No
	Esmerejón	<i>Falco columbarius</i>	Invernante	No
	Alcotán Europeo	<i>Falco subbuteo</i>	Estival	Sí
	Halcón de Eleonor	<i>Falco eleonora</i>	Ocasional	No
	Halcón Peregrino	<i>Falco peregrinus</i>	Sedentario	Sí
	Tytonidae	Lechuza Común	<i>Tyto alba</i>	Sedentaria
Strigidae	Autillo Europeo	<i>Otus scops</i>	Estival	Sí
	Búho Real	<i>Bubo bubo</i>	Sedentaria	Sí
	Mochuelo Europeo	<i>Athene noctua</i>	Sedentaria	Sí
	Cárabo Común	<i>Strix aluco</i>	Sedentaria	Sí
	Búho Chico	<i>Asio otus</i>	Sedentaria	Sí
	Búho Campestre	<i>Asio flammeus</i>	Migradora	No

* Quizá ya extinta en la actualidad



Figura 1.1. DIBUJO: JAVIER COLL

Rapaces diurnas nidificantes

Buitre Leonado

Gyps fulvus (Hablizl, 1793)

Es un ave inconfundible, muy grande y con un plumaje de color leonado característico. Presenta un collar o gorguera de plumas, que son de color pálido en los adultos y pardo en los juveniles. La cabeza y el cuello están cubiertos de plumón blanco. Generalmente observados en vuelos de planeo, aprovechando las corrientes térmicas para remontar y desplazarse a grandes distancias sin mover las alas. Se alimenta de carroña, es gregario y cría en colonias. Se trata de una especie rupícola (que anida en roquedos). Estuvo 15 años extinguido como reproductor en la región, volviendo a nidificar en 1995; actualmente existen dos colonias principales, cuyo asentamiento ha estado favorecido por la instalación de Áreas de Alimentación Suplementaria, comederos artificiales en los que se les suministra restos de animales muertos.

Envergadura: 240-280 cm

Peso: ♂ 6200-10500 g; ♀ 6500-11300 g.

Los individuos ibéricos pertenecen a la subespecie *G. f. fulvus*.



Figura 1.2. DIBUJO: JAVIER COLL

Culebrera Europea

Circaetus gallicus (Gmelin, 1788)

Es un águila nidificante en árboles, que se caracteriza fundamentalmente por sus hábitos alimenticios (es una rapaz especializada en la captura de culebras). La Culebrera Europea es un águila de gran tamaño, con las alas anchas y largas. La parte ventral es habitualmente de color claro, con pequeñas motas de color oscuro más o menos profusas, según los individuos. La cabeza y el dorso son de color pardogrisáceo, que contrastan en mayor o menor medida con las partes ventrales. En la cabeza, grande y ancha como la del un búho, destacan unos llamativos ojos de color amarillo. En la Península Ibérica es una especie estival, que migra a África para pasar el invierno en lugares más cálidos. Ampliamente distribuida, se trata de una especie relativamente común en los sistemas forestales de la región.

Envergadura: 185-195 cm.

Peso: ♂ 1200-2000 g; ♀ 1300-2300 g.

Es una especie monotípica (no se reconocen subespecies).



Figura 1.3. DIBUJO: JAVIER COLL

Aguihucho Cenizo

Circus pygargus (Linnaeus, 1758)

Es una rapaz grácil, de cola y alas largas y estrechas. Cuando planean suelen llevar las alas en forma de “v”. El plumaje de los machos es muy diferente del de las hembras. Aquéllos presentan el característico color gris ceniza que les da el nombre, con las primarias negras. El vientre es más claro que el dorso, tenuemente estriado. En vuelo son muy llamativas dos franjas alares negras por debajo y una por arriba, con el obispillo claro y la cola barrada. En contraste, las hembras son de color pardo rojizo, listadas en el vientre, con la cola barrada y el obispillo blanco, muy conspicuo en vuelo. El Aguihucho Cenizo es una rapaz migradora transahariana. Su hábitat más característico lo constituyen los cultivos de cereal, aunque en muchas zonas del levante peninsular se encuentra preferentemente en humedales. En la Región de Murcia se encuentra al borde de la extinción.

Envergadura: 97-115 cm.

Peso: ♂ 227-305 g; ♀ 254-445 g.

Se trata de una especie monotípica.



Figura 1.4. DIBUJO: JAVIER COLL

Azor Común

Accipiter gentilis (Linnaeus, 1758)

Ave típicamente forestal, muy escasa en los bosques murcianos. Es una especie con una diferencia de tamaño muy notable entre los sexos, siendo las hembras mucho más grandes que los machos. Tienen alas cortas y redondeadas, y un plumaje de una tonalidad gris-azulada por el dorso, y las partes inferiores blancas, con finas listas horizontales. Sedentaria en la Región de Murcia, probablemente con visitantes de otras regiones durante la época invernal.

Envergadura: 96-127 cm.

Peso: ♂ 517-1110 g; ♀ 820-2200 g.

Subespecie: *A. g. gentilis*.



Figura 1.5. DIBUJO: JAVIER COLL

Gavilán Común

Accipiter nisus (Linnaeus, 1758)

De características y aspecto similares al Azor, aunque de tamaño mucho menor. Al igual que su congénere, es también una especie sedentaria y poco común en la Región de Murcia, con presencia de individuos de otras regiones durante el invierno. Los machos adultos presentan el dorso pizarroso, con tonalidades anaranjadas en la parte ventral. La hembra presenta un dorso gris más claro que el del macho, siendo por debajo de color blanco con motas horizontales.

Envergadura: 60-80 cm.

Peso: ♂ 105-196 g; ♀ 185-350 g.

En la Península Ibérica se encuentra la subespecie *A. n. nisus*.



Figura 1.6. DIBUJO: JAVIER COLL

Busardo Ratonero

Buteo buteo (Linnaeus, 1758)

El Ratonero es una especie que nidifica en árboles, siendo bastante frecuente en gran parte de las sierras y sistemas forestales de la región, pero también es común en paisajes agrarios con manchas remanentes de pinar. Es una rapaz de mediano tamaño, de color marrón. De aspecto rechoncho, en vuelo presenta un característico diseño alar, con la parte posterior de las alas de color claro; son rasgos distintivos las alas anchas, la cola corta y la cabeza poco prominente. Los individuos de esta especie presentan una amplia variedad de plumajes, lo que puede originar su confusión con otras especies.

Envergadura: 113-118 cm.

Peso: ♂ 427-1118 g; ♀ 486-1360 g.

Las poblaciones ibéricas pertenecen a la subespecie *B. b. buteo*. Ocasionalmente podrían pasar en migración individuos de la subespecie *vulpinus*.



Figura 1.7. DIBUJO: JAVIER COLL

Águila Real

Aquila chrysaetos (Linnaeus, 1758)

Es una rapaz de gran tamaño, oscura, de color marrón, con unas peculiares plumas de tonalidad dorada en la nuca (solo apreciable a corta distancia). Los individuos no adultos son aún más oscuros –el plumaje adulto no se adquiere completamente hasta los 5 ó 6 años de edad– y se identifican fácilmente en vuelo porque muestran unas patentes manchas blancas en la parte inferior de las alas y en la base de cola. Nidifica en roquedos y cortados, aunque excepcionalmente puede nidificar en grandes nidos en árboles. Es un habitante muy característico de las grandes áreas montañosas de la región, donde es una especie relativamente común y mantiene una población estable.

Envergadura: 204-220 cm.

Peso: ♂ 2840-4450 g; ♀ 3630-6665 g.

En la Península Ibérica se encuentra la subespecie *A. c. homeyeri*.



Figura 1.8. DIBUJO: JAVIER COLL

Aguililla Calzada

Hieraetus pennatus (Gmelin, 1788)

Es la más pequeña de las águilas murcianas. Presenta dos tipos de plumaje. El más común es blanco por debajo, ligeramente moteado, con un distintivo diseño alar en el que contrasta el blanco de las coberteras con el negro de primarias y secundarias. La forma oscura es uniformemente pardo oscuro por debajo. El diseño del dorso es similar para ambos tipos, con un color leonado que también contrasta con las rémiges oscuras. Vista posada se pueden apreciar los tarsos emplumados hasta los dedos (“calzas”), característica que da nombre a la especie. Es una especie estival.

Envergadura: 110-132 cm.

Peso: ♂ 510-770 g; ♀ 840-1250 g.

Especie monotípica.



Figura 1.9. DIBUJO: JAVIER COLL

Águila-azor Perdicera

Hieraaetus fasciatus (Vieillot, 1822)

Es también un águila de gran tamaño, aunque menor que el Águila Real, de la que se distingue fácilmente por el plumaje ventral blanco, con motas longitudinales oscuras muy finas, una franja alar oscura patente en vuelo, y las rémiges grisáceas. Las alas son relativamente anchas, de color pardo oscuro por encima. Suelen presentar una distintiva mancha blancuzca en el dorso. El plumaje adulto se adquiere a los cuatro años. Es también una rapaz que nidifica principalmente en cortados rocosos, aunque su hábitat característico en la región no es tan montañoso como el del Águila Real. La población murciana sufrió un acusado declive en las últimas décadas del siglo XX, y aunque aparentemente se encuentra estabilizada en la actualidad, sigue siendo una de las especies más amenazadas de la región.

Envergadura: 150-180 cm.

Peso: ♂ 1500-2160 g; ♀ 2000-2500 g.

Subespecie: *H. f. fasciatus*.



Figura 1.10. DIBUJO: JAVIER COLL

Cernícalo Primilla

Falco naumanni (Fleischer, 1818)

El Primilla es un halcón de pequeño tamaño, muy escaso en la Región de Murcia, donde es característico de paisajes agrarios de cultivos cerealistas. Nidifica colonialmente en edificaciones humanas. Los machos tienen la cabeza de color gris-azulado con la bigotera poco marcada. La cola es también azulada, con una franja negra en el extremo. El dorso es de color pardo-anaranjado, sin motas. Las hembras son menos llamativas, con un plumaje pardo muy moteado y cola barreada. El reclamo, más ronco y áspero que el del Cernícalo Vulgar, resulta distintivo. Estival.

Envergadura: 60-74 cm.

Peso: ♂ 90-172 g; ♀ 128-216 g.

Especie monotípica.



Figura 1.11. DIBUJO: JAVIER COLL

Cernícalo Vulgar

Falco tinnunculus (Linnaeus, 1758)

Muy parecido a su cercano pariente, el Cernícalo Primilla, pero mucho más abundante. Los machos se distinguen por su mayor tamaño y por tener el dorso moteado. Las hembras de ambas especies son prácticamente indistinguibles. Presente en gran variedad de ambientes, desde áreas montañosas a núcleos rurales y urbanos.

Envergadura: 68-82 cm.

Peso: ♂ 136-252 g; ♀ 154-314 g.

En la Península Ibérica se encuentra la subespecie *F. t. tinnunculus*.



Figura 1.12. DIBUJO: JAVIER COLL

Alcotán Europeo

Falco subbuteo (Linnaeus, 1758)

El Alcotán es un pequeño halcón, del tamaño de un cernícalo. Presenta un plumaje de aspecto oscuro, gris metálico por encima y profusamente estriado por debajo, con los muslos y las infracoberteras caudales de color rojizo. Tiene la cabeza característica de los halcones, oscura, con bigotera negra muy patente, y babero y mejillas blancas. En vuelo tiene el aspecto de un gran vencejo. A menudo observado cazando y comiendo sus presas –insectos y pequeños pájaros– en vuelo. Anida en árboles, en zonas adeshadas y bosques con proximidad a cultivos y áreas abiertas. Es una especie estival, poco común en la Región de Murcia.

Envergadura: 69-84 cm.

Peso: ♂ 131-232 g; ♀ 248-286 g.

Subespecie: *F. s. subbuteo*.



Figura 1.13. DIBUJO: JAVIER COLL

Halcón Peregrino

Falco peregrinus (Tunstall, 1771)

El Halcón Peregrino es un ave de aspecto compacto, que caza sus presas en vuelo mediante picados a enorme velocidad, con las alas casi plegadas. Las hembras son notablemente más grandes que los machos. Presenta el dorso de color azul metálico con el pecho blanco, con estrías horizontales oscuras. En la cabeza de color negro, destacan las mejillas blancas y una característica bigotera. Habita principalmente en cortados rocosos, estando ampliamente distribuido por gran parte de las sierras murcianas.

Envergadura: 80-117 cm.

Peso: ♂ 400-650 g; ♀ 700-1000 g.

Las poblaciones mediterráneas pertenecen a la subespecie *F. p. brookei*. Es posible que durante el invierno lleguen a la región individuos de las subespecies *peregrinus* y *calidus*, procedentes del norte de Europa.



Figura 1.14. DIBUJO: JAVIER COLL

Rapaces nocturnas nidificantes

Lechuza Común

Tyto alba (Scopoli, 1769)

Inconfundible con su característica cara en forma de corazón y los ojos negros. Presenta un plumaje muy claro, aunque las hembras son más oscuras que los machos. Las partes ventrales e inferiores de las alas son pálidas, habitualmente blancas y con pocas manchas en los machos y más oscuras y moteadas en las hembras. El dorso presenta una tonalidad ocre, con manchas grises, y moteado con mayor o menor intensidad, según el sexo. Aunque está presente en gran variedad de hábitats, es muy característica de ambientes humanizados (ruinas, cementerios, edificios rurales...). Relativamente común en la Región de Murcia.

Envergadura: 90-99 cm.

Peso: ♂ 245-315 g; ♀ 250-442 g.

Subespecie: *T. a. alba*.



Figura 1.15. DIBUJO: JAVIER COLL

Autillo Europeo

Otus scops (Linnaeus, 1758)

Es el búho ibérico más pequeño. Común en zonas arboladas: bosques abiertos, sotos fluviales, dehesas, huertos, e incluso parques urbanos. Presenta pequeñas “orejas”. Su plumaje es variable, entre los colores gris y pardo, con estrías verticales. Es una especie estival.

Envergadura: 53-64 cm.

Peso: ♂ 58-93 g; ♀ 77-134 g.

La subespecie ibérica es *O. s. mallorcae*.



Figura 1.16. DIBUJO: JAVIER COLL

Búho Real

Bubo bubo (Linnaeus, 1758)

Es un búho grande y robusto, de color leonado con manchas longitudinales pardo oscuras. La cola es corta, con franjas transversales oscuras, al igual que las alas. Visto posado es fácilmente reconocible por la presencia de “orejas” prominentes en una cabeza grande y redondeada, donde también sobresalen los ojos, de color anaranjado. Es uno de los grandes depredadores de los ecosistemas mediterráneos, presente en una gran variedad de ambientes montañosos. Anida generalmente en cortados rocosos.

Envergadura: 131-168 cm.

Peso: ♂ 1220-1770 g; ♀ 1750-2390 g.

Los individuos ibéricos pertenecen a la subespecie *B. b. hispanus*.



Figura 1.17. DIBUJO: JAVIER COLL

Mochuelo Europeo

Athene noctua (Scopoli, 1769)

Es la rapaz nocturna más común, muy representativa de paisajes agrarios, en los que es fácilmente observable por el día. De pequeño tamaño y aspecto rechoncho, presenta un plumaje de color marrón, moteado de blanco. En la cara, muy redonda, sobresalen unas características “cejas” blancas sobre los ojos amarillos.

Envergadura: 53-59 cm.

Peso: ♂ 138-180 g; ♀ 140-220 g.

Subespecie: *A. n. vidalii*.



Figura 1.18. DIBUJO: JAVIER COLL

Cárabo Común

Strix aluco (Linnaeus, 1758)

El Cárabo es un búho de mediano tamaño, de aspecto rechoncho, sin “orejas”. Existen dos formas de plumaje –parda y gris– con marcadas estrías verticales. Sus ojos, de color negro, son muy característicos. Es una especie eminentemente forestal, aunque dada la escasez de árboles con huecos en los bosques murcianos, aquí requiere la proximidad de roquedos para anidar.

Envergadura: 81-93 cm.

Peso: ♂ 350-530 g; ♀ 365-575 g.

Subespecie: *S. a. sylvatica*.



Figura 1.19. DIBUJO: JAVIER COLL

Búho Chico

Asio otus (Linnaeus, 1758)

Parecido al Búho Real, pero de menor tamaño. El plumaje es de color pardo-rojizo, uniformemente rayado en su parte ventral, y con las partes superiores salpicadas de motas ocráceas y pardo grisáceas. La cara alargada, los ojos anaranjados y los penachos auriculares –largos y enhietos– son muy característicos. Suele posarse erguido, pudiendo parecer sorprendentemente delgado. Muy escaso como reproductor en la Región de Murcia, aunque acoge un número mayor de individuos invernantes. Característica de pinares abiertos intercalados con cultivos de secano.

Envergadura: 90-100 cm.

Peso: ♂ 220-305 g; ♀ 260-435 g.

Las poblaciones ibéricas pertenecen a la subespecie: *A. o. otus*.

Invernantes, migradoras y ocasionales

Las especies no reproductoras de la Tabla 1.1 pueden ser agrupadas en tres categorías: invernantes (aquéllas cuya presencia es fundamentalmente invernal), migradoras (principalmente observadas durante los pasos migratorios), y ocasionales (muy raras, con observaciones esporádicas, correspondientes por lo general a individuos divagantes).

Entre las especies invernantes de la región se encuentran el Aguilucho Lagunero Occidental (*Circus aeruginosus*), de aspecto oscuro, el Aguilucho Pálido (*Circus cyaneus*), muy parecido al Aguilucho Cenizo, y el Esmerejón (*Falco columbarius*), un pequeño halcón poco llamativo. De estas tres especies, sólo son relativamente comunes el Aguilucho Lagunero –observado habitualmente en los humedales del litoral– y el Esmerejón –que prefiere paisajes agrarios, principalmente en las zonas de interior (Figura 1.20). En el caso de algunas especies residentes, la región también acoge individuos invernantes de latitudes más norteñas (Gavilán, Ratonero, Azor, Halcón Peregrino).

Por lo que respecta a las migradoras (Figura 1.21), sólo el Abejero Europeo (*Pernis apivorus*) y el Milano Negro (*Milvus migrans*) pueden ser observados con relativa facilidad durante los pasos, ya



Figura 1.20. Aguilucho Lagunero Occidental – *Circus aeruginosus* (izquierda) y Esmerejón – *Falco columbarius* (derecha), dos especies invernantes en la Región de Murcia. FOTOS: FERNANDO TOMÁS GARCÍA



Figura 1.21. El Abejero Europeo – *Pernis apivorus* (izquierda) y el Milano Negro – *Milvus migrans* (derecha) pueden ser observadas principalmente durante los pasos. FOTOS: CARLOS GONZÁLEZ REVELLES

que el Águila Pescadora (*Pandion haliaetus*) es mucho más escasa. La Tabla 1.2 presenta información sobre las fechas de paso e invernada de algunas de estas especies en la región.

Especies extintas

En la Región de Murcia el número de especies de aves rapaces reproductoras ha variado en los últimos siglos, como

Tabla 1.2. Pasos e invernadas de aves rapaces de la Región de Murcia.

Nombre común	Paso prenupcial	Paso postnupcial	Invernada
Abejero Europeo	Mayo	Agosto – septiembre	
Milano Negro	Abril – mayo	Agosto – septiembre	
Aguilucho Lagunero	Abril – mayo	Agosto – octubre	Octubre – marzo
Gavilán Común			Septiembre – marzo
Águila Pescadora	Marzo – abril	Septiembre	
Esmerejón			Octubre – marzo



Figura 1.22. Cuatro especies extintas como reproductoras en la Región de Murcia. De izquierda a derecha y de arriba abajo: Milano Real (*Milvus milvus*), Alimoche (*Neophron percnopterus*), Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) y Águila Pescadora (*Pandion haliaetus*). FOTOS: CARLOS GONZÁLEZ REVELLES

consecuencia principalmente de la alteración del hábitat y la persecución humana. Según Sánchez & Esteve (2000), entre finales del siglo XIX y comienzos del siglo XX se ha producido la extinción de al menos 8 especies de rapaces en la región (Figura 1.22). El Aguilucho Lagunero (*Circus aeruginosus*) desapareció de los humedales a mediados de los 80. Una década antes, el Alimoche (*Neophron percnopterus*) se había extinguido en los montes del noroeste murciano. Los últimos individuos de Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) desaparecieron definitivamente por envenenamiento de las sierras de Moratalla y Jumilla entre fina-

les de los años 50 y comienzos de los 60 del siglo pasado (Villalba *et al.* 2000), al tiempo que el Águila Pescadora (*Pandion haliaetus*) se extinguía de las costas murcianas. Antes aún, habían desaparecido el Buitre Negro (*Aegypius monachus*), durante el primer tercio del siglo XX, y el Milano Real (*Milvus milvus*), a principios del siglo XX.

Probablemente también fueron reproductoras en la Región de Murcia el Pígarro (*Haliaetus albicilla*) y el Águila Imperial Ibérica (*Aquila adalberti*), que debieron extinguirse a principios y finales del siglo XIX, respectivamente (Sánchez & Esteve 2000).

Identificación

Las ilustraciones y descripciones del apartado anterior podrían hacer pensar al lector que la identificación de las aves rapaces no presenta grandes dificultades. En realidad, la identificación en el campo de estas especies resulta por lo general bastante problemática. Salvo algunos casos particulares, como Cernícalos y Mochuelos –que con frecuencia se dejan ver de cerca posados al borde de caminos o carreteras–, la observación de las rapaces suele realizarse en vuelo y a distancias considerables. Las condiciones del viento, de la luz, y el tipo de vuelo que en ese momento realice el ave, pueden dificultar extraordinariamente la identificación, incluso para un ornitólogo experimentado. Existen, de hecho, guías especializadas para la identificación de las rapaces diurnas en vuelo (Porter *et al.* 1994). En general, las Accipítridas presentan siluetas de alas anchas, mejor adaptadas a los vuelos de planeo, mientras que las Falcónidas tienen alas estrechas y puntiagudas, característica que les proporciona velocidad en el vuelo.

En el caso de las rapaces nocturnas, los mayores inconvenientes para la observación surgen, obviamente, por sus costumbres noctámbulas. Afortunadamente, la identificación de estas especies por sus cantos y reclamos no resulta excesivamente complicada, existiendo grabacio-

nes comerciales que permiten reconocerlos con relativa facilidad (Roché 1991; Llimona *et al.* 1995).

Otra circunstancia que dificulta la identificación de las aves de presa es la variabilidad en los plumajes y tamaños que presentan los individuos de determinadas especies. Algunas de ellas son polimórficas, es decir, presentan dos o más tipos de plumaje (denominados formas, morfos o fases), que difieren en color o diseño, y que en ocasiones son muy distintos entre sí. Otras variaciones, en cambio, son debidas a factores como la edad (especialmente en las especies de gran tamaño, en las que los plumajes de los individuos jóvenes pueden ser muy diferentes del de los adultos) y el sexo (las hembras de casi todas las especies suelen ser mayores que los machos, y algunas presentan plumajes distintos). Estas características se examinan brevemente a continuación.

Variaciones de plumaje

La existencia de polimorfismo es un fenómeno particularmente común entre las rapaces diurnas y nocturnas. Se ha demostrado recientemente que su incidencia está positivamente relacionada con el tamaño poblacional, es decir, que las especies más abundantes –y las que tienen un rango de distribución más amplio– tienden a mostrar mayor grado de polimorfis-



Figura 1.23. Polimorfismo en el Aguililla Calzada (*Hieraetus pennatus*). La forma clara (izquierda) es mucho más frecuente que la oscura (derecha). FOTOS: JOSÉ F. CALVO

mo (Fowlie & Krüger 2003). En ocasiones las variaciones polimórficas se relacionan también con el sexo, de forma que machos y hembras tienden a presentar con mayor frecuencia unas formas que otras. Entre las especies murcianas, el caso más notable de polimorfismo se da en el Aguililla Calzada, con dos formas –clara y oscura– muy distintas (Figura 1.23). La forma oscura es la menos común, representando aproximadamente un 8 % del total de individuos en las sierras del centro de la región. La mayoría de estos individuos oscuros son hembras. El Aguilucho Cenizo presenta asimismo una forma melánica (oscura), aunque es bastante rara. La Culebrera Europea y el Busardo Ratoneiro muestran igualmente variaciones en su plumaje, pero no son tan patentes como en el Aguililla Calzada.

Muchas rapaces nocturnas son también polimórficas (Autillos, Cárabos, Lechuzas). Los Cárabos tienen dos morfos, uno gris y otro pardo-rojizo (la inmensa mayoría de Cárabos de Sierra Espuña son de la forma gris). Las Lechuzas presentan variaciones en su plumaje entre formas claras y lisas, y formas oscuras profusamente moteadas. Martínez *et al.* (2002)

reconocen diversas fases en esta especie: blanca–intermedia–salmón–roja (para el plumaje de la parte ventral), y clara–intermedia–oscura (para el dorso). Las lechuzas machos suelen ser individuos claros y las hembras oscuras (Martínez *et al.* 2002; Niecke *et al.* 2003).

El interés por el estudio de las variaciones polimórficas ha adquirido recientemente gran interés, al demostrarse que en ocasiones estas variaciones están relacionadas con la calidad de los individuos. Por ejemplo, en el caso del Ratoneiro los individuos de las formas extremas (las más claras y las más oscuras) presentan un menor éxito reproductor que los individuos de formas intermedias (Krüger *et al.* 2001). En el caso de la Lechuza, los machos más oscuros producen mayor descendencia, mientras que las hembras más moteadas tienen crías más resistentes a los parásitos (Niecke *et al.* 2003). Por otra parte, las hembras grises de Cárabo producen una descendencia de mayor calidad –en comparación con las de la forma parda–, aunque no se reproducen todos los años (Roulin *et al.* 2003).

La edad es otro de las causas de variación en el plumaje (Figura 1.24). Esta cir-



Figura 1.24. Diferencias de plumaje entre jóvenes (izquierda), hembras (centro) y machos (derecha) de Aguilucho Cenizo. FOTOS: CARLOS GONZÁLES REVELLES

cunstancia es especialmente destacable en las especies de mayor tamaño, en las que la madurez sexual no se alcanza hasta pasados varios años. Así, los individuos jóvenes (aquéllos en su primer año de edad) y los inmaduros (los que aún no han alcanzado la edad adulta) suelen mostrar un aspecto diferente al de los individuos adultos, dificultando la identificación. Los individuos no adultos de Águila Real, por ejemplo, muestran plumajes más oscuros, con manchas blancas muy patentes en las alas y base de la cola, que van disminuyendo en tamaño conforme se alcanza la edad adulta (a los 5 años). Los jóvenes de Águila-azor Perdicera también presentan un plumaje diferenciado (con las partes ventrales de color pardo-anaranjado), que va dando paso a diferentes plumajes de transición (inmaduros) hasta los 4 ó 5 años de edad. En el caso de los Buitres Leonados, los inmaduros se distinguen de los adultos por el color más oscuro de las plumas de la gorguera y el dorso.

Dimorfismo sexual

Otro factor de variación entre individuos está relacionado con el sexo. El dimorfismo sexual –es decir, la existencia de diferencias morfológicas entre machos y hembras de una especie– es un fenómeno muy común entre las especies animales. El dimorfismo se manifiesta tanto en el aspecto (distintos plumajes entre sexos, en el caso de las aves) y en el tamaño. Por lo que respecta al plumaje, los machos de muchas especies (el grupo de los patos constituye un ejemplo muy notable) son más llamativos que las hembras³. Los casos más representativos entre las rapaces murcianas corresponden a los Cernícalos y al Aguilucho Cenizo (Figura 1.24).

Por lo que respecta al tamaño, el dimorfismo sexual se manifiesta también en muchas especies animales. Entre los vertebrados, reptiles, mamíferos y aves es un fenómeno extendido, siendo los machos generalmente más grandes que las hembras. Sin embargo, existen casos muy no-

³ No debe confundirse las variaciones polimórficas –aunque puedan estar relacionadas con el sexo–, con el dimorfismo sexual, es decir la existencia de plumajes distintos entre machos y hembras.

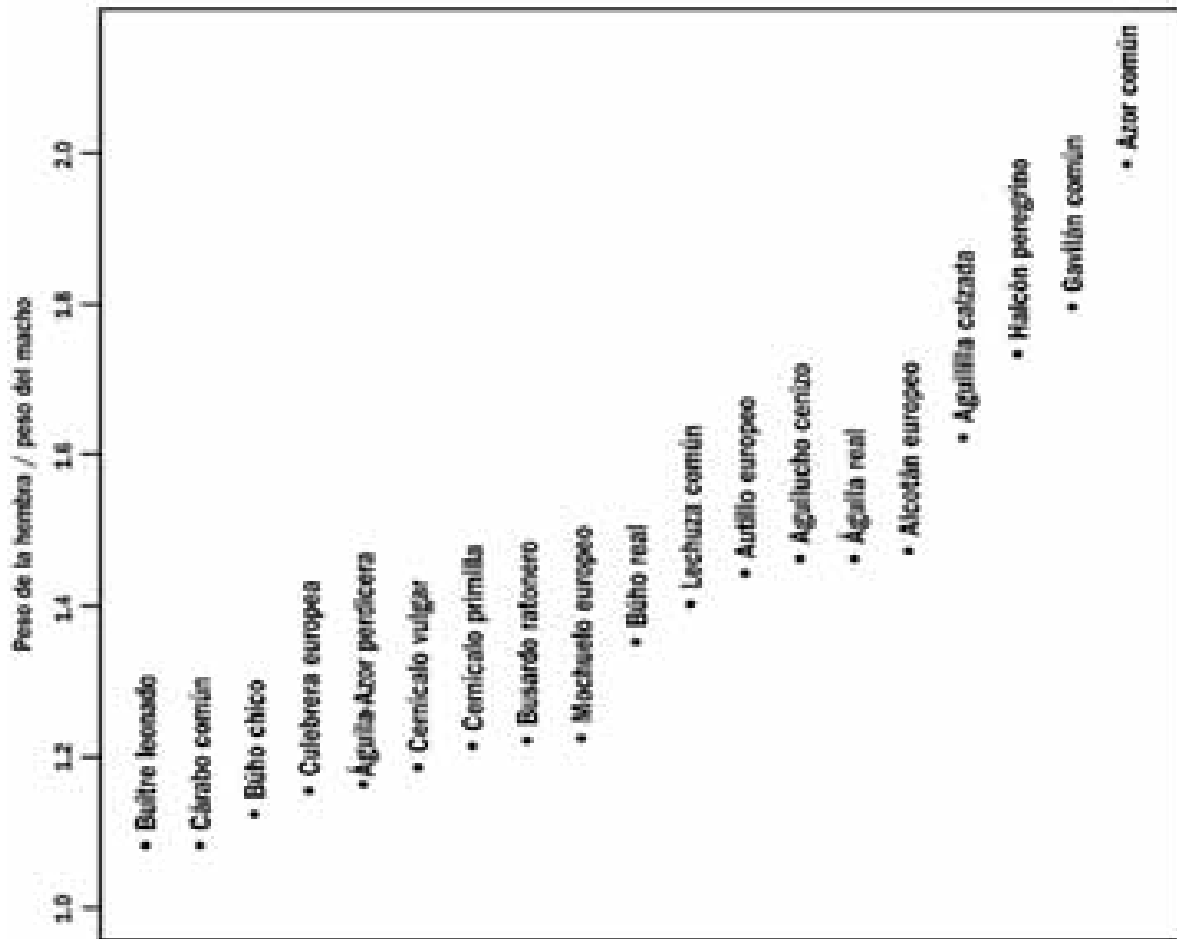


Figura 1.25. Dimorfismo sexual de tamaño en las rapaces reproductoras de la Región de Murcia. Los puntos representan el cociente entre el peso de las hembras y el peso de los machos.

tables en los que la relación de tamaño entre los sexos se invierte. Este fenómeno se conoce como dimorfismo sexual inverso de tamaño (*reversed size dimorphism*, RSD), consistente en que las hembras son mayores que los machos. Precisamente las rapaces diurnas y los búhos constituyen exponentes muy notables del RSD. Se sabe que los mayores grados de dimorfismo se encuentran en las especies cuya dieta está basada principalmente en aves

–y en general en presas grandes, rápidas y ágiles–; las especies que se alimentan fundamentalmente de carroña e insectos (escarabajos, saltamontes) suelen presentar un dimorfismo poco acusado (Figura 1.25).

Las hipótesis que pretenden explicar el significado evolutivo del RSD son muchas, pero la cuestión todavía no está resuelta, y no existe consenso general acerca de sus causas (Massemin *et al.* 2000). Una



Figura 1.26. Dimorfismo sexual de tamaño en el Aguililla Calzada. La hembra (a la izquierda) tiene un tamaño apreciablemente mayor que el macho. Ambos individuos fueron capturados para su marcaje con radio-emisores y posteriormente liberados. FOTO: JOSÉ F. CALVO

de las hipótesis más aceptadas es la que propone que las diferencias intersexuales de tamaño permiten reducir la competencia por las presas entre los miembros de la pareja (las hembras cazarían presas más grandes y los machos otras más pequeñas); de esta forma, se ampliaría ade-

más el espectro alimenticio de la pareja (Newton 1979). Una consecuencia de esta hipótesis debe ser, por tanto, la existencia de diferencias apreciables entre las dietas de machos y hembras de las especies dimórficas (capítulo 5; Figura 1.26).





Números y distribución

Capítulo 2

Introducción

Las rapaces son especies que cuentan habitualmente con poblaciones poco numerosas. En el capítulo anterior se comentaban las causas principales de esta circunstancia, debida tanto a su carácter de grandes depredadores, como a las agresiones que sufren por parte de la especie humana. No obstante, y a pesar de la rareza general, existen notables variaciones entre las diferentes especies. Algo similar ocurre con las distribuciones, con especies geográficamente muy localizadas, y otras ampliamente extendidas. El estudio de la abundancia y distribución de los seres vivos constituye uno de los objetivos fundamentales de la ecología (Krebs 1986). Investigar cuál es el área de distribución de una especie y cuántos son los individuos que componen la población es, por tanto, una de las tareas más importantes de los ecólogos, biólogos de campo y naturalistas.

El conocimiento del estatus de las especies y las tendencias de sus poblaciones constituye, además, la mayor garantía para la elaboración de medidas de gestión y conservación. Sin embargo, determinar con exactitud el tamaño de una población es una tarea laboriosa y generalmente compleja, realizada mediante di-

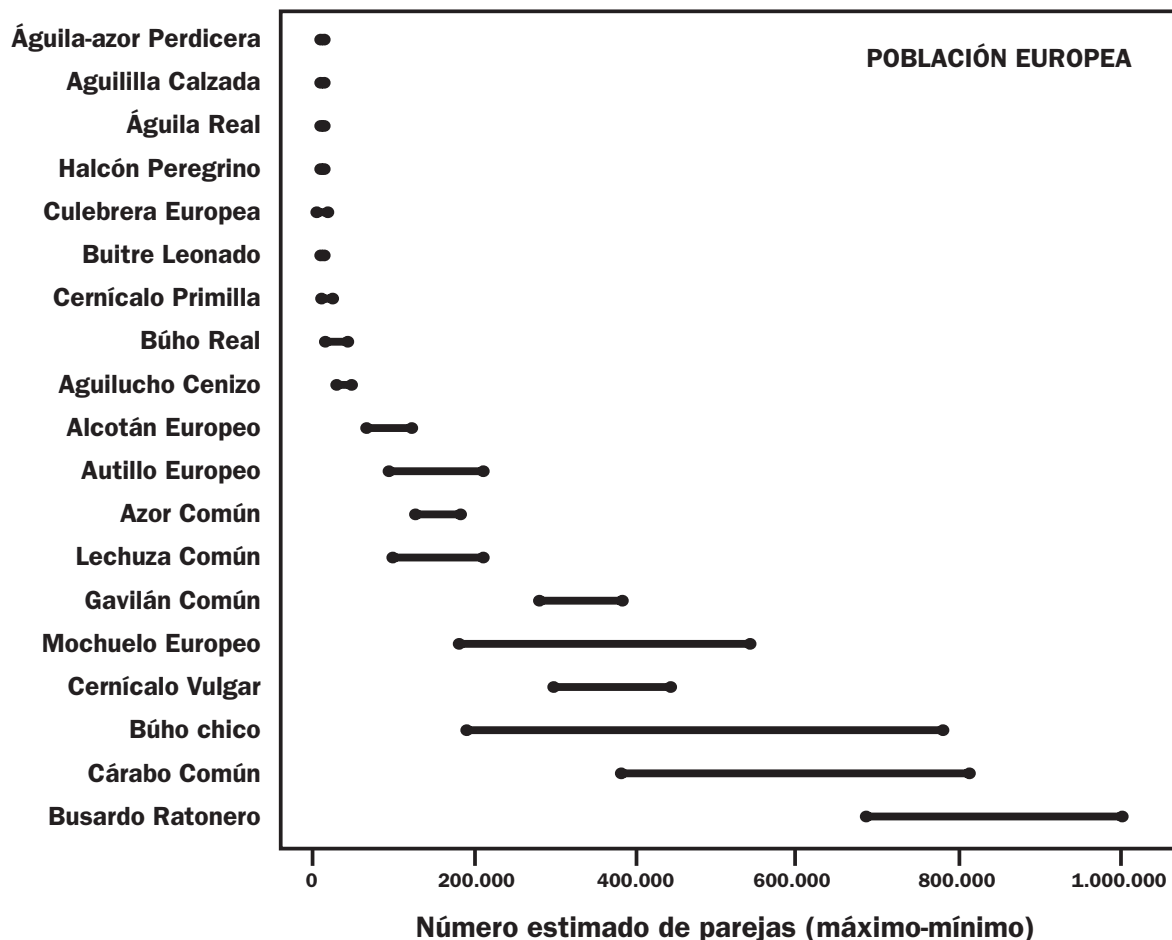


Figura 2.1. Estimaciones de abundancia de las poblaciones europeas de las rapaces reproductoras de la Región de Murcia. Las imprecisiones en la estimación tienden a aumentar conforme aumenta el tamaño poblacional. Estimaciones según Martí & del Moral (2003).

versos procedimientos de censo. La continuidad de los censos a lo largo del tiempo proporciona además información muy relevante sobre aspectos de gran interés para la gestión, especialmente sobre las tendencias numéricas de las poblaciones, u otros más concretos, como las tasas de supervivencia o mortalidad de los individuos.

Por otra parte, el estudio de las distribuciones plantea otro tipo de problemas, generalmente relacionados con la escala de trabajo, y a menudo con la extensión del área de estudio. El resultado de estos estudios suele ser un mapa de distribu-

ción, cuya capacidad informativa depende en gran medida del grado de detalle. Muchas especies de aves presentan poblaciones muy dinámicas: aumentan o disminuyen, colonizan nuevas áreas y desaparecen de otras. En la mayoría de los casos, por tanto, la representación espacial de una distribución debe considerarse aproximada, sobre todo cuando la escala es muy detallada. No obstante, los mapas proporcionan una información valiosa y necesaria, y su realización constituye un primer paso para analizar los factores ambientales que determinan la distribución de las especies.

Métodos de censo

Como ya se ha comentado, el censo de cualquier especie resulta en general complicado y, sobre todo, sujeto a incertidumbres en la estima del tamaño (número de individuos) de las poblaciones. Normalmente los tamaños de población se proporcionan con un rango de valores (máximo y mínimo) más o menos amplio, dependiendo de las especies. Este rango comprende lo que en estadística se denomina el error de censo. Por regla general, la imprecisión en la estimación es mucho más grande en las especies más abundantes (Figura 2.1), por lo que es fácil encontrarse con intervalos de error que, en términos relativos, pueden alcanzar el 40% o más del valor medio estimado.

Los métodos de censo de las aves rapaces se basan fundamentalmente en la observación directa de los individuos (en el caso de las especies diurnas) o en su escucha (en el caso de las nocturnas). En general el esfuerzo se centra en el número de parejas reproductoras, y en menor medida en las poblaciones invernantes o migradoras (de Juana *et al.* 1988; Sunyer & Viñuela 1996; Martínez & Sánchez-Zapata 1999). Dependiendo de las peculiaridades de cada especie, los procedimientos de censo pueden adquirir diferentes

características. El tipo de hábitat es un factor importante. Así, por ejemplo, las especies que nidifican en cortados rocosos pueden ser habitualmente censadas por observación directa de los nidos ocupados o de los individuos reproductores en sus vuelos sobre los roquedos. Para las especies forestales, que anidan en árboles, la localización de los nidos es una tarea más complicada, por lo que suele ser necesario determinar la situación de los territorios¹ a partir de la observación de individuos en sus proximidades.

Cuando las especies son coloniales, el problema inicial consiste en localizar las colonias de cría. No obstante, estas colonias suelen ser lugares tradicionales de cría, circunstancia que facilita notablemente la labor de censo año tras año. Los problemas surgen en colonias muy numerosas, donde puede resultar muy complicado contar con exactitud el número de parejas reproductoras.

En el caso de que los individuos de una especie sean esquivos o difíciles de observar –como ocurre con la mayoría de rapaces nocturnas, pero también con algunas diurnas– un método efectivo de censo consiste en la escucha de los cantos y reclamos, frecuentes en época de celo. Para muchas especies, la emisión de vocalizaciones por los individuos reproduc-

1 Un territorio puede definirse como un área defendida por una pareja de aves frente a la intrusión de individuos de su misma especie o de especies competidoras (capítulo 3).



Figura 2.2. El Búho Chico es una de las especies más raras y amenazadas de la Región de Murcia. FOTO: CARLOS GONZÁLEZ REVELLES

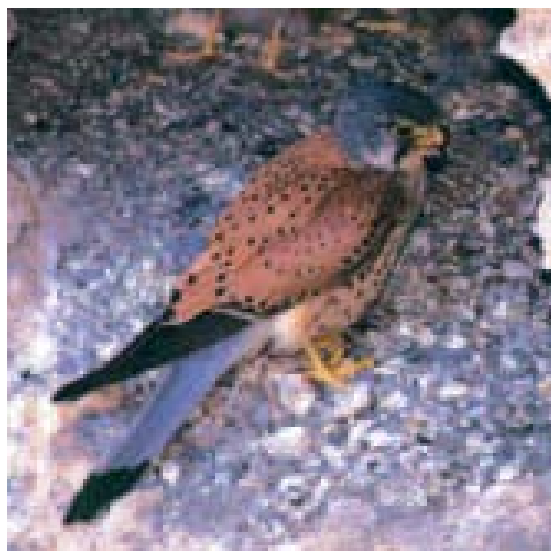


Figura 2.3. Cernícalo Vulgar en su nido. Es una de las especies más comunes, con una amplia distribución por toda la Región de Murcia. FOTO: CARLOS GONZÁLEZ REVELLES & GINÉS GÓMEZ

tores (o su aproximación al observador) puede ser provocada mediante el uso de reclamos grabados, para lo cual suele seguirse un procedimiento estandarizado (Fuller & Mosher 1981; Sutherland 1996).

Para las poblaciones invernantes suele recurrirse a la estima de índices de abundancia, mediante la realización de itinerarios

en automóvil, en los que se recorren amplias extensiones de territorio en busca de rapaces. El denominado índice kilométrico de abundancia (IKA) se calcula dividiendo el número de individuos observados por el número de kilómetros recorridos (Tellería, 1986). Aunque las estimas son relativas, la información que proporcionan permite el análisis comparativo de la abundancia entre distintas especies, así como de las tendencias de evolución de las poblaciones (Sunyer & Viñuela 1996).

Comparadas con la mayoría de los otros grupos de aves, las rapaces son raras, y sus poblaciones dispersas, lo que implica la necesidad de un gran esfuerzo en personal y tiempo (Fuller & Mosher 1987). Afortunadamente, cada vez con mayor frecuencia, los censos son contratados por las administraciones autonómicas o nacional, a través de los organismos gestores del medio ambiente. En otros casos los censos son realizados con fines académicos, realizados por equipos de las universidades o centros públicos de investigación. En muchos casos también, la información procede de voluntarios –naturalistas y biólogos– embarcados en proyectos de cierta envergadura, como la realización de atlas ornitológicos que suelen estar coordinados por organizaciones no gubernamentales (por ejemplo la Sociedad Española de Ornitología, SEO).

Tabla 2.1. Estimaciones de abundancia (número de parejas) y tendencias de las poblaciones de rapaces reproductoras de la Región de Murcia. Estimaciones y tendencia de 1991 según Sánchez-Zapata *et al.* (1995); estimaciones de 2003 según Robledano *et al.* (2006) y datos propios.

Especie	Población 1991	Población 2003	Tendencia 1991	Tendencia 2003
Buitre Leonado	Extinta	20–25	–	+
Culebrera Europea	71–80	70–90	+	=
Aguilucho Cenizo	35–37	0–2	+	–
Azor Común	56–70	12–20	=	–
Gavilán Común	75–100	50–100	+	=
Busardo Ratonero	145–160	75–85	+	–
Águila Real	78–81	42–44	+	–
Aguillilla Calzada	87–118	60–70	+	–
Águila-azor Perdicera	17–18	20–22	–	+
Cernícalo Primilla	> 23	15–20	–	–
Cernícalo Vulgar	> 500	500–2000	+	=
Alcotán Europeo	30	10–20	?	–
Halcón Peregrino	168–180	110–150	=	–
Lechuza Común	> 500	200–350	–	–
Autillo Europeo	> 1000	500–2000	?	=
Búho Real	182–220	140–170	=	–
Mochuelo Europeo	> 1000	1000–3000	–	=
Cárabo Común	70–100	100–300	?	+
Búho Chico	23–50	8–15	=	–

Estimaciones de abundancia

En la Tabla 2.1 se presentan las estimaciones de abundancia de las poblaciones de las rapaces reproductoras murcianas correspondientes a 1991 (Sánchez-Zapata *et al.* 1995) y a 2003 (Robledano *et al.* 2006 y datos propios), indicándose además las tendencias de evolución observadas en los mencionados años.

Entre las especies menos abundantes en la Región de Murcia figuran el Aguilucho Cenizo (al borde de la extinción), el Cernícalo Primilla, el Búho Chico (Figura 2.2), el Alcotán Común y el Águila-azor Perdicera. Entre las más abundantes des-

tacan el Mochuelo Europeo, el Autillo Europeo y el Cernícalo Vulgar (Figura 2.3). Además de ser las más abundantes, estas tres especies son también las censadas con mayor imprecisión. Las tendencias observadas en el período de 12 años entre la publicación de ambas estimaciones de abundancia reflejan una disminución significativa en 10 especies. Quizá en algunos de estos casos el menor número de parejas sea reflejo exclusivamente de una estimación más exacta (por ejemplo el Águila Real), pero en la mayoría el descenso resulta notable y muy preocupante (Aguilucho Cenizo, Lechuza Común, Azor Común).

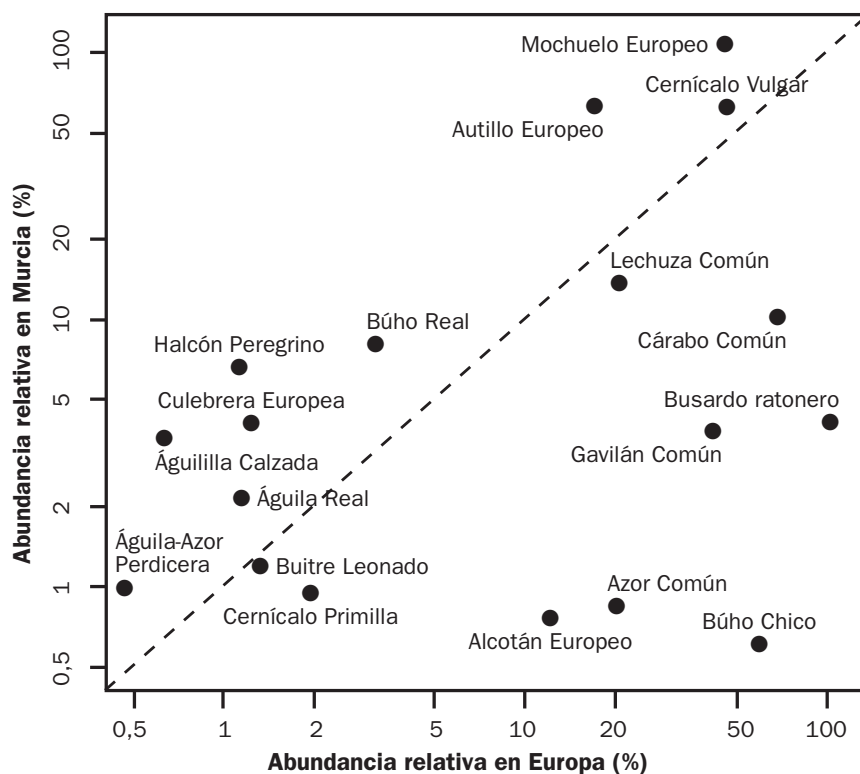
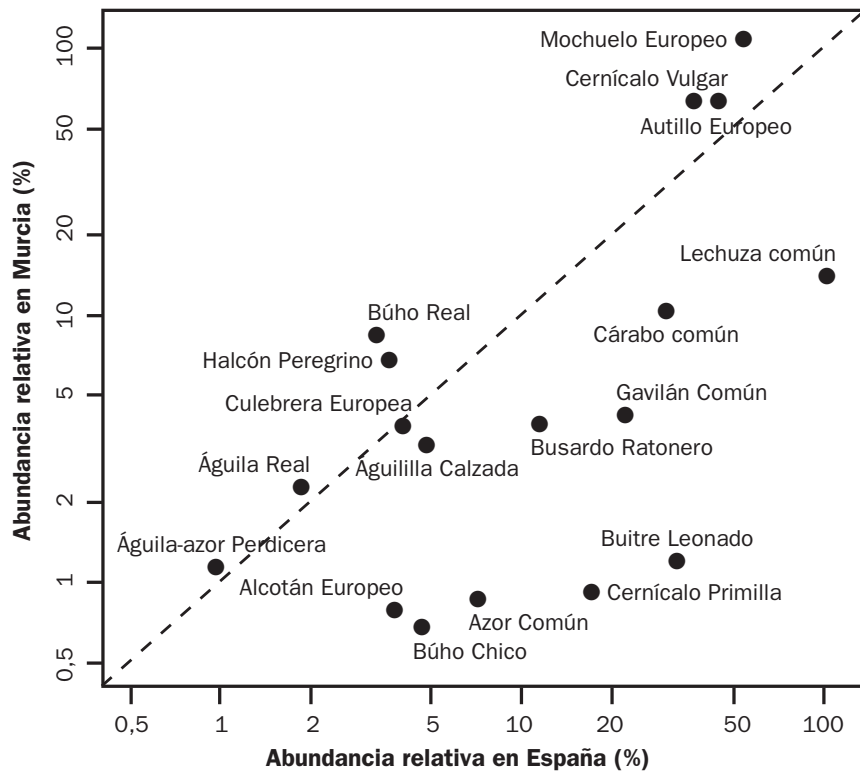


Figura 2.4. Importancia relativa de las rapaces murcianas, según su abundancia, en el contexto nacional y europeo. Los puntos representan, en tanto por ciento, las abundancias regionales, nacionales y europeas de las diversas especies, en relación a la de la especie más abundante en cada caso. Las poblaciones regionales con mayor importancia relativa en el contexto nacional (izquierda) y europeo (derecha), son aquellas situadas por encima de la diagonal. Estimaciones regionales según la Tabla 2.1; estimaciones nacionales y europeas según Martí & del Moral (2003).



Figura 2.5. Águila-azor Perdicera en su nido. Tras un declive pronunciado en la década de los 80, la población murciana de esta especie se recupera lentamente. FOTO: CARLOS GONZÁLEZ REVELLES & GINÉS GÓMEZ

Para tres especies, en cambio, la tendencia de sus poblaciones es positiva, destacando el caso del Buitre Leonado, recuperado como reproductor para la fauna murciana después de 15 años desde su extinción. También es significativa la tendencia al alza –aunque moderada– del Águila-azor Perdicera, cuyas poblaciones se recuperan lentamente, después de una importante disminución en la década de los 80.

El interés de las poblaciones regionales, sin embargo, no depende tanto de su abundancia –en términos absolutos–, como de su importancia relativa en un contexto territorial más amplio, bien sea nacional o internacional. La Figura 2.4 pretende representar esta importancia relativa, considerando la relación entre la abundancia –regional, nacional y europea– de cada especie y la de la especie más común en cada caso. Las especies con poblaciones relativamente importantes en Murcia son las que están situadas sobre la línea diagonal. Así, en un contexto na-

cional destacan las poblaciones de Halcón Peregrino, Búho Real, Mochuelo Europeo y Cernícalo Vulgar, y en menor medida las de Autillo Europeo, Águila Real, Culebrera Europea y Águila-azor Perdicera. Además de las anteriores, en el contexto europeo adquiere también especial relevancia la población de Aguillilla Calzada, a la vez que se hace más notoria la importancia de las poblaciones de Culebrera Europea y Águila-azor Perdicera (Figura 2.5).

Distribución espacial

La abundancia de una especie suele estar también relacionada con su área de distribución; generalmente, cuanto mayor es su área mayor es su abundancia. El estudio de la distribución puede ser abordado desde puntos de vista muy diversos. Una primera aproximación consiste en considerar las características de la distribución geográfica de las distintas especies a escala mundial, y que en gran parte están relacionadas con su compor-

Tabla 2.2. Distribución geográfica mundial (tipo faunístico) de las especies de rapaces reproductoras de la Región de Murcia. Según Voous (1960).

Nombre común	Nombre científico	Tipo faunístico
Buitre Leonado	<i>Gyps fulvus</i>	Paleártico
Culebrera Europea	<i>Circaetus gallicus</i>	Indo Africano
Aguilucho Cenizo	<i>Circus pygargus</i>	Euroturquestano
Azor Común	<i>Accipiter gentilis</i>	Holártico
Gavilán Común	<i>Accipiter nisus</i>	Paleártico
Busardo Ratonero	<i>Buteo buteo</i>	Paleártico
Águila Real	<i>Aquila chrysaetos</i>	Holártico
Aguililla Calzada	<i>Hieraaetus pennatus</i>	Turquestano Mediterráneo
Águila-azor Perdicera	<i>Hieraaetus fasciatus</i>	Indo Africano
Cernícalo Primilla	<i>Falco naumanni</i>	Turquestano Mediterráneo
Cernícalo Vulgar	<i>Falco tinnunculus</i>	Antiguo Mundo
Alcotán Europeo	<i>Falco subbuteo</i>	Paleártico
Halcón Peregrino	<i>Falco peregrinus</i>	Cosmopolita
Lechuza Común	<i>Tyto alba</i>	Cosmopolita
Autillo Europeo	<i>Otus scops</i>	Turquestano Mediterráneo
Búho Real	<i>Bubo bubo</i>	Paleártico
Mochuelo Europeo	<i>Athene noctua</i>	Turquestano Mediterráneo
Cárabo Común	<i>Strix aluco</i>	Paleártico
Búho Chico	<i>Asio otus</i>	Holártico

tamiento migratorio o sedentario. La clasificación de Voous (1960) establece diferentes tipos faunísticos para las especies de aves en función de su rango de distribución (Tabla 2.2). Según se observa en esta tabla existe una amplia variedad de tipos faunísticos entre las rapaces murcianas. En general, las especies sedentarias presentan una distribución mundial amplia (paleártica, holártica, o incluso cosmopolita); las especies migradoras, por su parte, pertenecen mayoritariamente al grupo turquestano-mediterráneo. En cualquier caso, la migración es un fenómeno que determina importantes

cambios estacionales en la distribución, entre las zonas de reproducción y las áreas de invernada. El carácter migratorio de las rapaces se asocia generalmente a los cambios estacionales en la disponibilidad de alimento (Génsbøl 1993), lo que obliga a muchas especies a realizar importantes desplazamientos durante el invierno, en busca de áreas más cálidas con mayor abundancia de presas. Así, nuestras especies invernantes (y muchos individuos de algunas reproductoras, como Gavilanes, Ratoneros, Halcones...) proceden en gran medida de zonas de cría localizadas en latitudes norteñas, mientras

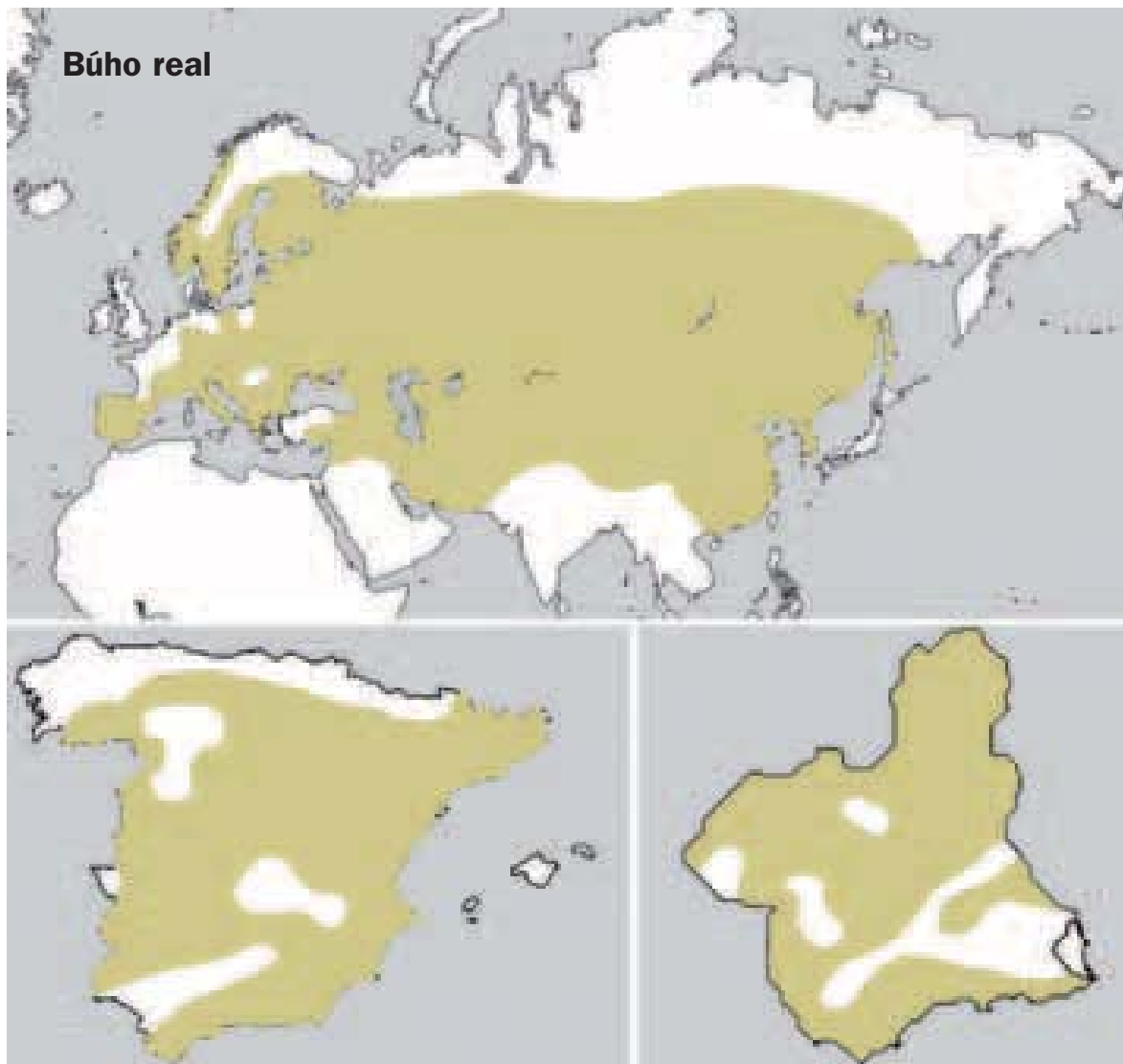


Figura 2.6. Distribución mundial, española y murciana del Búho Real. Según del Hoyo *et al.* (1999), de Juana & Varela (2000) y Martí & del Moral (2003), respectivamente.

que las especies estivales migran a África, al sur del Sahara (aunque en estos casos el conocimiento que se tiene de las áreas de invernada es poco preciso²).

Desde una perspectiva local, sin embargo, el estudio de la distribución de las especies es fundamentalmente una cuestión de escala. La resolución de los mapas de distribución depende fundamentalmente de la superficie cartografiada, y

las representaciones suelen ser más precisas conforme aumenta el detalle (Figura 2.6). Los mapas de distribución regional de las rapaces reproductoras murcianas se presentan en la Figura 2.7. Este tipo de mapas deben considerarse como aproximados, y su finalidad principal es la de proporcionar una indicación orientativa sobre la distribución. De los mapas de la Figura 2.7 se aprecia que, en general,

² Diversas líneas de investigación se centran actualmente en el estudio de la invernada de especies migradoras transaharianas, a través del seguimiento por satélite de individuos equipados con pequeños emisores.

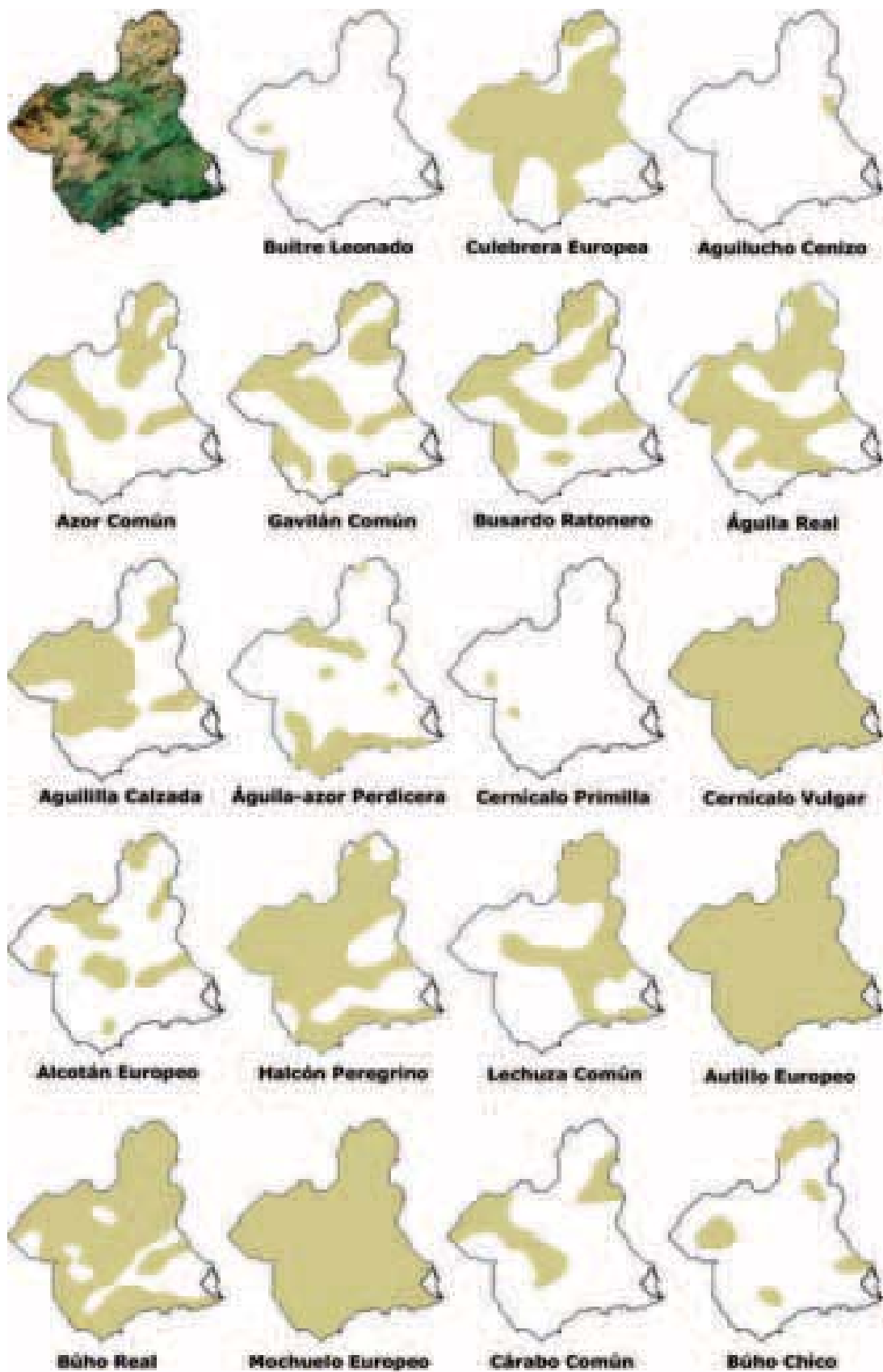


Figura 2.7. Distribución de las aves de presa reproductoras en la Región de Murcia. Mapas según Martí & del Moral (2003), Robledano *et al.* (2006) y datos propios. Arriba, a la izquierda, composición de imágenes de satélite, mostrando los principales relieves, sierras (color marrón oscuro), vegas (verde), y zonas llanas de interior (marrón claro).

Alcotán Europeo

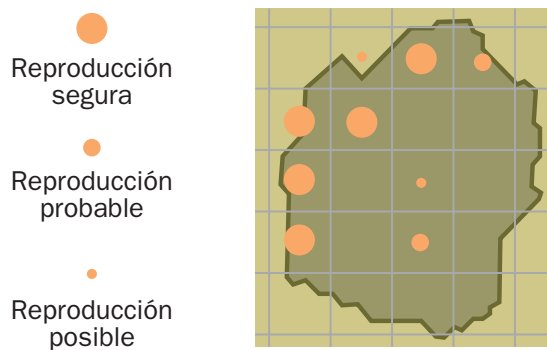


Figura 2.8. Distribución del Alcotán Europeo en cuadrículas UTM de 10x10 km de la comarca del Altiplano (municipios de Jumilla y Yecla). El tamaño de los puntos refleja diferentes grados de certidumbre en la reproducción (ver texto). Según Martínez *et al.* (1996).

existe una buena correlación entre el área de distribución de las rapaces murcianas y su abundancia. Las especies más comunes, como el Cernícalo Vulgar, el Autillo y el Mochuelo, se extienden prácticamente por todo el territorio regional. Las especies más raras presentan áreas de distribución más restringidas y fragmentadas (Cernícalo Primilla, Alcotán, Búho Chico).

Incrementar el grado de detalle en un mapa tiene ventajas evidentes, ya que permite conocer de modo más preciso la distribución de una especie en un determinado territorio. Sin embargo, existen otras técnicas cartográficas que aportan mayor información. En concreto, la realización de los denominados atlas, constituyen el método más utilizado en estudios sobre distribución de especies a diferentes escalas de resolución. Un atlas es un conjunto de mapas en los que se presenta informa-

ción sobre la presencia de especies animales o vegetales en un determinado espacio geográfico, referida generalmente a las cuadrículas de un retículo con el que se ha dividido el territorio (por ejemplo cuadrículas UTM³ de 10 km de lado) (Martínez *et al.* 1996). En el caso de los atlas ornitológicos, la información suele presentarse mediante tres grados de certidumbre acerca de la reproducción de una especie (posible, probable, segura), lo cual se indica gráficamente mediante puntos de diferentes tamaños (Figura 2.8). La reproducción posible representa el menor nivel de certidumbre, y se asigna a una cuadrícula cuando en ella se ha observado algún individuo en el hábitat adecuado, o cuando se ha escuchado algún canto nupcial en periodo reproductor. Los criterios para asignar una reproducción probable son diversos, e incluyen, entre otros, la observación de parejas en fechas y hábitats apropiados, la observación de cortejos o cópulas, y el transporte de material para la construcción de nidos. Finalmente, la reproducción segura se determina cuando se observa directamente un nido con huevos o pollos, o cualquier otro signo patente de actividad o comportamiento que acredite la reproducción.

Algo más elaborados son los atlas en los que, además de la presencia de cada espe-

3 UTM: Universal Transverse Mercator. Se trata de un sistema de proyección geográfica que cuadrícula imaginariamente el planeta, muy utilizado en cartografía como alternativa al sistema sexagesimal de coordenadas.

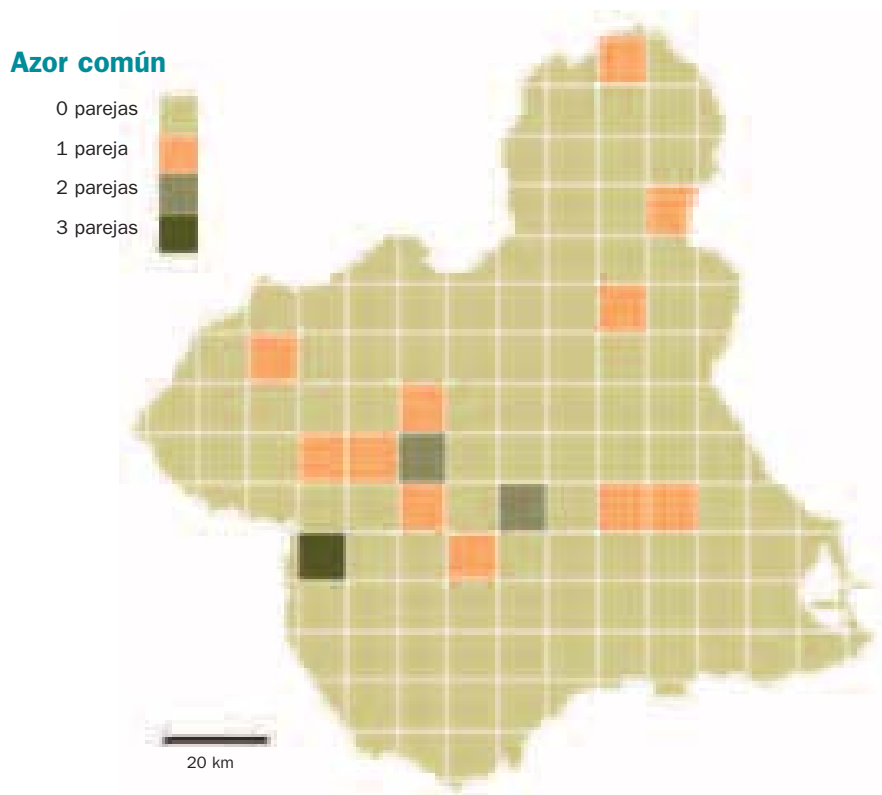


Figura 2.9. Distribución y abundancia del Azor Común en cuadrículas UTM de 10x10 km de la Región de Murcia.

cie, se aporta información cuantitativa o semicuantitativa sobre su abundancia en cada una de las cuadrículas (Sánchez-Zapata 1994). La representación puede realizarse, por ejemplo, asignando a cada cuadrícula un color diferente, en función del número de parejas presentes (Figura 2.9).

A escala más detallada, el carácter territorial de las especies de rapaces plantea otro tipo de cuestiones de interés en el análisis de la distribución. La forma en la que se distribuyen los nidos o las parejas territoriales en el espacio responde a tres esquemas fundamentales: regularidad, azar o contagio (Figura 2.10). El

análisis del espaciamiento entre territorios, mediante técnicas estadísticas adecuadas, permite determinar el patrón de distribución espacial de las poblaciones reproductoras de una especie –o de un conjunto de ellas–, y del cual puede inferirse la existencia de procesos de competencia intraespecífica (entre parejas de la misma especie) o interespecífica (entre individuos de especies distintas). La competencia por la ocupación de los lugares de cría es un fenómeno frecuente entre las especies territoriales, circunstancia que suele determinar un espaciamiento regular entre las parejas repro-

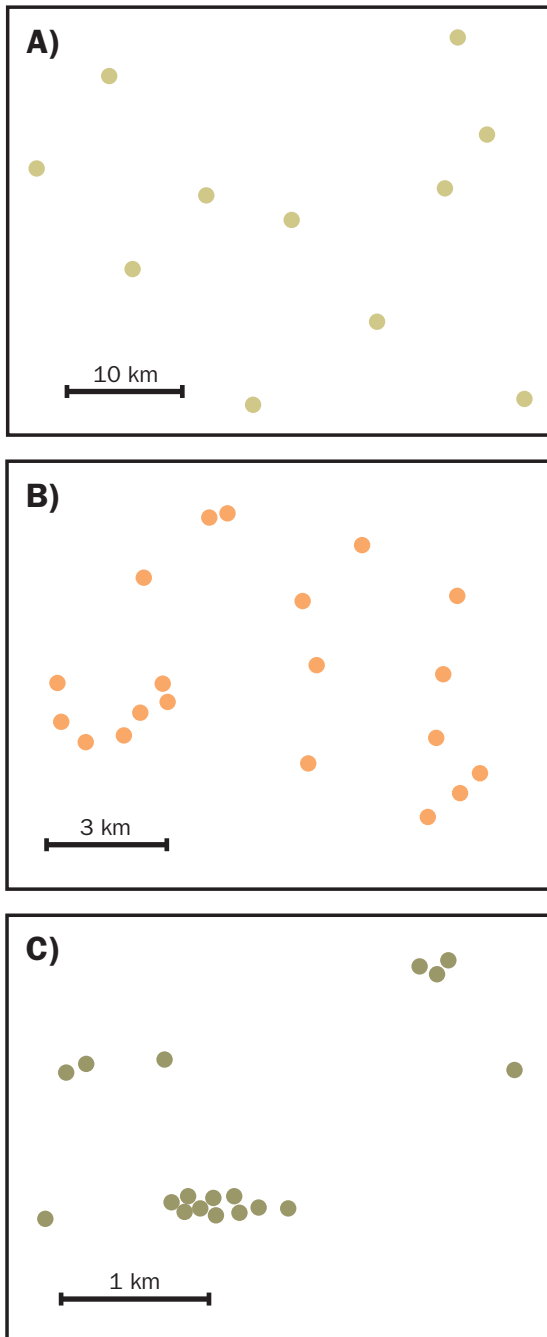


Figura 2.10. Ejemplos de tipos de distribución espacial de poblaciones de rapaces en distintas comarcas de la Región de Murcia. **A)** Distribución regular de territorios de Águila Real. **B)** Distribución aleatoria de nidos de Aguillilla Calzada. **C)** Distribución contagiosa de nidos de Buitre Leonado.

ductoras (Newton 1979). En el extremo contrario se sitúan las especies coloniales, como los buitres, que presentan distribuciones agregadas (contagiosas) en sus zonas de reproducción. El tipo de distribución, no obstante, depende de la escala de detalle considerada. En Murcia, por ejemplo, el Águila-azor *Perdicera* presenta una distribución contagiosa a escala regional, con dos grandes núcleos de agregación: las sierras del litoral y las de la vega media del Segura (reductos a los que se ha visto relegada la especie tras la disminución de su población). Dentro de cada núcleo, sin embargo, la localización de los territorios sigue un patrón de distribución aleatorio (Carrete *et al.* 2001).





Hábitat y territorio

Capítulo 3

Introducción

Como cualquier especie animal, las aves rapaces requieren lugares adecuados para alimentarse y reproducirse. Las diferentes especies, según sus características y necesidades, escogen hábitats¹ que les permiten mantenerse a salvo de predadores, resguardarse de las inclemencias meteorológicas, explotar los recursos tróficos con mayor eficiencia, instalar sus nidos y garantizar su éxito reproductor. La distribución de las rapaces en la Región de Murcia abarca todos los hábitats representativos de los ambientes semiáridos mediterráneos, desde áreas esteparias y humedales, hasta acantilados e islas marinas. Las preferencias por un determinado tipo de ambiente condiciona la distribución de cualquier población reproductora en una región concreta. En consecuencia, la abundancia de una especie obedece a la disponibilidad de hábitat óptimo. Sin embargo, la forma de percibir las características del medio puede variar notablemente entre las distintas especies y, en general, existe un complejo entramado de relaciones que se manifiestan a diferentes escalas espaciales y temporales. Por

¹ Hábitat es un término que hace referencia a las características ecológicas del lugar o espacio físico donde vive una especie.



Figura 3.1. Los roquedos constituyen el hábitat característico de las rapaces rupícolas, como las grandes águilas –Real y Perdicera–, el Halcón Peregrino y el Búho Real. Barranco de la Hoz en Sierra Espuña. FOTO: CARLOS GONZÁLEZ REVELLES

ejemplo, muchas especies necesitan distintos tipos de hábitat para construir sus nidos y para buscar alimento, por lo que su distribución dependerá de la existencia de ambientes heterogéneos en los que se encuentren los diferentes hábitats requeridos. A esta escala espacial, que podemos denominar de *macrohábitat*, el área ocupada por una determinada especie puede estar limitada por variables como el número, el tamaño y la disposición espacial de los elementos que configuran el paisaje (por ejemplo, fragmentos de bosque, matorral y cultivos). Para nidificar, sin embargo, la misma especie puede estar influenciada por variables muy diferentes, que se expresan a una escala mucho más detallada (*microhábitat*), como por ejemplo la altura de un árbol, su cobertura, o su posición en una ladera.

En los estudios de hábitat se distinguen fundamentalmente dos términos que hacen referencia al área que ocupa un individuo o una pareja reproductora, y que son especialmente relevantes en las investigaciones sobre rapaces: el *territorio* y el *área de campeo*. Siguiendo a Wilson (1980), el territorio puede definirse como el área ocupada más o menos exclusivamente por un animal, y defendida de otros

individuos de la misma y de otras especies. Generalmente los territorios son ocupados y defendidos por los dos miembros de una pareja. En especies coloniales, el territorio suele quedar reducido al entorno inmediato del nido. Por su parte, el área de campeo o *home range* es el área que la pareja conoce y patrulla habitualmente en sus actividades cotidianas. En ocasiones, sobre todo en el caso de animales de pequeño tamaño, el *home range* coincide con el territorio, pero para la mayoría de rapaces, las áreas de campeo suelen extenderse mucho más allá del área defendida alrededor del nido.

Los hábitats de nidificación

En la Tabla 3.1 se muestra la relación de las rapaces reproductoras de la Región de Murcia con indicación de su distribución en diferentes tipos de hábitat de nidificación. No obstante, a grandes rasgos, y con independencia de esta clasificación exhaustiva, puede considerarse una agrupación más general de las 19 especies en tres grandes tipos de ambientes: (1) roquedos, (2) áreas forestales, (3) zonas esteparias y paisajes agrarios.

Roquedos

Los roquedos son elementos representativos de la mayoría de sistemas montañosos de interior y sierras litorales (Figura 3.1).

Tabla 3.1. Tipos de hábitat de nidificación y preferencias paisajísticas de las especies de rapaces reproductoras en la Región de Murcia.

Nombre común	Hábitats de reproducción	Paisaje
Buitre Leonado	Grandes roquedos	Áreas rupícolas en sistemas montañosos
Culebrera Europea	Bosque maduro Bosque abierto	Sistemas agroforestales, con pinares y cultivos de secano
Aguilucho Cenizo	Saladares y carrizales	Humedales asociados a sistemas de drenaje
Azor Común	Bosque maduro	Sistemas forestales
Gavilán Común	Bosque joven	Sistemas forestales
Busardo Ratonero	Bosque maduro Bosquetes y árboles aislados	Sistemas agroforestales, con pinares y cultivos de secano
Águila Real	Grandes roquedos	Áreas rupícolas en sistemas montañosos
Aguililla Calzada	Bosque maduro Bosquetes y árboles aislados	Sistemas agroforestales, con pinares y cultivos de secano
Águila-azor Perdicera	Grandes roquedos Pequeños roquedos Acantilados marinos	Áreas rupícolas en sistemas montañosos de altitud media y baja
Cernícalo Primilla	Edificaciones rurales	Sistemas agrarios de secano
Cernícalo Vulgar	Edificaciones rurales Taludes de ramblas Pequeños roquedos Acantilados marinos Bosquetes y árboles aislados	Zonas esteparias y sistemas agrarios de secano
Alcotán Europeo	Bosquetes y árboles aislados	Zonas esteparias y sistemas agrarios de secano
Halcón Peregrino	Grandes roquedos Pequeños roquedos Acantilados marinos	Áreas rupícolas en sistemas montañosos
Lechuza Común	Edificaciones rurales Edificaciones urbanas Taludes de ramblas	Ambientes rurales y urbanos; sistemas agrarios
Autillo Europeo	Parques y jardines Bosque joven Cultivos	Áreas forestales, y ambientes rurales y urbanos
Búho Real	Grandes roquedos Pequeños roquedos Taludes de ramblas	Áreas rupícolas en sistemas montañosos de altitud media y baja
Mochuelo Europeo	Edificaciones rurales Cultivos Taludes de ramblas	Zonas esteparias y sistemas agrarios de secano
Cárabo Común	Grandes roquedos Pequeños roquedos Edificaciones rurales	Áreas rupícolas en sistemas forestales
Búho Chico	Bosquetes y árboles aislados	Áreas forestales y sistemas agrarios

Las especies que utilizan este tipo de hábitat para reproducirse reciben el nombre de rapaces rupícolas y constituyen un grupo ampliamente repartido por la Región de Murcia, en el que se incluyen aves de diversa envergadura, tamaños de población y preferencias de hábitat. A escala de paisaje, su distribución parece estar ligada a determinadas características del hábitat de cría, la altitud y el grado de humanización. El Buitre Leonado y el Águila Real, por ejemplo, suelen ocupar los roquedos de los núcleos montañosos de mayor altitud, mientras que el Águila-azor Perdicera, el Búho Real, el Halcón Peregrino y el Cárabo Común ocupan los roquedos de áreas periféricas, de menor altitud y sometidos generalmente a una mayor presión humana (Sánchez-Zapata 1999). La elección de la tipolo-



Figura 3.2. El Cárabo Común es una especie típicamente forestal, que en la Región de Murcia utiliza cortados rocosos para nidificar. FOTO: CARLOS GONZÁLEZ REVELLES

gía del roquedo por las especies difiere en función de las dimensiones del roquedo. Así, el Águila Real y el Águila-azor Perdicera prefieren los roquedos de mayor tamaño y situados en zonas de elevada pendiente (Carrete 2002), mientras que el Búho Real tiende a seleccionar roquedos más pequeños (Martínez & Calvo 2000).

El caso del Cárabo Común en la región es algo peculiar (Figura 3.2). Se trata de una especie que en la mayor parte de su área de distribución anida en oquedades de árboles, siendo por tanto una especie eminentemente forestal. Sin embargo, en los ambientes mediterráneos del sureste ibérico, dada la escasez de árboles caducifolios, maduros y con huecos apropiados, necesita la presencia de roquedos para nidificar (Sánchez-Zapata & Calvo 1999b); puede considerarse aquí, por tanto, como una especie rupícola.

Áreas forestales

Los bosques murcianos se circunscriben en su mayoría a los sistemas montañosos, y en menor medida a manchas aisladas de reducida extensión en zonas llanas, y a los márgenes fluviales de tramos de río bien conservados. Este tipo de hábitats (Figura 3.3) es utilizado para nidificar por un buen número de especies, que seleccionan diferentes tipos de bosque en función de la extensión, la densidad, la estructura y la madurez del



Figura 3.3. Los bosques de pino carrasco constituyen el hábitat principal de las rapaces forestales en la Región de Murcia. En ellos nidifican principalmente el Azor, el Gavilán, la Aguililla Calzada, el Busardo Ratonero y la Culebrera Europea. FOTO: CARLOS GONZÁLEZ REVELLES

arbolado, aspectos que confieren al paisaje forestal una heterogeneidad que es el resultado de siglos de intensa explotación humana sobre estos ecosistemas. Los bosques maduros son los preferidos por especies como el Azor Común, el

Aguililla Calzada y el Busardo Ratonero, que suelen construir sus nidos en pinos carrascos de gran altura y porte. En cambio, el Gavilán Común (Figura 3.4) suele presentarse en bosques más jóvenes, con mayor densidad de arbolado.



Figura 3.4. Gavilán Común hembra en su nido. FOTO: CARLOS GONZÁLEZ REVELLES & GINÉS GÓMEZ



Figura 3.5. El paisaje agrario de la Región de Murcia está configurado por un mosaico heterogéneo de cultivos, áreas rurales, áreas esteparias y manchas de bosque remanentes. FOTO: JOSÉ F. CALVO

La Culebrera Europea es otra especie típicamente forestal, y aunque está presente en las grandes extensiones arboladas, suele preferir laderas de bosque de estructura abierta. Otras dos especies, el Alcotán Europeo y el Búho Chico tienden a ocupar pequeños bosquetes, e incluso árboles aislados. Por último, el Autillo Europeo tiene una distribución más amplia, incluidas las arboledas de jardines de pueblos y ciudades.

Zonas esteparias y paisajes agrarios

Las zonas esteparias incluyen varios tipos de hábitats, como ramblas y ramblizos, páramos áridos, saladares y llanuras de escasa cobertura arbustiva, inmersas generalmente en una matriz de cultivos, que configuran la estructura característica de muchos paisajes agrarios (Figura 3.5). En este tipo de ambientes pueden encontrarse diversas rapaces: Cernícalo Vulgar, Cernícalo Primilla, Aguilucho Ceni-

zo, Lechuza Común y Mochuelo Europeo. Entre estas especies existe una amplia variedad de preferencias. El Primilla, por ejemplo, una especie colonial de distribución muy limitada en la Región de Murcia, está ligado a zonas de cultivos de secano, con presencia de edificaciones rurales donde nidificar (Figura 3.6). El Aguilucho Cenizo, mucho más escaso todavía, muestra una distribución prácticamente restringida a formaciones vegetales del entorno de humedales y ramblas (Figura 3.7), a diferencia de lo que ocurre en la mayor parte de la Península Ibérica, donde nidifica fundamentalmente en cultivos de cereal.

Las tres especies restantes –Cernícalo Vulgar, Mochuelo y Lechuza– están mayoritariamente ligadas a ambientes agrícolas y rurales. No obstante, las tres tienen una distribución en general mucho más amplia, pudiendo encontrarse tanto en hábitats poco humanizados –ramblas, bosques, roquedos–, como en ambientes urbanos (Tabla 3.1). El Cernícalo Vulgar se

encuentra presente prácticamente en todo tipo de hábitat, aunque abunda más en los medios abiertos y cultivos de secano donde existe una elevada disponibilidad de presas como insectos y pequeñas aves. Se trata de un ave que nidifica en repisas y oquedades de cantiles, canteras abandonadas, y en construcciones humanas. El Mochuelo Europeo es un ave común de los sistemas agrícolas de secano tradicional, que suele ocupar agujeros en árboles secos, pedrizas, pequeñas madrigueras y viejas construcciones humanas. La Lechuza Común suele ocupar preferentemente los medios agrícolas, las ramblas y las construcciones –abandonadas



Figura 3.6. El Cernícalo Primilla es una especie característica de paisajes agrarios, en los que suele utilizar edificaciones humanas para nidificar. FOTO: CARLOS GONZÁLEZ REVELLES

Figura 3.7. Humedal de Derramadores, en el Paisaje Protegido de Ajauque y Rambla Salada, una de las últimas áreas de nidificación del Aguilucho Cenizo en la Región de Murcia. FOTO: ROSA GÓMEZ



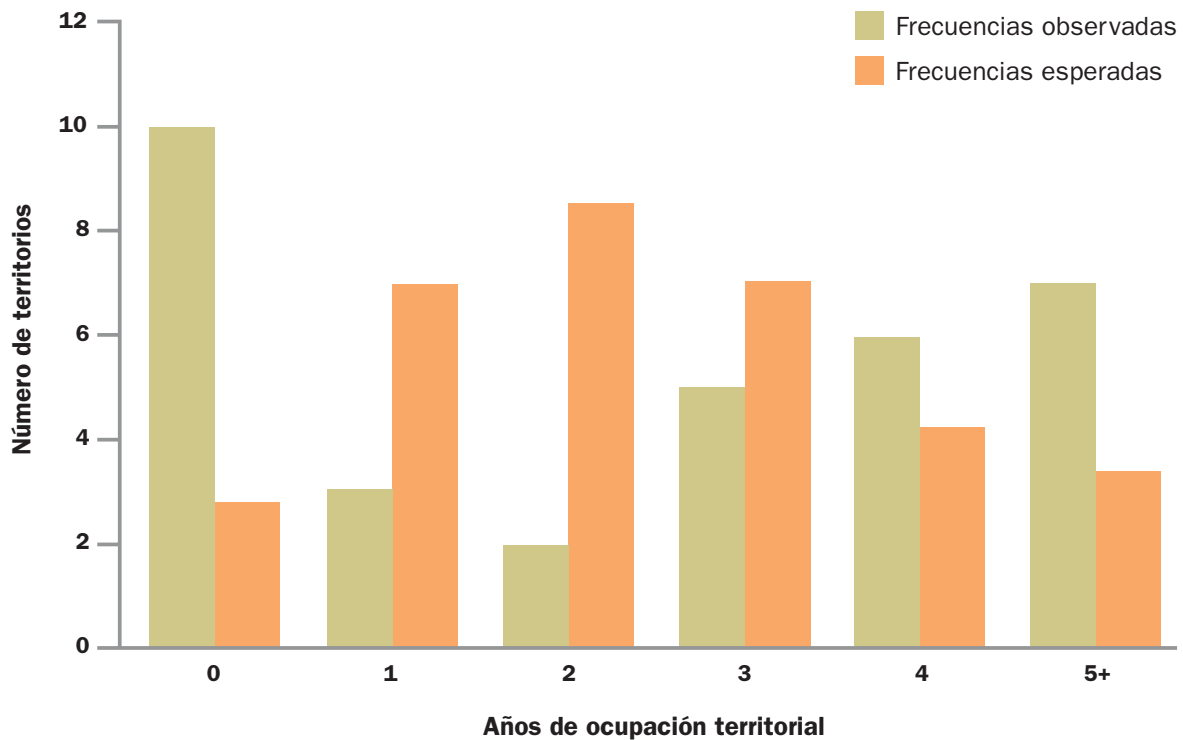


Figura 3.8. Patrón de ocupación temporal de territorios de Aguililla Calzada en las sierras de Burete, Lavia y Cambrón. Las frecuencias esperadas corresponderían a una ocupación aleatoria de territorios. Según Pagán *et al.* (2004).

u ocupadas— de pueblos y ciudades. El Cernícalo Primilla también puede encontrarse en medios urbanos, criando con frecuencia en iglesias y catedrales de muchos pueblos y ciudades de España. Sin embargo, la última colonia urbana de la región de Murcia desapareció a finales de los años 70 de algunas iglesias de Yecla (Villalba *et al.* 2000).

Los territorios

El territorio es una zona próxima al nido, ocupada por una pareja de aves, y cuya extensión es variable dependiendo de la especie, los individuos, la densidad de parejas y las características del hábitat. El territorio suele ser defendido continuamente —mediante vuelos agresivos u otros tipos de comportamiento intimidatorio—

de otras aves de la misma o diferente especie. Esta defensa del territorio se acentúa durante la época de reproducción, ya que la pareja debe defender su inversión reproductiva de potenciales competidores o predadores. En el caso de las rapaces, los territorios constituyen a menudo enclaves reproductores utilizados durante décadas. En ausencia de molestias o perturbaciones, las parejas de especies de gran tamaño y larga vida pueden permanecer muchos años en el mismo territorio, reemplazándose los individuos una vez que mueren los más viejos. En determinadas circunstancias, la utilización de un territorio puede ser alternada en diferentes años por distintas especies.

La frecuencia de ocupación de un territorio guarda relación estrecha con su calidad (Sergio & Newton 2003). De esta for-

ma, los territorios que más se ocupan son en general los más productivos, y por tanto los que contribuyen mayoritariamente al crecimiento de las poblaciones (Kostrzewa 1996). El estudio de los patrones de ocupación temporal de territorios en un área determinada suele presentar una apariencia como la mostrada en la Figura 3.8, con un grupo de territorios preferidos –casi siempre ocupados– y otros claramente evitados. En muchos casos, las características del hábitat representan el factor determinante de la calidad de un territorio (véase el apartado *Modelos de selección de hábitat*), pero existen otros muchos factores que pueden influir también de forma decisiva en su ocupación. Por ejemplo, la presencia cercana de otras parejas, potenciales competidoras, es una circunstancia que determina generalmente el espaciamiento regular de los territorios (capítulo 2). También la proximidad de grandes predadores, como el Búho Real, puede limitar el éxito reproductor de algunas especies y condicionar de esta forma la ocupación de territorios (Sergio *et al.* 2003).

Otro factor importante entre las rapaces es la fidelidad a la zona natal, fenómeno biológico que recibe el nombre de *filopatría* (Greenwood 1980), y que contribuye potencialmente a asegurar un suministro continuado de individuos que subsanen bajas de adultos territoriales. La fidelidad territorial de los adultos reproductores es

otra característica relacionada con la anterior. En muchas especies esta fidelidad depende fundamentalmente del suceso reproductor del año anterior; así, los éxitos suelen condicionar la reocupación en años sucesivos, mientras que los fracasos determinan con frecuencia el abandono (Figura 3.9). La fidelidad, por tanto, está influenciada por la experiencia reproductora de los individuos, que a su vez suele estar estrechamente relacionada con la edad (Serrano *et al.* 2001). También la pérdida de alguno de los miembros de la pareja puede influir en la probabilidad de cambio de territorio (Forero *et al.* 1999).

La fidelidad territorial de los individuos con mayor experiencia reproductora determina en muchas poblaciones de rapaces un modelo de ocupación territorial denomi-

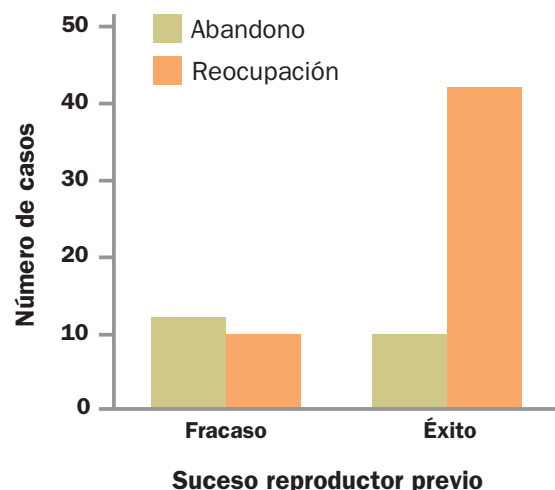


Figura 3.9. Relación entre el abandono y la reocupación de territorios y el suceso reproductor previo en una población de Aguillilla Calzada en las sierras de Burete, Lavia y Cambrón. Según Martínez (2002).

Tabla 3.2. Áreas de campeo (valores medios, en hectáreas), estimadas mediante radio-seguimiento, de 13 especies de distribución holártica con presencia en la Región de Murcia.

Especie	Área de campeo	Localidad	Referencias
Azor Común	1290	La Segarra (Cataluña)	Mañosa (1991)
Gavilán Común	1074	Noruega	Selås & Rafoss (1999)
Águila Real	2280	Idaho (EE.UU.)	Marzluff <i>et al.</i> (1997)
Águila Real*	30484	Idaho (EE.UU.)	Marzluff <i>et al.</i> (1997)
Aguililla Calzada	14605	Murcia	Martínez <i>et al.</i> (2006).
Águila-azor Perdicera	4475	Murcia	DGMN**
Águila-azor Perdicera	8107	Cataluña	López <i>et al.</i> (2004)
Cernícalo Primilla	1237	Los Monegros (Aragón)	Tella <i>et al.</i> (1998)
Halcón Peregrino	12300	Sudáfrica	Jenkins & Benn (1998)
Mochuelo Europeo	15	Alemania	Exo (1992)
Búho Chico	980	Suiza	Henrioux (2000)

* Área de campeo invernal.

** Datos de la Dirección General del Medio Natural (Consejería de Industria y Medio Ambiente – Proyecto LIFE).

nado *distribución despótica ideal* (Morris 2003) consistente en que los mejores territorios son ocupados por los individuos dominantes (los de mayor calidad o más experimentados). De esta forma, los individuos jóvenes o inexpertos se ven desplazados a territorios menos productivos. La existencia de un mosaico heterogéneo de hábitats, con territorios de diferente calidad, unido al modelo de distribución despótica puede generar una dinámica *fuentes–sumidero* (Pulliam & Danielson 1991), en la que la supervivencia y la fecundidad son menores en los territorios de menor calidad o *sumideros* (Ferrer & Donazar 1996) y la estabilidad numérica de la población se mantiene gracias a los jóvenes producidos en los territorios *fuentes*.

Muchas especies de rapaces son monógamas, por lo que los componentes de la pareja suelen mantenerse unidos durante todo el año (Newton 1979), incluidos probablemente los de especies migradoras, que efectúan desplazamientos a miles de

kilómetros de distancia. Las especies residentes tienden en cambio a mantenerse en sus territorios durante todo el año desarrollando en ocasiones un comportamiento territorial mucho más agresivo. No obstante, en determinadas circunstancias, los individuos de especies no migradoras pueden abandonar temporalmente sus territorios durante el invierno, realizando desplazamientos a mayor o menor distancia, y buscando áreas con condiciones climáticas más benignas o con mayor densidad de presas en esta época del año (Widén 1985).

Las áreas de campeo

Muchas rapaces se desplazan lejos de las inmediaciones del nido para sobrevolar los mejores hábitats donde acechar y cazar sus presas. Estas zonas patrulladas por las aves reciben el nombre de áreas de campeo. En términos generales cabe esperar que el tamaño del área de campeo

esté relacionado positivamente con el tamaño del ave y sus necesidades energéticas, aunque existe una variabilidad muy notable (Tabla 3.2). En una revisión sobre los factores que determinan la extensión de las áreas de campeo en rapaces (Peery 2000), se argumenta también que la superficie es mayor conforme disminuye la densidad de presas en la zona y aumenta el consumo de aves en la dieta.

Los biólogos recurren al empleo de varias metodologías de campo y técnicas estadísticas para el estudio de los movimientos de las rapaces. El empleo de radiotransmisores ha permitido conocer muchos aspectos de la biología y ecología de estas aves. Esta técnica recibe el nombre de radio-seguimiento o *radio-tracking* (Figura 3.10). Estos estudios son costosos

debido al elevado precio del material y, sobre todo, al esfuerzo y tiempo que conlleva la captura y el seguimiento de las aves marcadas. Sin embargo, el radio-seguimiento es una técnica fundamental para el estudio del uso del hábitat, la organización social, la actividad, la dispersión, la predación, la supervivencia, la densidad, la territorialidad y las relaciones interespecíficas de numerosas especies (Kenward 2001). Actualmente se utilizan también procedimientos de seguimiento vía satélite, que proporcionan automáticamente información sobre la localización, sin necesidad de un seguimiento continuo en el campo, aunque son más eficaces en la investigación de movimientos migratorios y dispersivos, que en estudios de áreas de campeo (Cooke *et al.* 2004). Toda



Figura 3.10. El radio-seguimiento constituye un método de estudio fundamental para la investigación de las áreas de campeo de las rapaces. Izquierda: una hembra de Aguillilla Calzada equipada con un emisor. Derecha: labor de seguimiento de rapaces en el campo. FOTOS: JOSÉ F. CALVO

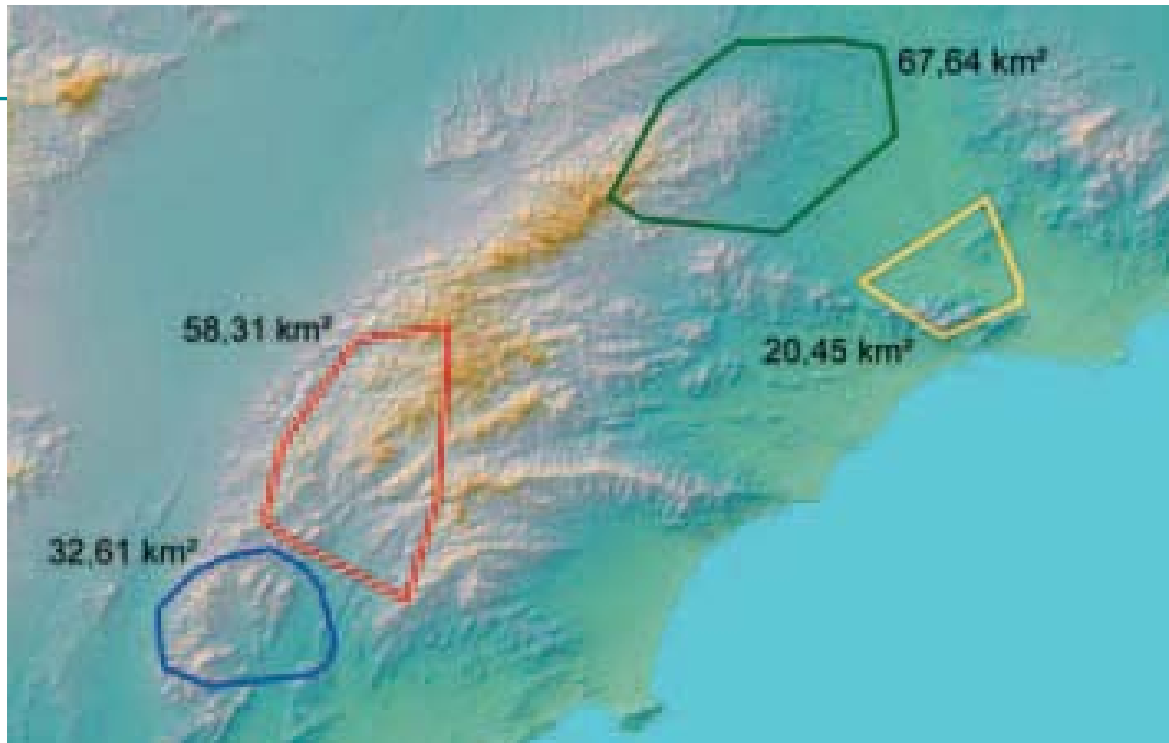


Figura 3.11. Áreas de campeo de 4 individuos de Águila-azor Perdicera en las Sierras de Almenara y Las Moreras (según datos de la Dirección General del Medio Natural, Consejería de Industria y Medio Ambiente – Proyecto LIFE).

esta tecnología, unida al uso de potentes herramientas informáticas, como los Sistemas de Información Geográfica, y complejas técnicas estadísticas para el análisis de los datos, confieren a este tipo de investigaciones un enorme potencial y un elevado interés para la conservación de las especies de fauna y sus hábitats.

Las áreas de campeo suelen tener unos límites definidos pero, a diferencia de lo que ocurre con los territorios, toda esta superficie no es defendida, lo cual implica que las zonas de caza de varias parejas pueden solaparse. Sin embargo, diversos estudios han demostrado que algunas especies tienen territorios de caza excluyentes, como el Busardo Ratonero y el Ratonero Calzado (*Buteo lagopus*) en el norte de Europa, y el Águila Real y el Águila-azor Perdicera en el sur (Newton & Olsen 1993). La forma del área de campeo está determinada por la orografía, la extensión y la distribución espacial de los tipos de usos del suelo y de las presas del hábitat, dependiendo de los requerimientos ecoló-

gicos de las especies. De esta manera, por ejemplo, la orientación y extensión de los sistemas montañosos tendría una gran influencia en las rapaces rupícolas, mientras que la disponibilidad de manchas de una vegetación arbustiva y forestal sería vital para los movimientos de caza de las rapaces de campo abierto y de bosque, respectivamente. Las áreas de máxima utilización suelen ser ricas en presas y reciben el nombre de áreas nucleares o “core areas” (Hodder *et al.* 1998). Los estudios de preferencia de uso del hábitat se fundamentan generalmente en la comparación de las frecuencias de utilización y las proporciones de hábitat disponible, y suelen proporcionar un orden de preferencias, en cuyos extremos se sitúan por un lado los hábitats preferidos, y por otro los evitados (Aebischer *et al.* 1993).

En la actualidad se dispone de escasa información sobre el tamaño de las áreas de campeo de las rapaces murcianas. Sin embargo, en los últimos años, se han ini-

ciado diversos trabajos con el Aguililla Calzada y el Águila-azor Perdicera (Figura 3.11). En el caso del Aguililla Calzada, se ha constatado que los individuos adultos poseen amplias zonas de campeo, mucho mayores que las registradas para otras rapaces de tamaño similar e incluso superior (Tabla 3.2). Otro resultado interesante ha sido comprobar que una elevada superficie patrullada por las águilas se encuentra en áreas agrícolas, fuera de los límites del espacio protegido, en este caso, la ZEPA² de las sierras de Burete, Lavia y Cambrón (Martínez 2002; Martínez *et al.* 2006). En comparación, los individuos de Águila-azor Perdicera marcados en la ZEPA de las sierras de las Moreras, Almenara y Cabo Cope, poseen áreas de campeo relativamente pequeñas. Este último estudio forma parte de un Programa LIFE-Naturaleza –financiado por la Unión Europea– para la conservación de esta especie en la mencionada ZEPA, y realizado por la Dirección General del Medio Natural de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.

Modelos de selección de hábitat

El estudio de la distribución de los territorios y del uso del espacio en las áreas de campeo permiten al biólogo profundi-

zar en el análisis del proceso de selección del hábitat –tanto el macrohábitat como el microhábitat–, aunque también otros factores como la presencia de predadores e individuos competidores puede condicionar de manera importante esta selección. Este tipo de investigaciones facilitan una mejor comprensión de las asociaciones entre las rapaces y su hábitat, generalmente a través de la elaboración de modelos matemáticos que describen las relaciones con el hábitat de nidificación, el área de campeo, el paisaje, la escala y la distribución espacial.

En Murcia se han realizado diversos trabajos que han analizado la distribución a escala regional de un buen número de especies de rapaces, tanto diurnas como nocturnas (Sánchez-Zapata 1994; Sánchez-Zapata *et al.* 1995; Sánchez-Zapata *et al.* 1996). En estos trabajos se elaboraron modelos de regresión en los que se relacionaba la presencia o abundancia de las especies estudiadas con diferentes variables descriptoras de las características del hábitat. Como era esperable a esta escala regional, la pendiente resulta ser el mejor descriptor, en términos generales, de la presencia de las rapaces rupícolas, mientras que la superficie de bosque es la característica más influyente en la distribución de las rapaces forestales.

2 Zona de Especial Protección para las Aves.

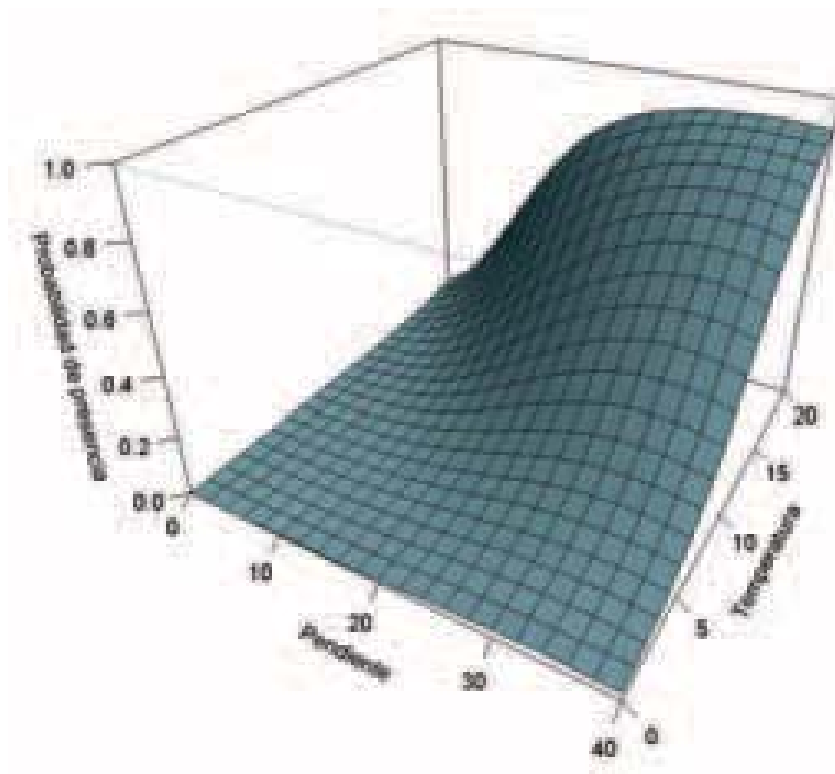


Figura 3.12. Modelo de respuesta del Halcón Peregrino a la pendiente y la temperatura media anual en la Región de Murcia. El gráfico representa la probabilidad de presencia estimada en cuadrículas UTM de 3x3 km. Según Calvo *et al.* (1997).

Otras variables topográficas, como la altitud, o de tipo climático, como la temperatura, adquieren una relevancia secundaria para explicar la distribución de las diferentes especies. Este tipo de análisis suele realizarse considerando la información, tanto de las especies como del hábitat, referida a superficies concretas del territorio, generalmente cuadrículas UTM de un determinado tamaño (capítulo 2). Los resultados suelen expresarse en forma de gráficos bidimensionales o tridimensionales (como el de la Figura 3.12), en los que se muestra el aspecto cuantitativo de la respuesta (abundancia o probabilidad de presencia) de la especie a las variables ambientales consideradas.

El tamaño de la cuadrícula resulta especialmente importante como indicador del papel de las diferentes variables en el pro-

ceso de selección a diferentes escalas de percepción del hábitat. En este tipo de trabajos se suele utilizar como referencia de estudio dos o más tamaños de cuadrícula, unidades sobre las que posteriormente se adquiere la información relativa a las variables ambientales y a la abundancia o presencia de las especies. En la Región de Murcia se ha realizado una extensa investigación en la que se analizó la respuesta de un buen número de rapaces a dos escalas de resolución espacial: cuadrículas UTM de 9 km² y 100 km² (Sánchez-Zapata 1999). A partir de los resultados de esta tesis doctoral se publicaron diversos trabajos sobre algunas de las especies estudiadas (Sánchez-Zapata & Calvo 1999a, 1999b; Carrete *et al.* 2000), en los que se pone de manifiesto cómo las aves responden de distinta manera a

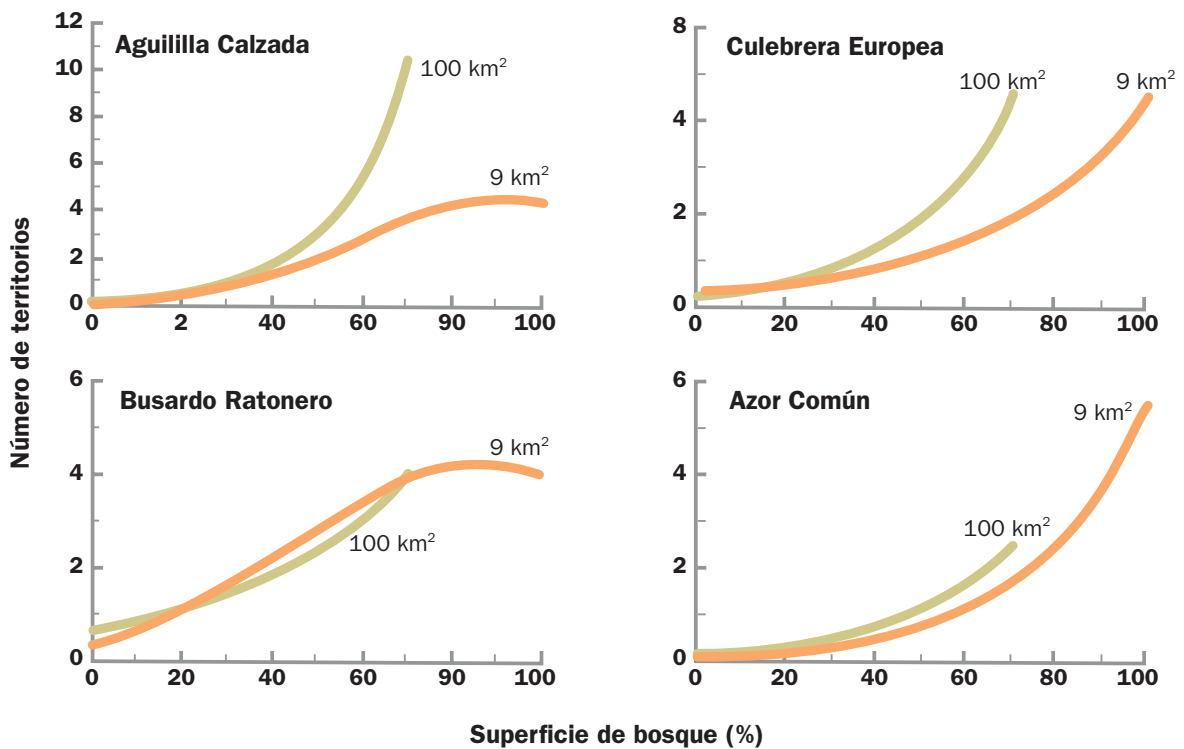


Figura 3.13. Modelo de respuesta de cuatro rapaces forestales al porcentaje de superficie de bosque, a dos escalas espaciales. El gráfico representa la abundancia estimada (número de parejas en 100 km²) en cuadrículas UTM de 3x3 y 10x10 km. Según Sánchez-Zapata & Calvo (1999a).

las variables de hábitat según la escala espacial. Por ejemplo, en la Figura 3.13 se muestran las diferentes respuestas de cuatro especies forestales al porcentaje de superficie forestal a las dos escalas consideradas (Sánchez-Zapata & Calvo 1999a). De estos trabajos se concluye igualmente que la importancia relativa de las variables ambientales también cambia con la escala, y el caso del Cárabo Común constituye un ejemplo ilustrativo. Así, para esta especie, la pendiente es la variable que más contribuye a explicar la distribución a escala detallada (9 km²), seguida por la proporción de bosque; en cambio, a la escala de 100 km², el orden de importancia cambia, y la pendiente pasa a ocupar un segundo plano, por detrás de la proporción de bosque (Sánchez-Zapata & Calvo 1999b). En otro estudio, realizado

por Carrete *et al.* (2000), se elaboraron también modelos para describir la abundancia del Águila Real en función de los usos del suelo y la estructura y heterogeneidad del paisaje, a las dos escalas mencionadas. En este caso, los autores encontraron que la pendiente fue la mejor variable explicativa de la abundancia a ambas escalas, apreciándose además relaciones significativas con la disponibilidad de superficie de matorral –hábitat rico en presas– a la escala de 100 km² y de matorral arbolado a la escala de 9 km².

Otra escala de trabajo, más detallada en este caso, permite analizar la selección del hábitat de nidificación, discriminando qué variables del lugar de anidamiento y su entorno determinan la ubicación de los territorios de las distintas especies. Se trata de estudios que analizan, por ejem-

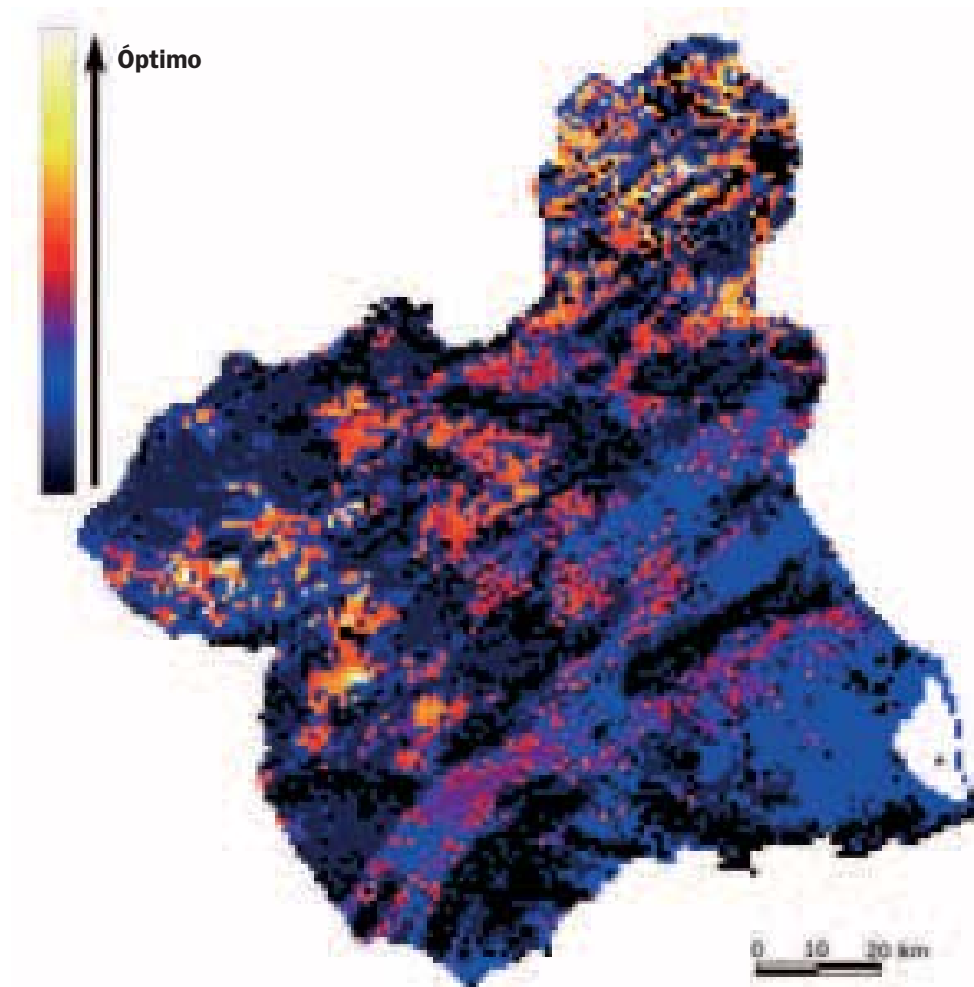


Figura 3.14. Mapa de distribución potencial del Cernícalo Primilla en la Región de Murcia. La leyenda indica los niveles de adecuación del territorio para la presencia de la especie, en función de las características ambientales (amarillo: óptimo; negro: inapropiado). Según Sánchez-Solana *et al.* (2004).

plo, las características de los roquedos en una zona montañosa o de los árboles en un bosque, para las cuales se toman medidas generalmente de unos pocos cientos de metros e incluso unos pocos metros cuadrados, alrededor del nido. En la Región de Murcia, se han realizado algunos estudios sobre la selección de hábitat de nidificación de varias rapaces rupícolas (Águila Real, Águila-azor Perdicera y Búho Real), y forestales (Aguililla Calzada, Busardo Ratónero y Azor Común).

Por lo que respecta a las especies rupícolas, en la región murciana el Águila Real y el Águila-azor Perdicera seleccionan ro-

quedos de grandes dimensiones para nidificar, en las zonas más abruptas de los sistemas montañosos. Sin embargo, la comparación de las características de los nidos ocupados por ambas especies evidencian importantes diferencias (Carrete 2002). Esta autora encontró que los nidos de Águila Real se sitúan a menor altura –respecto de la base del roquedo– que los de Águila-azor Perdicera, localizándose además en lugares más alejados de la presencia humana e incluyendo en su entorno una mayor superficie de bosques y cultivos de secano. En cambio, los territorios de nidificación de Águila-azor Perdicera se

encuentran en áreas más humanizadas que los de Águila Real. A diferencia de estas dos grandes águilas, el Búho Real, en el litoral de Murcia, selecciona para nidificar roquedos de pequeñas dimensiones, en zonas de baja pendiente, pero poco accesibles (Martínez & Calvo 2000).

Por lo que respecta a las rapaces forestales, éstas prefieren los bosques bien conservados; sin embargo, las investigaciones realizadas sugieren que su nidificación parece estar más determinada por la presencia humana (molestias, persecución) que por la elección de una serie de características del hábitat forestal. Hasta la fecha, se han explorado los requerimientos de hábitat de al menos tres especies: Aguililla Calzada, Busardo Ratónero y Azor Común. En algunos enclaves del noroeste de Murcia, el Aguililla Calzada prefiere arboledas bien conservadas, con escasa presencia humana y poco accesibles, enclavadas en el tramo alto de laderas orientadas al norte (Martínez 2002). El Busardo Ratónero, por su parte, selecciona las manchas de bosque más extensas, situadas en las zonas más abruptas y alejadas del borde forestal (Zuberogoitia *et al.* 2006). En contraste, el Azor Común prefiere para nidificar árboles altos en bosques maduros de es-

casa pendiente y baja cobertura arbustiva (León *et al.* 2004).

En muchos casos, independientemente de la escala espacial considerada, la elaboración de modelos de hábitat persigue la obtención de mapas de distribución potencial de las diferentes especies (Guisan & Zimmermann 2000), que pueden resultar de gran interés para la delimitación de zonas prioritarias de conservación, sobre todo en el caso de especies raras o amenazadas. Estos mapas son el resultado de la expresión cartográfica de los modelos realizados, y proporcionan información sobre la adecuación de diferentes áreas de un territorio para albergar una determinada población (Figura 3.14).

La realización de estudios sobre las relaciones especies-hábitat puede abordarse desde múltiples perspectivas y, en consecuencia, los enfoques y objetivos son también muy variados. Por ejemplo, un caso particular de estudio de las relaciones especies-hábitat lo constituye el análisis de la ocupación de fragmentos de bosque por las especies, en función del área (superficie) y el grado de aislamiento de dichos fragmentos. Situados en el contexto de la teoría de las metapoblaciones³, este tipo de estudios adquieren gran relevancia para evaluar la influencia de los procesos

3 El concepto de metapoblación hace referencia a poblaciones que viven en paisajes altamente fragmentados. Como resultado, los diferentes fragmentos de hábitat disponible —por ejemplo, manchas de bosque— cuentan con poblaciones locales sujetas a una dinámica global de colonización y extinción (Hanski & Ovaskainen 2003).

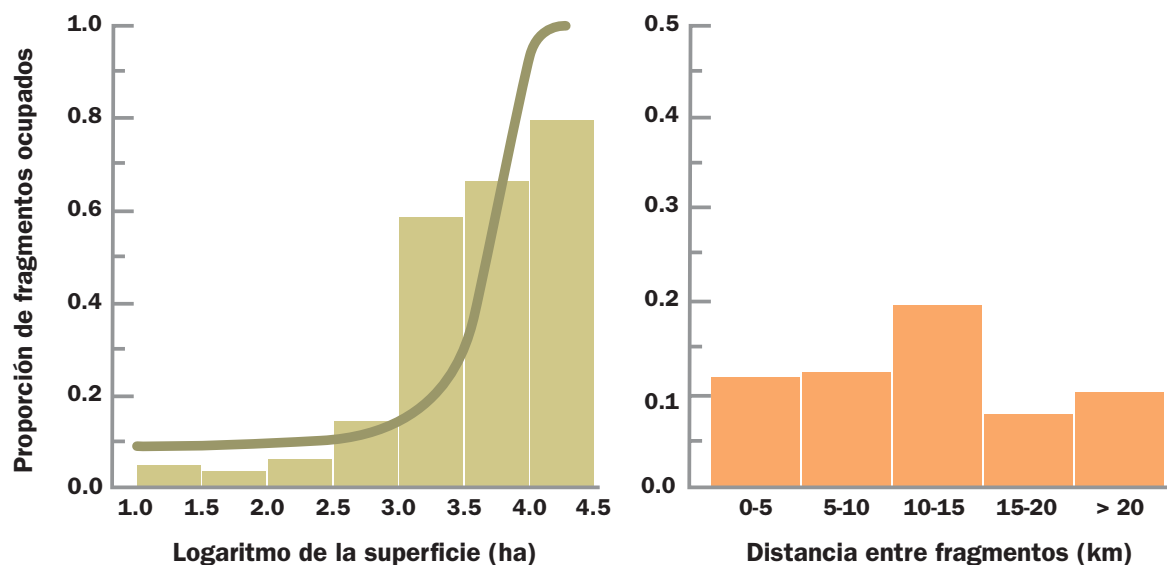


Figura 3.15. Probabilidad de ocupación de fragmentos de bosque por la Culebrera Europea en la Región de Murcia, en función de: (a) la superficie de los fragmentos, y (b) el grado de aislamiento (distancia al fragmento ocupado más próximo). Según Sánchez-Zapata & Calvo (2004).

de fragmentación de los sistemas forestales (y del medio natural en general), sobre la evolución de las poblaciones. Sánchez-Zapata & Calvo (2004) han realizado un estudio de estas características con las poblaciones murcianas de cuatro especies de rapaces forestales (Aguililla Calzada, Culebrera Europea, Busardo Ratonero y Azor Común). Los resultados de este estudio revelan estrechas relaciones especies-área para todas las especies; como es obvio, cuanto más grandes sean los fragmentos de bosque, mayor será la probabilidad de que estén ocupados. En cambio, las relaciones con el grado de aislamiento son más variables, pero aparentemente este factor no tiene mucha influencia en la ocupación, probablemente debido a la gran capacidad de

desplazamiento que tienen todas las rapaces. Como ejemplo, en la Figura 3.15 se muestran los gráficos correspondientes a la Culebrera Europea.

Otro enfoque de las relaciones especies-hábitat afronta el problema de la comparación entre las características del hábitat de territorios ocupados y abandonados, con el propósito de explorar la posible influencia de la calidad del hábitat en especies que han sufrido un proceso de evolución negativa en sus poblaciones. En un estudio sobre la población murciana de Águila-azor Perdicera, realizado por Carrete *et al.* (2002b), se investigaron las posibles causas de la deserción territorial de esta especie: bajos parámetros demográficos, baja calidad del hábitat y competencia con el Águila Real. Estos autores

encontraron diferencias significativas entre las características del hábitat de los territorios ocupados y abandonados; los primeros presentaron en su entorno mayores extensiones de matorral (hábitat rico en conejos, la presa principal de esta especie), mientras que los abandonados presentaron mayores superficies de bosque y cultivos. Carrete *et al.* (2002b) sugieren que la menor calidad del hábitat potencial de caza en el entorno de los territorios abandonados podría haber condicionado que las águilas buscaran presas alternativas en otros ambientes, más humanizados pero ricos en presas accesibles –palomas de competición–, lo que a su vez habría determinado su persecución por parte de los colombicultores y su consiguiente desaparición (capítulo 6). En otros casos, las características de los territorios ocupados no difieren aparentemente de las de los abandonados, como es el caso de la población de Azor Común en la Región de Murcia (León *et al.* 2004).

Finalmente, otra perspectiva de investigación se centra en el análisis del uso del hábitat o selección del hábitat de caza dentro de las áreas de campeo. Más allá de la delimitación y estima de las superficies de los *home ranges*, estos estudios permiten discriminar cuáles son los usos y las áreas de hábitat que el ave selecciona (prefiere) o evita (rechaza), así como explorar los factores responsables de este proceso de selección. Para ello los

biólogos recurren al empleo de numerosas técnicas de análisis de los datos (Aebischer *et al.* 1993; Rosenberg & McKelvey 1999; Conner *et al.* 2003), que se fundamentan en la comparación de las proporciones de los diferentes tipos de hábitat disponible en el área de campeo, con las frecuencias de uso de dichos hábitats por los animales (radio-localizaciones obtenidas a través del seguimiento). Muchas de estas técnicas proporcionan además un *ranking* u orden de preferencia para los diferentes tipos de hábitat. En general, la robustez de los análisis se relaciona con la obtención de un buen número de radio-localizaciones por animal (se suele considerar un mínimo de 30), y el mayor número posible de animales marcados (lo cual suele representar un esfuerzo importante en medios materiales y humanos para realizar el seguimiento). En este sentido, los estudios realizados en Murcia sólo pueden considerarse preliminares, dado que el número de individuos marcados de las diferentes especies (Aguililla Calzada y Águila-azor Perdiz) es muy reducido. Como ejemplo, no obstante, los resultados preliminares para el Aguililla Calzada sugieren que el hábitat de caza preferido por estas águilas se sitúa principalmente en las áreas fronterizas entre el bosque y los cultivos de secano (*ecotonos*), evitando los regadíos y los usos más humanizados (Martínez 2002; Martínez *et al.* 2006).





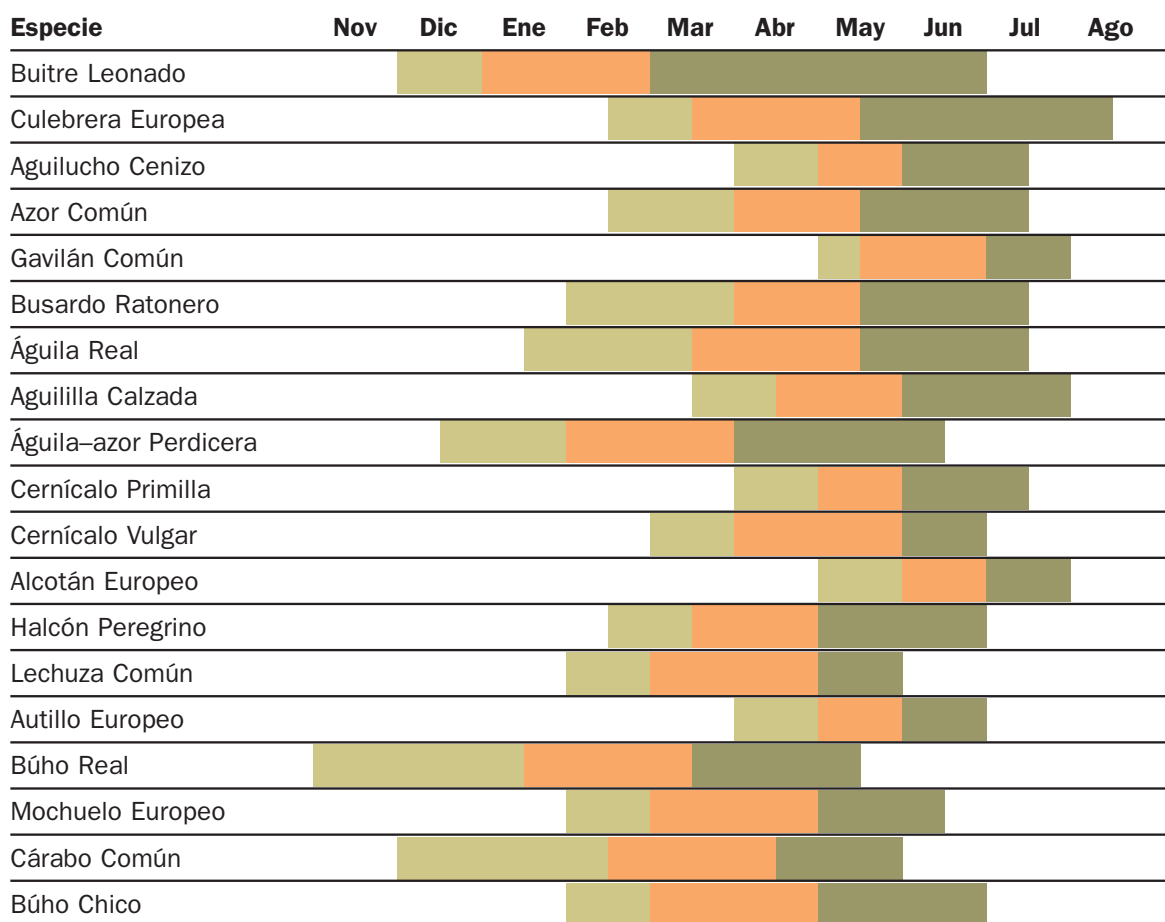
Reproducción

Capítulo 4

Introducción

La reproducción de las aves tiene lugar durante los meses de primavera y verano. En general la duración del periodo reproductor guarda una estrecha relación con el tamaño de las especies, de manera que las grandes rapaces suelen dedicar a esta tarea un buen número de meses al año. Algunas, incluso, dado lo prolongado del proceso, inician el cortejo en los meses de invierno. Para las grandes especies migradoras, como la Culebrera Europea, la reproducción se convierte prácticamente en una carrera contrarreloj. Entre las especies residentes, como se comentó en el capítulo anterior, no todos los individuos permanecen en sus territorios durante el invierno, al igual que no todos conservan su pareja entre un año y el siguiente. Por todo ello, en un buen número de casos, el proceso comienza con la búsqueda de pareja y el establecimiento de los territorios. Una vez que la pareja está formada e instalada en su territorio o colonia de reproducción, se suceden diversas fases que incluyen el celo o cortejo, la puesta de los huevos, la incubación, la crianza de los pollos y el período de dependencia de los jóvenes. El ciclo se completa con otro proceso de crucial importancia: la dispersión de los individuos no territoriales hasta que adquieren su propio territorio.

Tabla 4.1. Fenología aproximada de las rapaces reproductoras en la Región de Murcia. Las diferentes fases del ciclo pueden solaparse.



- █ Cortejo, arreglo de los nidos y cópulas
- █ Puesta e incubación
- █ Periodo de estancia de los pollos en el nido.

En general, en una misma zona geográfica, las aves suelen iniciar cada año la reproducción durante la misma época (Tabla 4.1). Las especies de rapaces pequeñas, con ciclos reproductores cortos, pueden hacer coincidir más el inicio de la reproducción con la época de mayor densidad de presas que las especies de rapaces grandes de ciclo largo. En un área concreta, en general, se ha observado que las especies grandes tienden a reproducirse antes que las más pequeñas, pero esto depende de la composición de la dieta y el período de tiempo que las

presas llegan a ser suficientemente disponibles. La disponibilidad de alimento tiene una influencia en la fecha de la puesta de las hembras; de hecho, las hembras que no son capaces de acumular suficiente cantidad de grasas antes del período reproductor no realizan la puesta. Además, una hembra bien nutrida puede probablemente poner un mayor número de huevos e intentar criar por segunda vez, en el caso de que el primer intento reproductor fracasase pronto.

Es obvio que todas las fases del ciclo de vida de un animal son importantes, pero la

reproducción es un momento crítico, y en el caso de las aves, además, especialmente delicado. El nido y los pollos imponen a los padres unas ataduras que, en determinadas ocasiones, los hacen extraordinariamente vulnerables y potencialmente expuestos a predadores y molestias humanas. Por otra parte, la reproducción es, mayoritariamente, el objeto de estudio de los investigadores que trabajan con este grupo de aves, por lo que el volumen de información y conocimientos sobre este aspecto de la biología y ecología de las rapaces suele ser bastante importante. No obstante, en muchos casos, todavía no se conocen suficientemente los factores que condicionan o determinan el éxito reproductor de muchas especies, especialmente en los ambientes mediterráneos del sureste español, donde la peculiar convergencia de un clima exigente, unos ecosistemas particularmente frágiles y un extraordinario desarrollo de las actividades humanas, hacen de las poblaciones de rapaces mediterráneas un caso de estudio de gran interés para el estudio de las interacciones *especie humana–naturaleza*, en el contexto académico de la Biología de la Conservación.

Formación de la pareja y celo

En el caso de las especies sedentarias, mantenerse en las proximidades del área de cría durante el invierno resulta generalmente ventajoso para sus propietarios,

tanto para conservar el territorio en sí como para mantener a la misma pareja. Este comportamiento parece más característico de los machos, mientras que las hembras, en muchos casos, invernán en sitios alejados del territorio (Newton 1979). En cambio, si las aves son migradoras, la formación de la pareja se produce a principios de la primavera, cuando las aves llegan de las áreas sub-saharianas de invernada. En estas especies, suele ocurrir que el macho llega primero a la zona de reproducción, ocupando un territorio y atrayendo posteriormente a la hembra; pero también puede suceder que lleguen juntas las dos aves a la zona de reproducción, como ha sido descrito para algunas especies (Cramp & Simmons 1980, 1985). A partir de este momento se inicia el período de cortejo, caracterizado por exhibiciones aéreas, emisión de cantos distintivos, construcción o reparación del nido, etcétera. Este comportamiento, tremendamente conspicuo y espectacular en algunas especies, guarda relación con la formación y mantenimiento del vínculo de la pareja, y con la ocupación y defensa del territorio y del nido.

Entre las rapaces diurnas se pueden encontrar diferentes tipos de cortejo en función de las aptitudes de vuelo de las especies, tales como vuelos de planeo simulando ataques, giros entrechocando brevemente las garras, picados descendentes y ascensos desde una altura conside-



Figura 4.1. Cópula de Cernícalos Primillas.
 FOTO: CARLOS GONZÁLEZ REVELLES

rable, persecuciones y vuelos de marcaje territorial. En las rapaces nocturnas, en cambio, el cortejo presenta unas características marcadamente sonoras, en las que la emisión de vocalizaciones resulta en muchos casos igualmente espectacular. El comportamiento del cortejo es muy importante ya que las hembras no pueden poner huevos a menos que reciban del macho el suficiente alimento, y en algunas especies la reproducción no se inicia hasta que esto ocurre. Por tanto, la viabilidad y la fenología del evento reproductor estará determinado por el comportamiento del macho. El intercambio de comida puede ocurrir tanto en los nidos como en posaderos cercanos a éste. Cuando el

macho llega al territorio con una presa, suele emitir voces de llamada para que la hembra recoja la presa en un posadero próximo al nido. Otras veces cualquiera de los componentes de la pareja se exhiben mutuamente durante largos períodos de tiempo, lo cual se relaciona con la reafirmación de los vínculos de la pareja y con el inicio del estímulo de la incubación por parte de la hembra. Posteriormente se producen las primeras cópulas, culminación de los rituales del cortejo algún tiempo antes de la puesta, lo que posibilita la fertilización de la hembra (Figura 4.1). La duración del cortejo es variable según la especie, pero suele abarcar, por término medio, los dos meses anteriores a la puesta del primer huevo. No obstante, las parejas pueden abreviar el cortejo, de modo que los huevos son puestos pronto, cuando se trata de aves experimentadas o ya formadas de eventos reproductores anteriores.

La construcción y reparación de nidos es otro componente fundamental de este periodo –aunque no todas las especies utilizan este tipo de estructuras para poner los huevos–. Los individuos de ambos sexos suelen contribuir en el arreglo de uno o varios nidos. El aporte de material vegetal suele iniciarse a comienzos del cortejo, incrementándose su frecuencia conforme se aproxima la fecha de puesta de la hembra, y disminuyendo posteriormente a lo largo del proceso.

Sistemas de apareamiento

La monogamia es el sistema de apareamiento más común en las aves rapaces, aunque se han descrito otros tipos de apareamiento alternativos como la poliandria y la poliginia (Newton 1979). La poliandria se produce cuando dos machos alimentan y defienden la pollada de una misma hembra, independientemente de si ambos padres comparten la paternidad de la descendencia. La poliginia consiste en el emparejamiento de un macho con varias hembras. En ambos casos, el sistema de apareamiento determina la cría cooperativa, consecuencia de la formación de tríos, e incluso excepcionalmente de cuartetos (Margarida *et al.* 1997). Durante mucho tiempo se ha considerado poco frecuente la cría cooperativa en las rapaces, sin embargo, una reciente revisión por Kimball *et al.* (2003), ha expuesto que se trata de un suceso más frecuente de lo que cabría esperar, debido a la dificultad de detectar este tipo de comportamiento en la mayoría de las especies y al elevado número de especies cuya biología reproductiva es aún insuficientemente conocida. La formación de tríos podría responder, entre otros factores, a una mortalidad adulta diferencial entre machos y hembras, a una estrategia ventajosa para aumentar la eficiencia de búsqueda de alimento y reproductiva, o a una hipotética saturación poblacional. En la Región de Murcia se han descrito algunos casos en Águila

la Real (Sánchez-Zapata *et al.* 2000), Búho Real (Martínez *et al.* 2005a) y Aguililla Calzada (Martínez *et al.* 2005b).

Los nidos

Mucho se ha dicho ya sobre dónde anidan las rapaces en la descripción de los hábitats realizada en el capítulo anterior. La ubicación de los nidos, sin embargo, responde a características de microhábitat, generalmente diferentes a las que gobiernan la elección del territorio. El lugar de anidamiento y la tipología del nido es variable según las especies (Tabla 4.2). Algunas rapaces como las grandes águilas, construyen enormes plataformas que son agrandadas cada año. En contraposición, se encuentran las especies que no construyen nido y suelen poner la puesta directamente sobre el sustrato (Buitre Leonado, Halcón Peregrino). Otro grupo de especies se limitan a aprovechar los nidos de otras especies, y nunca construyen los suyos propios (Alcotán, Búho Chico).

Los grupos de especies rupícolas y forestales se caracterizan por anidar respectivamente en roquedos y en árboles. No obstante algunas rupícolas pueden anidar en árboles y algunas forestales en roquedos. El Águila Real, por ejemplo, es una especie que puede construir nidos en árbol, y en ciertas zonas de su área de distribución la escasez de roquedos determina que la mayor parte de los nidos se

Tabla 4.2. Tipos de nidos utilizados por las rapaces en la Región de Murcia.

Especie	Sustrato básico	Tipo de nido
Buitre Leonado	Roquedo	Plataforma
Culebrera Europea	Árbol	Plataforma
Aguilucho Cenizo	Suelo	Plataforma
Azor Común	Árbol	Plataforma
Gavilán Común	Árbol	Plataforma
Busardo Ratonero	Árbol	Plataforma
Águila Real	Roquedo	Plataforma
	Árbol	
Aguililla Calzada	Árbol	Plataforma
	Roquedo	
Águila-azor Perdicera	Roquedo	Plataforma
Cernícalo Primilla	Construcción humana	Oquedad
	Talud	Bajo tejas
Cernícalo Vulgar	Roquedo	Oquedad
	Talud	Plataforma*
	Construcción humana	
Alcotán Europeo	Árbol	Plataforma*
Halcón Peregrino	Roquedo	Sin vegetación
		Plataforma*
Lechuza Común	Talud	Oquedad
	Construcción humana	
Autillo Europeo	Árbol	Oquedad
	Roquedo	
	Construcción humana	
Búho Real	Roquedo	Oquedad
	Talud	
Mochuelo Europeo	Talud	Oquedad
	Suelo	
	Construcción humana	
Cárabo Común	Roquedo	Oquedad
	Construcción humana	
Búho Chico	Árbol	Plataforma*

* Construido por otra especie

ubiquen en árboles (Watson 1997), aunque en la Región de Murcia sólo se conocen unos pocos casos. Como ejemplo del caso contrario tenemos al Aguililla Calzada, habitualmente nidificante en árboles pero que también puede utilizar cortados rocosos. En Murcia se conoce un solo

caso (J. Rodríguez, comunicación personal), pero en Menorca los nidos en roca son muy frecuentes (Escandell 1997). De la Tabla 4.2 resulta llamativo el importante número de especies que anidan en oquedades, tanto en taludes de ramblas y cárcavas, como en edificaciones huma-



Figura 4.3. Las Águilas Reales utilizan para anidar grandes plataformas situadas en lugares inaccesibles de los roquedos. FOTO: CARLOS GONZÁLEZ REVELLES

nas (fundamentalmente en casas rurales abandonadas; Figura 4.2).

Dentro de un mismo territorio, que habitualmente suele ser reocupado en diferentes años (capítulo 3), las parejas suelen también reutilizar los mismos nidos para criar, ya sea en una repisa de un roquedo, en un agujero de un árbol o en una construcción humana. Por el contrario, en algunas especies, como el Gavilán Común, las parejas construyen un nido nuevo cada año. En muchos casos, diferentes especies pueden usar los mismos territorios y nidos en distintos años, circunstancia bastante frecuente entre las rapaces forestales (Pagán *et al.* 2004). El cambio de nido o la construcción de un nido nuevo puede estar motivada por el fracaso reproductor de la pareja, la desaparición o baja de uno de ellos o, simplemente, evitar los parásitos acumulados durante la reproducción anterior; estos comportamientos están orientados al incremento de la eficiencia reproductiva de la pareja en años sucesivos y pone en evidencia la importancia de

conservar los diferentes nidos de un territorio para asegurar el éxito reproductor.

El tamaño del nido suele guardar relación con el tamaño del ave. Las grandes rapaces, como el Águila Real y el Águila-azor Perdicera, suelen poseer grandes nidos que son reutilizados frecuentemente (Figura 4.3), mientras que las especies de



Figura 4.2. La utilización de casas rurales abandonadas para anidar es frecuente en varias especies de rapaces, como la Lechuza Común. FOTO: CARLOS GONZÁLEZ REVELLES



Figura 4.4. A pesar de su gran tamaño, la Culebrera Europea construye nidos relativamente pequeños, generalmente en ramas laterales, de fácil acceso. FOTO: CARLOS GONZÁLEZ REVELLES

menor tamaño construyen y reparan nidos de menores dimensiones. Sin embargo, existen excepciones a este patrón, como sucede con la Culebrera Europea, que construye nidos relativamente pequeños para el tamaño del ave (Figura 4.4).

Los nidos suelen estar ubicados en lugares que garanticen la máxima protec-

ción contra los potenciales predadores, que sean estables y firmes en el tiempo –roquedos y árboles grandes y altos-, y que lo resguarden de las inclemencias meteorológicas (lluvia, vientos e insolación). La escasez de lugares apropiados para la construcción del nido puede limitar la presencia y, por tanto, la densidad de una especie en un hábitat concreto (Village 1990). Ocasionalmente, la ausencia de grandes árboles o paredes rocosas suele determinar que las aves aniden en lugares poco habituales (por ejemplo, sobre el suelo en zonas abiertas e incluso en estructuras abandonadas por el hombre). La transformación y desaparición de los lugares óptimos de anidamiento por la actividad humana ha conllevado que, en muchas ocasiones, los gestores de la fauna silvestre hayan promovido la instalación de nidos artificiales (Figura 4.5) con el propósito de recuperar las poblaciones de algunas especies (Petty 1998; capítulo 6).



Figura 4.5. En ausencia de lugares naturales adecuados, muchas especies pueden utilizar nidos artificiales. Autillo Europeo en una caja anidadora. FOTO: JOSÉ LOSADA & JOSÉ F. CALVO

Tabla 4.3. Tamaño de la puesta, tamaño medio de los huevos (longitud x anchura) y tiempo de incubación de las rapaces reproductoras de la Región de Murcia. Tamaños de puesta y tiempo de incubación según Snow & Perrins (1998), excepto los marcados con un asterisco; tamaño de los huevos según Harrison (1977).

Especie	Puesta	Huevos (mm)	Incubación (días)
Buitre Leonado	1	92,4 x 69,7	48 – 54
Culebrera Europea	1	73,5 x 57,8	45 – 47
Aguilucho Cenizo	5,0* (3)	41,5 x 32,7	28 – 29
Azor Común	3,6* (10)	57,4 x 44,2	35 – 38
Gavilán Común	4 – 6	39,8 x 31,8	33 – 35
Busardo Ratonero	2,3* (19)	56,8 x 45,5	33 – 35
Águila Real	2	76,7 x 59,4	43 – 45
Aguililla Calzada	1,9* (71)	55,0 x 44,3	36 – 38
Águila-azor Perdicera	2	69,0 x 54,0	37 – 40
Cernícalo Primilla	3 – 5	34,8 x 28,8	28 – 29
Cernícalo Vulgar	4,7* (29)	39,7 x 31,8	27 – 29
Alcotán Europeo	2,8* (6)	41,8 x 32,6	28 – 31
Halcón Peregrino	3,6* (6)	52,0 x 40,9	29 – 32
Lechuza Común	4 – 7	39,7 x 31,6	30 – 31
Autillo Europeo	4 – 5	31,3 x 27,0	24 – 25
Búho Real	2 – 4	59,8 x 49,7	34 – 36
Mochuelo Europeo	2 – 5	35,6 x 29,6	27 – 28
Cárabo Común	2 – 5	46,7 x 39,1	32 – 37
Búho Chico	4,5* (4)	41,0 x 32,7	25 – 30

* Datos de nidos de la Región de Murcia (se proporciona el tamaño medio de la puesta y el número de nidos entre paréntesis): Aguilucho Cenizo y Halcón Peregrino según Sánchez-Zapata *et al.* (1995); Azor Común según León *et al.* (2004); Busardo Ratonero según Zuberogoitia *et al.* (2006); Aguililla Calzada según Martínez (2002); Cernícalo Vulgar, Alcotán Europeo y Búho Chico según Martínez *et al.* (1996).

Puesta e incubación

Las estrategias de reproducción de las rapaces están determinadas por su tipo de ciclo de vida. Las rapaces grandes tienen una esperanza de vida larga, ponen huevos relativamente pequeños (en comparación con su tamaño), tienen puestas con un reducido número de huevos, dilatados períodos de reproducción y suelen iniciar la primera reproducción a una edad avanzada. En cambio, las rapaces pequeñas poseen ciclos de vida cortos, ponen huevos relativamente grandes, sus puestas tienen un mayor número de huevos y alcanzan precozmente la madurez sexual

(Newton 1979). Las estrategias reproductivas tienen una gran influencia en la dinámica de población de las especies, de manera que las rapaces grandes suelen presentar mayor estabilidad en número de parejas y estructura poblacional que las especies de pequeño tamaño.

El tamaño de la puesta está estrechamente relacionada con el tamaño y la dieta del ave. Las especies pequeñas, como los cernícalos y los gavilanes, pueden realizar puestas de seis o más huevos, mientras que las especies más grandes como los buitres y las águilas ponen uno y dos huevos como máximo, respectivamente (Tabla 4.3). En relación al consumo del



Figura 4.6. Hembra de Cernícalo Vulgar incubando en un nido instalado en un palomar de una casa rural en ruinas. FOTO: CARLOS GONZÁLEZ REVELLES

tipo de presas, las especies cuyas dietas están basadas en roedores ponen habitualmente más huevos que aquellas de similar tamaño, que se nutren principalmente de insectos y aves. Las rapaces ponen huevos relativamente más grandes que los puestos por otras aves de tamaño similar. En comparación con su tamaño, las rapaces de menor tamaño suelen poner huevos relativamente más grandes que las rapaces de mayor tamaño. La mayoría de los huevos tienen forma más o menos ovalada, algunos más puntiagudos en un extremo que en otro, o más redondeados. Presentan una diversa coloración, desde los huevos blancos o ligeramente motea-

dos, típicos de los accipítridos (águilas, azores, aguiluchos), hasta los intensamente moteados, como los de los falcónidos (halcones, cernícalos).

Diversos estudios han comprobado que la fecha de puesta está determinada por el fotoperiodo (la cantidad de horas de luz del día), aunque también por otros factores como son la disponibilidad de alimento, la meteorología de cada año y la edad de los individuos reproductores (Viñuela 1993). La duración del día estimula la producción hormonal en las gónadas sexuales de las hembras, lo cual permite a las aves poner en épocas favorables. Posteriormente, la fecha de pue-

ta vendrá marcada por la capacidad de la pareja para obtener presas. Entre años, las puestas pueden adelantarse en las zonas mediterráneas, generalmente cuando las lluvias son abundantes a comienzos de la primavera y existe abundancia de presas. No obstante, en todas las poblaciones, existe un porcentaje variable –pero a menudo importante– de parejas territoriales que no ponen huevos (Génsbøl 1993).

La incubación corre, en general, a cargo de la hembra (Figura 4.6). La colaboración del macho en este comportamiento consiste en relevar a la hembra cuando ésta come alguna presa o sale volando del nido. Durante este período, las hembras son fuertemente reacias a abandonar el nido, incluso cuando el macho les trae comida. Se trata, sin duda, del momento más delicado del proceso reproductor. De hecho, la puesta puede fracasar si la meteorología es muy desfavorable y escasea el aporte de presas, o si el nido recibe molestias humanas continuas durante la incubación.

La puesta de los huevos se realiza en varios días, por término medio, entre 2-3 días en las especies pequeñas y, entre 3-5 días, en las rapaces grandes (Newton 1979). La mayoría de las hembras comienzan a incubar antes de haber terminado de poner todos los huevos, lo que conlleva que el último huevo eclosione varios días después que el primero. Este fe-

nómeno habitual en aves de presa recibe el nombre de asincronía de puesta y se han propuesto varias hipótesis para explicarla (Viñuela 2000). Los polluelos que nacen los últimos se encuentran en franca desventaja con respecto a sus hermanos mayores, situación que puede desencadenar la muerte de aquéllos por inanición o por picotazos, fenómeno que recibe el nombre de cainismo (Simmons 1988). Este comportamiento parece tratarse de un mecanismo regulador de la productividad en relación a la disponibilidad de alimento, y suele ocurrir en especies que crían dos polluelos (por ejemplo, en los géneros *Aquila* e *Hieraaetus*), aunque se ha observado que se produce también bajo situaciones de abundancia de alimento. En contraste, en rapaces de otros géneros, la agresión entre hermanos es menos frecuente; todos los polluelos reciben su parte de comida y rara vez se observan agresiones.

El período de incubación abarca, por término medio, entre las 4 y 7 semanas y su duración está relacionada con el tamaño del ave: las especies más pequeñas tienen períodos más cortos que las especies de mayor tamaño. Entre las rapaces de la Región de Murcia (Tabla 4.3), los períodos de incubación más prolongados son los del Buitre Leonado, el Águila Real y el Águila-azor Perdicera, mientras que los más cortos son los del Autillo Europeo, el Mochuelo Europeo, el

Cernícalo Vulgar y el Cernícalo Primilla. El período de incubación suele ser bastante constante entre los individuos de una misma especie, independientemente de la zona geográfica u otros factores de variación.

Cuidado parental y crecimiento de los pollos

Las aves rapaces suelen criar una sola nidada cada año. La duración del período reproductor, desde la formación de la pareja hasta la emancipación de los jóvenes, oscila en función del tamaño de la especie. Los buitres invierten más de medio año en el anidamiento, mientras que otras especies de menor tamaño como el Cernícalo Vulgar, suelen emplear menos de tres meses (Tabla 4.1).

La contribución de los sexos al cuidado de los pollos difiere a lo largo del período de anidamiento. Durante la permanencia de los pollos en el nido (Figura 4.7), la hembra se encarga de alimentarlos, protegerlos de la lluvia, del calor y de potenciales predadores, mientras que el macho se encarga del aporte de presas al nido, pero casi nunca dedica atención a los pollos. Después de la eclosión, la hembra pierde el peso que ganó durante el período previo a la puesta, porque ofrece la mayor cantidad de comida a los pollos, aprovechando sólo algunas partes de las presas, como la cabe-

za, las partes óseas y las vísceras. Durante este período, las salidas de la hembra del nido para la búsqueda de presas dependen de la disponibilidad de presas en el territorio, pero también de la capacidad cazadora del macho. No obstante, conforme los pollos van creciendo, las hembras tienden a pasar cada vez más tiempo fuera del nido y a alejarse a más distancia, contribuyendo paulatinamente a las tareas de búsqueda de presas (Hubert *et al.* 1995; Martínez 2002).

Los pollos son alimentados hasta que son capaces de comer por sí solos en el nido. Cuando esto sucede los padres suelen dejar las presas sobre el nido, para que ellos las agarren y las trocean. El aporte de comida se ajusta en todo momento a los requerimientos energéticos de los pollos. Cuando finaliza el crecimiento sus necesidades se estabilizan y, por tanto, también el aporte de presas. En un estudio de Gronnesby & Nygard (2000) sobre el Azor, realizado en Escandinavia, se demostró la existencia de una relación lineal positiva entre la cantidad de gramos de comida aportada al nido y la edad de los pollos. Cuando está próximo el primer vuelo de los pollos, éstos ya casi poseen el plumaje juvenil y dedican mucho tiempo a ejercitar las alas mediante fuertes batidos. El resto del tiempo esperan la llegada de los padres con alguna presa; cuando esto sucede los pollos



Figura 4.7. Pollos de rapaces. De izquierda a derecha y de arriba abajo: Azor Común, Busardo Ratonero, Águila-azor Perdicera, Cernícalo Vulgar, Búho Real y Búho Chico. FOTOS: CARLOS GONZÁLEZ REVELLES

emiten chillidos y agitan insistentemente las alas con el propósito de llamar la atención de los adultos.

Cuando los pollos se encuentran fuera del nido y son capaces de volar, comienza la etapa conocida como “fase de dependencia”, que es el período que abarca desde el primer vuelo del nido hasta el abandono del territorio paterno. Durante este período, los jóvenes aprenden progresivamente a mejorar las técnicas de vuelo y de coordinación. En las grandes rapaces, esta fase puede durar meses, mientras que en las pequeñas puede durar entre las dos y cuatro semanas. Posteriormente, los padres dejan de alimentar a los pollos, con el propósito de que abandonen el territorio paternal y se independicen; esta última fase se denomina “dispersión post-reproductiva”.

Éxito reproductor

Numerosos estudios han evidenciado una correlación entre la elección de unas determinadas características de los nidos y el éxito reproductor de las especies (Negro & Hiraldo 1993; Rottenborn 2000; Suárez *et al.* 2000), aunque dentro de cada población, el éxito puede variar en función de otros factores como son la edad y experiencia de los componentes de la pareja, o la calidad del territorio (capítulo 3). Las rapaces pueden fracasar antes y durante la reproducción por diversas

causas, entre las que pueden citarse la falta de alimento, las molestias humanas, la predación, la exposición a contaminantes y las caídas de los pollos del nido. Una pareja de rapaces puede tener éxito total o éxito parcial. Se produce éxito parcial cuando la pareja pierde parte de su nidada, mientras que el éxito total se alcanza cuando la pareja logra sacar adelante toda su inversión reproductiva (por ejemplo, dos pollos de una puesta máxima de dos huevos). El éxito reproductor de las rapaces está determinado por factores naturales (disponibilidad de presas y meteorología) y no naturales (exposición a contaminantes y molestias humanas). La oferta de presas antes de la puesta condiciona el estado fisiológico óptimo de la hembra para realizar la puesta, e influye determinadamente en el crecimiento y supervivencia de los pollos (Steenhof *et al.* 1997). La meteorología puede tener efectos contrapuestos sobre las nidadas, es decir, positivos o negativos, dependiendo de cuáles sean las condiciones meteorológicas reinantes antes y después de las puestas (Kostrzewa 1987; Viñuela & Sunyer 1992; García-Dios & Viñuela 2000). Por ejemplo, en la región mediterránea, se ha sugerido que las precipitaciones podrían influir determinadamente en el tamaño de la puesta (García-Dios & Viñuela 2000). Paralelamente, los períodos prolongados de precipitaciones más que su cantidad, pueden tener un impacto

negativo en las polladas ya que las malas condiciones meteorológicas impedirían y dificultarían los vuelos de planeo y de caza de las rapaces (Mearns & Newton 1988; Olsen & Olsen 1992). En consecuencia, la meteorología condicionaría la disponibilidad de alimento; de hecho, se trata de dos factores estrechamente interrelacionados (Steenhof *et al.* 1997).

La exposición de contaminantes de diversa naturaleza (principalmente pesticidas) pueden producir una serie de anomalías en los huevos de las rapaces (disminución del grosor de la cáscara, rotura de huevos y muerte del embrión), lo que puede acarrear disminuciones en el éxito reproductor de las especies, contribuyendo a su declive a medio y largo plazo (capítulo 6). Existen muchos ejemplos ilustrativos de ello, pero basta recordar el declive del Halcón Peregrino en Gran Bretaña durante la década de los 60 debido a la exposición continuada al DDT (Ratcliffe 1993).

Las molestias derivadas de las actividades humanas (gestión forestal, instalación de infraestructuras, etc) en las proximidades de los hábitats de nidificación pueden suponer una disminución en el número de parejas nidificantes y provocar fallos en la reproducción y abandonos territoriales (Saurola 1997). Numerosos trabajos han evidenciado una manifiesta vulnerabilidad de varias rapaces, incluidas algunas amenazadas o en peligro de

extinción, frente a las molestias humanas, continuas o puntuales, durante la reproducción (Toyne 1997; García-Dios & Viñuela 2000; Donázar *et al.* 2002a). En general, se ha observado que las rapaces de mayor tamaño son más sensibles a las molestias que las de menor tamaño, aunque para todas ellas, probablemente, la incubación constituye el período reproductor más delicado, pudiendo incluso abandonar la puesta si las molestias son continuas. En este sentido, la conservación de los nidos ocupados sería efectiva si se estableciese previamente una cronología de las actividades (por ejemplo, mejoras forestales) y una distancia mínima de seguridad, que permitiese garantizar la tranquilidad de la pareja durante la reproducción.

Parámetros reproductores

La descripción de la reproducción y la evaluación del éxito reproductor de una población suele realizarse considerando diferentes parámetros, aunque su significado y cálculo puede variar ligeramente según los autores (Steenhof, 1987; Sánchez-Zapata *et al.* 1995):

Proporción de parejas reproductoras: número de parejas que ponen huevos en relación al número total de parejas controladas.

Tasa de puesta: número de huevos puestos en relación al número de parejas que ponen.

Tabla 4.4. Productividad estimada en diversas poblaciones de rapaces de la Región de Murcia. El tamaño de la muestra se indica entre paréntesis.

Especie	Productividad*	Referencia
Buitre Leonado	0,64 (14)	del Moral & Martí (2001)
Aguilucho Cenizo	1,21 (14)	Sánchez-Zapata <i>et al.</i> (1995)
Azor Común	1,60 (20)	León <i>et al.</i> (2004)
Busardo Ratonero	1,25 (40)	Zuberogoitia <i>et al.</i> (2006)
Águila Real	0,70 (214)	Carrete (2002)
Aguililla Calzada	1,98 (92)	Martínez (2002)
Águila-azor Perdicera	1,18 (111)	Carrete (2002)
Cernícalo Primilla	2,75 (4)	Sánchez-Zapata <i>et al.</i> (1995)
Cernícalo Vulgar	3,18 (43)	Martínez <i>et al.</i> (1996)
Alcotán Europeo	1,62 (8)	Martínez <i>et al.</i> (1996)
Halcón Peregrino	0,85 (27)	Sánchez-Zapata <i>et al.</i> (1995)
Búho Real	1,58 (72)	Martínez & Calvo (2001)
Mochuelo Europeo	2,20 (10)	Martínez <i>et al.</i> (1992b)
Búho Chico	3,20 (8)	Martínez <i>et al.</i> (1996)

* Estimada como el cociente entre el número de pollos que vuelan y el número de parejas controladas.

Tasa de eclosión: número de huevos que eclosionan en relación al número total de huevos puestos.

Proporción de parejas con éxito: número de parejas que sacan adelante al menos un pollo en relación al número total de parejas reproductoras.

Tasa de vuelo: número de pollos que vuelan en relación al número de pollos que nacen (o en relación al número de parejas con éxito).

Productividad: número de pollos que vuelan en relación al número total de parejas controladas.

En la Tabla 4.4 se proporcionan los valores estimados de productividad en diversas poblaciones de rapaces de la Región de Murcia.

Variaciones en los parámetros reproductores

Entre individuos

La productividad, entendida como el número de pollos que es capaz de sacar adelante una pareja reproductora en función del tiempo, puede ser variable entre los componentes de una población. En diversas especies de rapaces se ha demostrado que un porcentaje relativamente pequeño de parejas puede producir una gran parte de la descendencia de toda la población (Newton 1991; Sergio & Bogliani 1999; Sergio & Newton 2003). Uno de los factores que explican estas variaciones individuales es la

edad. En general, las aves más longevas o experimentadas resultan ser más productivas que las jóvenes o inexpertas. En algunas especies, como el Gavilán Común, se ha estudiado la contribución reproductiva de los individuos a lo largo de su vida, observándose que el período de mayor productividad se produce cuando el individuo alcanza una edad intermedia (entre 4 y 7 años de edad), siendo significativamente inferior en los primeros y últimos estadios de la vida del ave (Newton & Rothery 1997). También la eficacia reproductiva de las hembras de Azor Común se incrementa entre los 1 y 7 años de edad, momento a partir del cual se produce una disminución de la productividad (Nielsen & Drachmann 2003). Sin embargo, cuando se comparan individuos de la misma edad, con frecuencia se observan variaciones significativas en la productividad. En la mayoría de los casos, esta circunstancia se debe a la calidad diferencial de los territorios. Diversos autores han mostrado que la calidad del territorio y del individuo se encuentran interrelacionadas, de manera que los mejores individuos –los más productivos– ocupan también los mejores hábitats disponibles (modelo de *distribución despótica ideal*, capítulo 3). Por este motivo, sin embargo, resulta complicado separar los efectos de ambos factores (Krüger 2002; Ferrer & Bisson 2003).

Las rapaces suelen realizar su primer intento reproductor cuando son individuos adultos. En las especies de pequeño tamaño la madurez sexual se alcanza al año o a los 2 años, pero en el caso de las grandes rapaces ésta puede retrasarse hasta los 5 ó 6, lo cual tiene reflejo además en la existencia de plumajes diferentes a los de los adultos (capítulo 1). El retraso en la reproducción es una característica general de muchas especies de aves de larga vida, para cuya explicación se han propuesto diversas hipótesis relacionadas con diferentes aspectos biológicos de los individuos jóvenes, como la falta de experiencia o un mayor riesgo de mortalidad en caso de reproducirse a temprana edad (Forslund & Pärt 1995; Espie *et al.* 2000). No obstante, a veces ocurre que los individuos subadultos e inmaduros son capaces de ocupar un territorio de nidificación y reproducirse con éxito bajo determinadas condiciones, fundamentalmente cuando existen recursos abundantes y escasez de adultos para competir por ellos, o cuando la población experimenta un crecimiento (Ferrer *et al.* 2004). Se ha sugerido también que la existencia de una elevada proporción de miembros jóvenes entre las parejas reproductoras puede ser reflejo de una elevada mortalidad por causas no naturales entre los adultos, pudiendo esta circunstancia ser utilizada para la detección de amenazas a la población y futuros cambios en las ten-

dencias poblacionales (Balbontín *et al.* 2003).

En estudios llevados a cabo en la Región de Murcia sobre las poblaciones de Águila Real y Águila-azor Perdicera, se encontró que las parejas formadas por individuos adultos eran significativamente más productivas que aquéllas compuestas por algún individuo subadulto (Sánchez-Zapata *et al.* 2000; Carrete *et al.* 2002b). Similares resultados se han encontrado en una investigación realizada sobre el Águila-azor Perdicera en Andalucía (Balbontín *et al.* 2003).

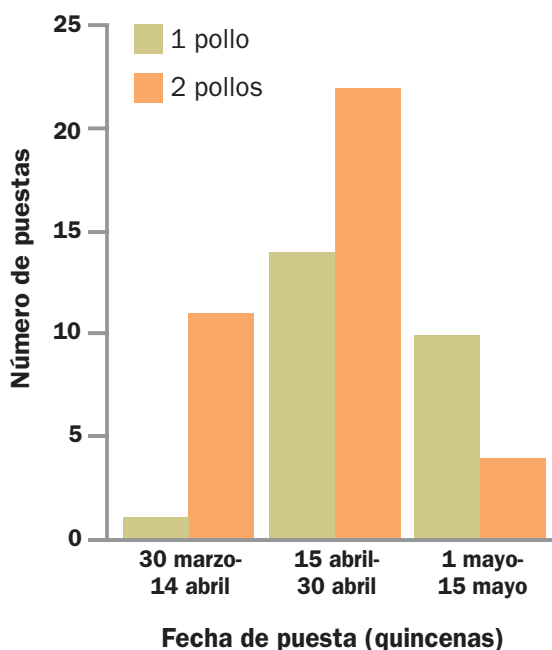


Figura 4.8. Relación entre la fecha de puesta y el éxito reproductor en una población de Aguililla Calzada de la Región de Murcia. La probabilidad de sacar adelante dos pollos es menor cuanto más tarde se realice la puesta. Según Martínez (2002).

Se ha comprobado igualmente que los individuos más experimentados inician antes el proceso reproductor, por lo que las parejas más productivas suelen ser también las que comienzan a criar más temprano (Sergio & Newton 2003). De esta manera, a diferencia de las parejas tardías, las parejas tempranas ponen por término medio un mayor número de huevos, producen más pollos y son menos proclives al fracaso reproductor. En un estudio realizado en el Aguililla Calzada en las sierras del Noroeste de Murcia, se encontró que las parejas que iniciaban antes la puesta producían un mayor número de pollos que aquellas que iniciaban la reproducción más tarde (Martínez 2002; Figura 4.8).

Entre años

Los investigadores han detectado que los parámetros reproductivos sufren variaciones significativas entre años, especialmente cuando se estudian tendencias a largo plazo, y se han encontrado tanto en las rapaces más pequeñas (cernícalos y gavilanes) como en las de mayor tamaño (azores, ratoneros y águilas). Las causas de estas variaciones suelen estar determinadas por las fluctuaciones en la disponibilidad de presas (Löhms 2003). Este escenario es representativo de los ambientes euro-siberianos donde se producen fluctuaciones cíclicas en la oferta de presas, cada cierto tiempo. En los ambientes



Figura 4.9. Búho Real. La productividad de esta especie está fuertemente condicionada por la abundancia de su presa principal, el Conejo. FOTO: CARLOS GONZÁLEZ REVELLES

mediterráneos, la disponibilidad de presas permanece más o menos estable a escala temporal; sin embargo, la aparición de perturbaciones puede conllevar el declive de sus efectivos y afectar a los parámetros reproductivos de las rapaces, especialmente en ausencia de presas alternativas. Por ejemplo, en un estudio realizado en el sur de Murcia por Martínez & Calvo (2001), sobre una población de Búho Real (Figura 4.9), la disminución significativa del número de territorios ocupados y de la productividad fue relacionada con el drástico declive poblacional del Conejo, a consecuencia de la aparición de la Neumonía Hemorrágica Vírica (capítulo 5: Tabla 5.3). Esta enfermedad infecciosa apareció en el sur de Murcia en octubre de 1988, y provocó fortísimas mortandades en las poblaciones de Conejo, llegando incluso a producir su extinción en algunas localidades.

Dispersión

La dispersión post-reproductiva es un proceso de enorme trascendencia para la conservación de muchas rapaces, especialmente en los casos de especies raras o poco abundantes (Lande 1988). Una vez independizados de los padres, los jóvenes deben dispersarse para buscar una pareja y un territorio donde instalarse e iniciar la reproducción. De la capacidad dispersiva de estos individuos no territoriales y, sobre todo, de su capacidad de supervivencia durante este periodo, puede depender la estabilidad de las poblaciones (Carrete *et al.* 2002a). El proceso dispersivo es un fenómeno complejo, en el que intervienen diferentes factores. En una dirección opera la filopatría de muchas especies, es decir, la tendencia a regresar al lugar de nacimiento, mientras que en sen-



Figura 4.10. En las Sierras de Escalona y Altaona se localiza una de las áreas de dispersión de rapaces más importantes del sureste ibérico, de gran trascendencia para especies como el Águila-azor Perdicera y el Águila Real. FOTO: CARLOS GONZÁLEZ REVELLES

tido contrario actúa la necesidad de buscar nuevos territorios de calidad, evitando la competencia o la predación (Wiklund 1996; Forero *et al.* 1999).

En algunas especies como el Águila-azor Perdicera y el Águila Real, los individuos juveniles tienden a concentrarse en determinadas zonas (áreas de dispersión) con gran cantidad de alimento y que tienen una gran importancia para la conservación de estas grandes rapaces (Mañosa *et al.* 1998). Las sierras murcianas de Escalona y Altaona (Figura 4.10), en un área limítrofe con la provincia de Alicante, constituyen una de estas áreas de dispersión, donde se concentran un elevado número de jóvenes, especialmente durante el invierno. En cualquier caso, además de los individuos reproductores o territoriales, en todas las poblaciones existe una fracción de aves no reproductoras –“individuos flotantes”–, compuesta en su mayoría por juveniles y subadultos que aún no pueden reproducirse, o que han sido incapaces todavía de obte-

ner pareja o territorio (Kenward *et al.* 2000).

Los mecanismos biológicos por los que un individuo no territorial se establece en un determinado territorio no son aún bien conocidos por los investigadores. No obstante, diversos estudios realizados en especies coloniales, como el Cernícalo Primilla, han revelado la existencia de fenómenos de atracción conespecífica (atracción por los individuos de su propia especie), de manera que los individuos nacidos en las colonias menos numerosas tienen una mayor probabilidad de establecerse en otra colonia distinta (Serrano & Tella 2003). En este sentido, la presencia de otros individuos de la misma especie actúa como indicio de la calidad del hábitat. De hecho, la colocación de señuelos (maquetas de aves) es una práctica habitual en proyectos para fomentar la recolonización de áreas potencialmente adecuadas para especies extintas.

En el caso de las especies territoriales, al menos en las poco abundantes, la ma-



Figura 4.11. Aguililla Calzada en su nido. Las plataformas de algunas rapaces forestales suelen ser estructuras muy estables, pudiendo ser reutilizadas para la reproducción durante muchos años, incluso después de un periodo de abandono prolongado. FOTO: CARLOS GONZÁLEZ REVELLES

yor parte de las incorporaciones a la población reproductora deben ser reemplazos de individuos reproductores que han muerto por alguna circunstancia; de hecho, cuando desaparece uno de los componentes de la pareja, los reemplazos suelen producirse rápidamente, pero si desaparecen los dos individuos, el territorio suele quedar vacante durante un periodo más largo (Carrete 2002). También se ha sugerido que el mantenimiento de los viejos nidos en los territorios abandonados es otro de los factores que puede favorecer la reocupación en el futuro por

nuevos individuos colonizadores (Martínez 2002). En este sentido, los nidos podrían funcionar como estructuras de atracción para las aves potencialmente territoriales (Figura 4.11), informando a éstas de la oferta de un hábitat óptimo para la reproducción (Eckermann 1990). Los nidos ubicados en roquedos permanecen mucho más tiempo mejor conservados que los se asientan en árboles y sobre el suelo, más proclives a estropearse o caerse a causa de condiciones meteorológicas adversas durante el invierno (fuertes vientos, lluvias, nieve).



Alimentación

Capítulo 5

Introducción

El estudio de la alimentación ha suscitado un enorme interés entre los investigadores de la biología de las aves de presa, circunstancia que podría ser debida, en parte, a que la depredación constituye uno de los procesos ecológicos y evolutivos más importantes que afectan a la morfología y comportamiento de los organismos y, en parte, a la relativa facilidad y bajo coste que supone su investigación en comparación con otros aspectos de la ecología animal. El estudio de los hábitos alimenticios en las aves rapaces permite conocer cuáles son las presas y qué cantidad de ellas consume una especie en una región concreta. El estudio de la selección de presas cuantifica las preferencias del predador en relación a su disponibilidad. La investigación de las variaciones temporales de la dieta contribuye a un mejor conocimiento sobre la respuesta de las rapaces en función de las fluctuaciones en la densidad de las presas, consecuencia de la influencia de factores bióticos y abióticos. La cantidad de presas consumidas condiciona la supervivencia y éxito reproductor de las rapaces, pero además permite cuantificar la cantidad de comida requerida por individuo y día (requerimientos energéticos).

El estudio de la dieta permite además evaluar el estado de salud de las pobla-



ciones de presas ya que la alimentación con presas de mala calidad puede afectar negativamente a las rapaces; por ejemplo, las presas expuestas a contaminantes de origen industrial o agrícola (metales pesados y pesticidas) pueden ocasionar efectos letales o sub-letales (disminución de la fecundidad) en sus depredadores. Por otra parte, estas especies pueden capturar animales de alto valor económico para la especie humana, circunstancia que genera frecuentemente conflictos entre determinados colectivos sociales y las rapaces. Un mayor conocimiento sobre la ecología de la depredación ofrecería elementos de juicio para solventar una de las problemáticas que afectan más directamente a la conservación de las aves de presa.

Presas, adaptaciones y técnicas de caza

Las aves de presa son animales carnívoros, aunque excepcionalmente algunas especies pueden consumir vegetales. Todas las especies poseen poderosas patas que les permiten sujetar fuertemente a las presas y desgarrarlas con sus picos ganchudos. La mayoría cuentan también con una extraordinaria visión que permite la localización de las presas a grandes distancias (Figura 5.1). En las rapaces nocturnas, además de la vista, las especializadas características de sus oídos les

permiten localizar con precisión la procedencia de los sonidos.

El conjunto de presas de las rapaces está constituido por muchas especies, de distintos tamaños y de grupos taxonómicos muy diversos (aves, mamíferos, reptiles, anfibios, peces, invertebrados), que pueden ser capturados o consumidos en diferentes formas (incluidos, por ejemplo, huevos de aves y carroña). En general, todas las rapaces se especializan en el consumo de determinados grupos de especie-presa y, dentro de éstos, en ciertos tamaños y edades, dentro de su particular hábitat y según sus aptitudes cazadoras (marcadas por su morfología corporal). Las rapaces que poseen alas estrechas y afiladas y están provistas de largas patas con dedos largos y afiladas uñas, se alimentan de presas ágiles de tamaño variable, desde palomas a pequeños pájaros, e incluso insectos voladores. En este grupo de rapaces están incluidos el Azor Común, el Gavilán Común y un buen número de halcones (Halcón Peregrino, Alcotán Europeo, Esmerejón, cernícalos). Se trata de aves con una enorme agilidad en el vuelo y, con frecuencia, las capturas tienen lugar mediante la realización de fuertes picados a considerable altura del suelo o en persecución a través del bosque.

Otras rapaces, representadas por ratoneros, milanos, la mayoría de águilas y algunos búhos, se encuentran adaptadas



Figura 5.1. Visión especializada, oído agudo, poderosos picos y garras: una adecuada combinación de características biológicas para unos grandes depredadores. FOTOS: JOSÉ F. CALVO

para la captura de mamíferos de hábitos terrestres, aunque también apresan aves de diferentes tamaños y reptiles. Se trata de aves provistas de patas fuertes, con dedos relativamente cortos y poderosos, útiles para la captura de presas más pesadas y fuertes, como liebres, conejos y aves grandes. El Águila-azor Perdicera y el Búho Real suelen capturar un elevado número de mamíferos –principalmente conejos–, pero también aves medianas como palomas, perdices y córvidos, mientras que el Águila Real es capaz de capturar presas todavía más pesadas, como crías de ungulados. El Águila Pescadora está especializada en la captura de peces de lagunas y costas, gracias a que goza de unas garras morfológicamente adaptadas para retener la lisa cubierta epidérmica de los peces. También existen rapaces especializadas en la captura de reptiles (ofidios y lagartos), como sucede con la Culebrera Europea (Gil & Pleguezuelos 2001). En otro grupo de especies, la dieta está constituida por una importante proporción de invertebrados, que capturan en el suelo y el aire, mediante un amplio abanico de técnicas de caza. En este grupo se encuentran desde especies de gran tamaño,

como el Abejero Europeo, hasta pequeñas rapaces, de la envergadura del Alcotán Europeo, el Cernícalo Vulgar, o el Mochuelo Europeo (Díaz *et al.* 1996).

Algunas rapaces consumen un amplio abanico de presas como aves, mamíferos, reptiles e insectos, de manera más o menos oportunista. En este grupo se incluirían especies como los aguiluchos, o los milanos, que a menudo también se comportan como carroñeros, visitando muladares y basureros (Donázar, 1992). En el consumo de este último tipo de alimento, la carroña, están especializados los buitres, el Alimoche Común y el Quebrantahuesos. Se trata de aves con envergadura considerable, excelentes planeadoras, capaces de prospectar amplias zonas en busca de carroñas y adaptadas para alimentarse de distintas partes del cuerpo del cadáver de un animal (Donázar 1993). En este sentido, llama la atención la especialización del Quebrantahuesos, que rompe los huesos de cadáveres ya devorados por el resto de buitres y otras aves, con objeto de extraer la médula, de la cual se alimenta. Ocasionalmente, otras muchas rapaces, como el Águila Real o el Águila Imperial, pueden consumir restos de animales muertos, so-



Figura 5.2. Mochuelo Europeo (*Athene noctua*) al acecho de presas desde su posadero. FOTO: CARLOS GONZÁLEZ REVELLES

bre todo en condiciones de carestía de alimento.

Las técnicas de caza de las rapaces son muy diversas, y dependen no sólo de las características biológicas y morfológicas de cada especie, sino también de otros muchos factores, como el tipo de presas, la época del año o las características del hábitat. La elección de una determinada técnica de caza puede estar determinada también por su rentabilidad energética. El Cernícalo Vulgar, por ejemplo, caza principalmente al acecho durante el invierno, cuando sus requerimientos energéticos son relativamente bajos. Sin embargo, cuando necesita maximizar el aporte de comida al nido durante la cría de los pollos, recurre al empleo de otras técnicas de mayor rentabilidad, como el vuelo cercano (Newton & Olsen 1993).

En general, a grandes rasgos, las técnicas de caza pueden dividirse en dos grandes grupos, las que se emplean para capturar presas en vuelo y las que se utilizan

para obtener presas en el suelo. Otro tipo de clasificación establecería diferencias entre la búsqueda activa y la caza al acecho. El Halcón Peregrino, por ejemplo, suele emplear diversas técnicas entre las que destacan los ataques en picados desde una considerable altura; en ocasiones incluso varios cientos de metros por encima de sus presuntas presas, alcanzando velocidades de más de 300 km/h (Zuberogitia *et al.* 2002). El acecho desde posaderos –árboles, roquedos, postes eléctricos– es una técnica utilizada por muchas especies de rapaces diurnas (Azor Común, Gavilán Común, Busardo Ratonero, Cernícalo Vulgar), pero especialmente por todas las nocturnas (Figura 5.2). El acecho permite al cazador vigilar una amplia zona de caza durante mucho tiempo, sin ser visto por las presas. Otras rapaces, especialmente aquéllas que cazan presas de hábitos terrestres como conejos y otros mamíferos, utilizan frecuentemente el planeo bajo, a veces circular, sobre la vegetación



Figura 5.3. Buitre Leonado (*Gyps fulvus*) en vuelo de planeo. FOTO: CARLOS GONZÁLEZ REVELLES

arbustiva, escudriñando el terreno e intentando sorprender alguna presa que se encuentre desprevenida. En el caso de los buitres (Figura 5.3), su gran capacidad de planeo les permite prospectar amplias zonas de campo a mucha altura del suelo, circunstancia que les facilita la detección de cadáveres. La formación de grupos de aves constituye una ventaja frente a individuos solitarios, especialmente cuando se trata de buscar alimento “impredicible” en mucha superficie de terreno. Así pues, cada individuo aprovecha el trabajo de su compañero, lo cual aumenta la eficiencia del grupo en la búsqueda y localización de la carroña (Donázar 1993).

Las rapaces son animales capaces de aprender de sus experiencias previas, y de dirigir los ataques hacia las presas más vulnerables: crías, jóvenes, individuos enfermos o aquéllos con anomalías físicas que les impiden evitar a los predadores (Fernández 1993; Fernández-Llario & Hidalgo de Trucios 1995; Rytönen et

al. 1998). No obstante, el éxito de captura de las presas está condicionado por otros factores, como la edad y la experiencia de los individuos, la técnica de caza empleada, la calidad del hábitat y la hora del ataque. Diversos estudios han evidenciado una mayor eficiencia de caza en los individuos adultos, más experimentados, que en los juveniles (Aumann 1988; Bennetts & McClelland 1997). Las características del hábitat también influyen en el éxito de caza, y en varios trabajos se ha puesto de manifiesto que determinados tipos de hábitats son más proclives a proporcionar un mayor éxito de caza (Rytönen et al. 1998; Jenkins 2000). Otros estudios exponen cómo el éxito depende de la franja horaria en la que se produzcan los ataques. Por ejemplo, en un estudio sobre el Azor, Kenward (1978) comprobó que los ataques tuvieron más éxito una hora antes del atardecer que en las cuatro horas previas. También apreció un mayor éxito de captura en los ataques sobre

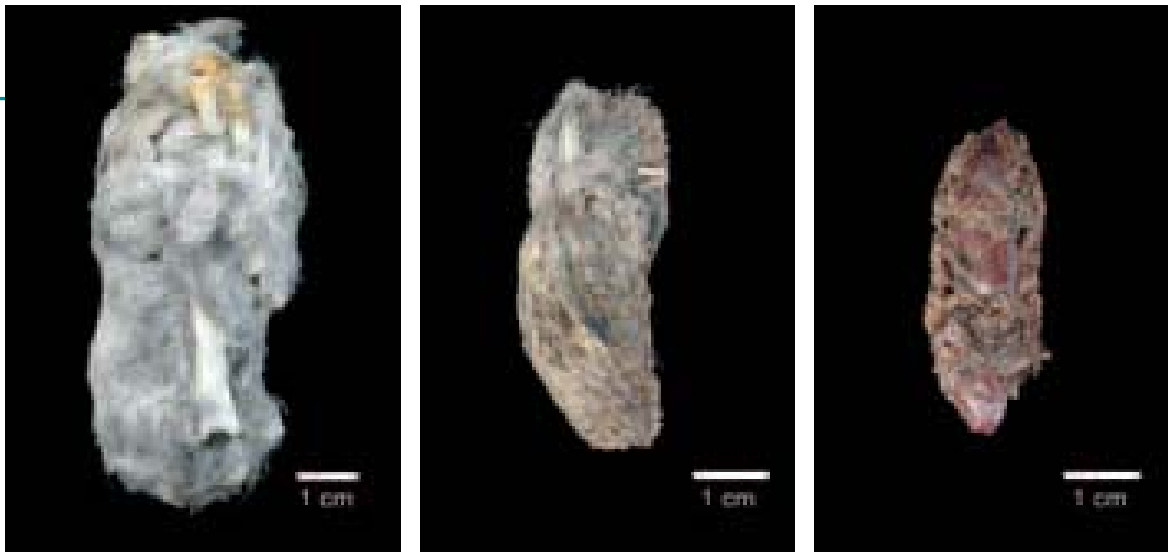


Figura 5.4. Egagrópilas de diversas especies de rapaces, mostrando restos de huesos, pelos, plumas y caparzones de insectos. De izquierda a derecha: Búho Real, Halcón Peregrino y Cernícalo Primilla. FOTO: CARLOS GONZÁLEZ REVELLES

palomas solitarias o integradas en pequeños bandos.

Métodos de estudio de la alimentación

El análisis de la dieta puede ofrecer resultados diferentes dependiendo del método de estudio que se emplee (Marti 1987). La composición de una dieta puede estar sesgada si en lugar de basarse en observaciones directas ó sistemas de video automáticos de presas aportadas al nido, la información procede del análisis de egagrópilas¹ (Figura 5.4), restos de presas o restos procedentes de estómagos de cadáveres. La observación directa es considerada como el mejor método para estimar la dieta de las rapaces, pero conlleva elevados costes de esfuerzo y tiempo (Marti 1987). No obstante, cuando se estudia la alimentación a partir de información procedente de los nidos, puede ocurrir que el método proporcione una pobre imagen de la composición de la dieta (y referida exclusivamente al periodo re-

productor). Las rapaces que capturan presas pequeñas –como insectos o pequeñas aves y mamíferos– lejos del nido, pueden consumirlas en vez de transportarlas allí, probablemente porque no es rentable llevarlas dado el elevado coste energético que ello supone (Sonerud 1992). Las presas grandes son subestimadas en las egagrópilas mientras que las presas pequeñas aparecen en menor proporción en los restos, lo que ha conllevado que diferentes autores recomienden la combinación de egagrópilas y restos para estudiar la dieta de las rapaces (Oro & Tella 1995; Martínez & Zuberogoitia 2001).

En la Región de Murcia, se han realizado tan sólo dos estudios que evalúan la composición de la dieta en función del método de estudio, centrados en el Aguilucho Cenizo (Sánchez-Zapata & Calvo 1998) y el Aguililla Calzada (Martínez 2002). En el caso del Aguilucho Cenizo, se observó que las aves –el grupo de presas más consumido–, fueron proporcionalmente menos encontradas en egagrópilas que en restos de presas encontradas en posaderos y ob-

¹ Las egagrópilas son bolos que regurgitan las rapaces y otras aves, compuestos por restos indigeribles de sus presas: pelos, plumas, huesos...

Tabla 5.1. Estimación de las necesidades de alimento diario en varias especies de rapaces. Las necesidades energéticas diarias se expresan en kilocalorías (kcal/día) o kilojulios (kJ/día), mientras que el alimento se expresa en gramos/día.

Especie	Requerimientos y necesidades energéticas	Referencia
Buitre Leonado	472–607 g/día (a 30 °C) 488–627 g/día (a 0 °C)	Donázar (1993)
Águila Real	230 g/día	Watson (1997)
Águila-azor Perdicera	250-300 g/día (adulto y joven)	Real (1987)
Cernícalo Vulgar	300 kJ/día (invierno) 400 kJ/día (machos reproductores)	Village (1990)
Halcón Peregrino	104–147g/día (macho adulto en invierno) 72 kcal/día (hembra)	Ratcliffe (1993)
Gavilán Común	40-70 g/día	Newton (1986)
Lechuza Común	95 g/día	Mikkola (1983)
Autillo Europeo	40 g/día	Mikkola (1983)
Búho Real	435 g/día	Mikkola (1983)
Mochuelo Europeo	65 g/día	Mikkola (1983)
Cárabo Común	180 g/día	Mikkola (1983)
Búho Chico	105 g/día	Mikkola (1983)

servadas directamente por aportes al nido. Este resultado podría estar condicionado por el elevado consumo de pollos y aves jóvenes, las cuales son digeridas totalmente, lo que explicaría su baja detección en las egagrópilas. En el caso del Aguililla Calzada, se encontró que el análisis de las egagrópilas ofrecía los resultados más similares a los obtenidos mediante observación directa (Martínez 2002).

Otro aspecto del estudio de la alimentación aborda el problema desde el punto de vista energético. La estima de los requerimientos energéticos resulta relativamente difícil; generalmente se realiza con dos métodos de trabajo: observación directa en el campo y experimentos controlados de aves en cautividad. Sin embargo, ambos métodos presentan sesgos. La observación directa de aportes de presas a los nidos ofrece estimaciones sesgadas debi-

do a que: (1) suele ser difícil conocer la biomasa exacta de las presas aportadas al nido, cuyo peso puede ser muy diferente de los valores estandarizados utilizados; (2) suele ser frecuente que las presas aportadas se encuentren ya semidevoradas; y (3) resulta difícil distinguir entre el alimento consumido por los pollos y el consumido por los adultos. Los cálculos de los requerimientos en aves cautivas también presentan sesgos, ya que las aves en cautividad pueden tender a ingerir cantidades de alimento muy por encima o por debajo de sus necesidades reales. No obstante, este método ha sido el más utilizado por los investigadores (Tabla 5.1).

Existen diversos factores que pueden influir en las variaciones de los requerimientos tróficos diarios de las rapaces, como son, entre otros, el valor nutricional de las presas, la condición física de los ejempla-

res y la temperatura ambiental. En muchas especies de aves de presa se ha comprobado que los requerimientos son mayores en invierno que en verano, y los de los individuos adultos con respecto a los jóvenes. Por otra parte, diversos estudios han puesto de manifiesto que la actividad de caza se incrementa proporcionalmente al nivel de ayuno del predador (Rijnsdorp *et al.* 1981; Widén 1984), lo que sugiere que, fuera de la época de reproducción, las rapaces cazan cuando sus reservas energéticas alcanzan niveles bajos.

Descripción de dietas de rapaces en la Región de Murcia

Existen diversos estudios sobre la alimentación de rapaces murcianas. Destacan los realizados con Aguililla Calzada (Martínez 2002; Martínez *et al.* 2004; Martínez & Calvo 2005), Águila-azor Perdizera (Martínez *et al.*, 1994), Aguilucho Cenizo (Sánchez-Zapata & Calvo 1998) y Búho Real (Martínez *et al.* 1992a, Martínez & Calvo 2001), además de los publicados en la revista *Juncellus*, realizados sobre poblaciones de un buen número de especies de la Comarca del Altiplano (municipios de Jumilla y Yecla). Por otra parte, Sánchez-Zapata *et al.* (1995) proporcionan una tabla resumen con la composición de las dietas de las aves de presa murcianas.

Considerando exclusivamente cuatro grandes grupos de presas (mamíferos,

aves, reptiles e invertebrados), las diferentes especies de rapaces estudiadas muestran una gran variedad en la composición de las dietas. De los ejemplos expuestos en la Figura 5.5 se desprende que especies como el Aguilucho Cenizo, el Aguililla Calzada y el Busardo Ratonero presentan una dieta muy diversa; otras, en cambio, muestran una mayor especialización o preferencia por determinados grupos de presa. La dieta de las especies de menor tamaño, tanto diurnas como nocturnas (por ejemplo, el Cernícalo Vulgar y el Mochuelo Europeo), está principalmente compuesta por invertebrados. Las dos especies de Búhos (Real y Chico), muestran una mayor preferencia por mamíferos. En el caso del Águila-azor Perdizera, aves y mamíferos, en porcentajes similares, constituyen la fracción predominante de la dieta. Por su parte, los reptiles forman parte importante de la alimentación del Busardo Ratonero.

La información presentada en la Figura 5.5 corresponde a proporciones basadas en números de presa. Este tipo de análisis puede proporcionar, sin embargo, una idea equivocada de la importancia de un determinado tipo de presas en la dieta. Cuando en vez del número de presas se considera el total de biomasa (gramos de alimento) correspondiente a cada tipo, su importancia relativa en la composición de la dieta puede variar notablemente. El caso ilustrado en la Figura 5.6 constituye un ejemplo

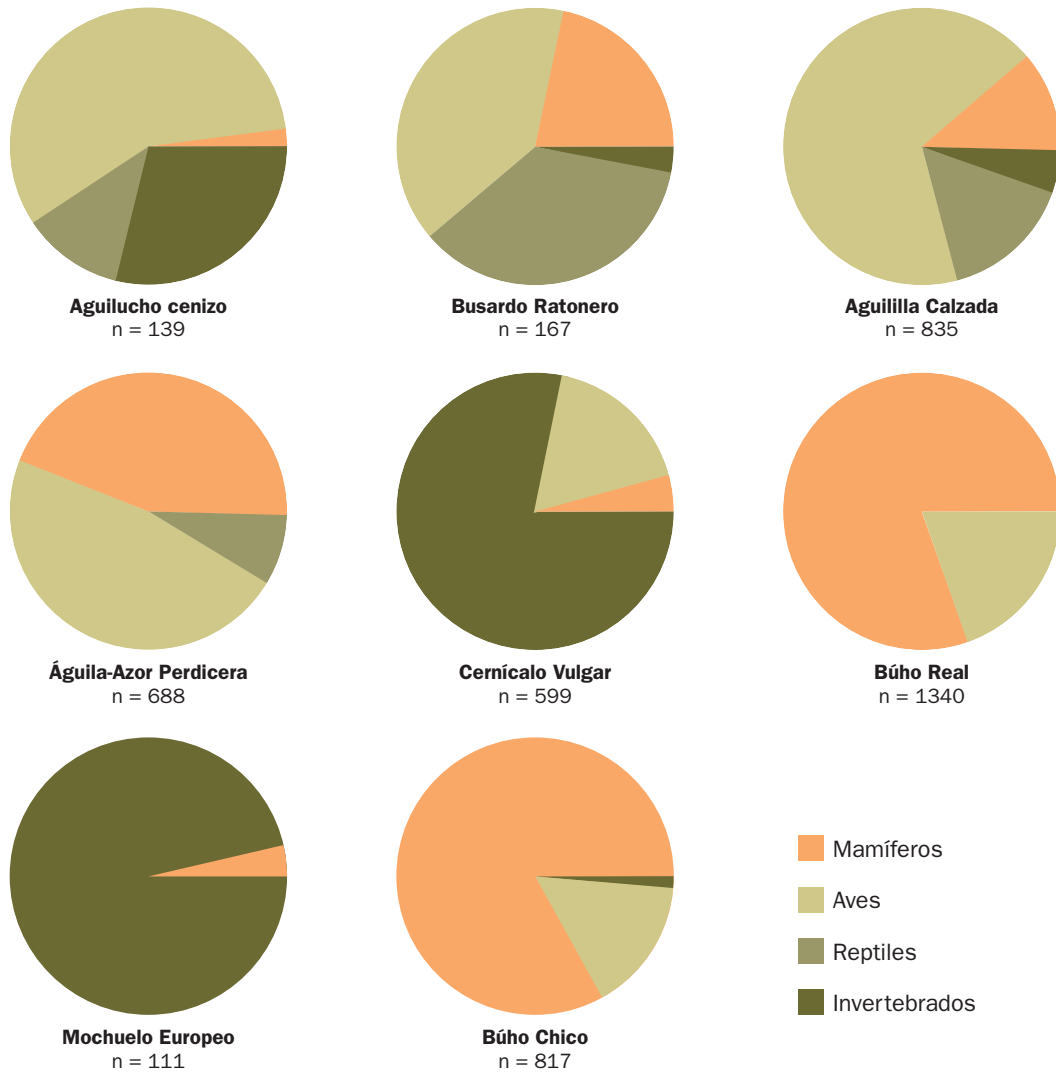


Figura 5.5. Composición de la dieta en diferentes poblaciones de rapaces de la Región de Murcia. Según Sánchez-Zapata & Calvo (1998) (Aguilucho Cenizo), Zuberogoitia *et al.* (2006) (Busardo Ratonero), Martínez *et al.* (2004) (Aguililla Calzada), Martínez *et al.* (1994) (Águila-azor Perdicera), Martínez *et al.* (1990) (Cernícalo Vulgar), Martínez & Calvo (2001) (Búho Real), Martínez *et al.* (1992b) (Mochuelo Europeo) y Villalba *et al.* (1993) (Búho Chico).

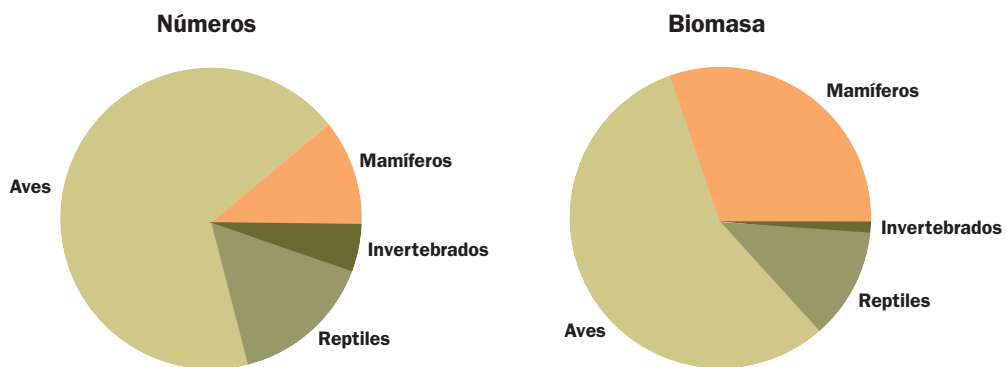


Figura 5.6. Composición relativa de la dieta del Aguililla Calzada en función del número de presas y la biomasa de los diferentes grupos de presas. Según Martínez *et al.* (2004).

Tabla 5.2. Composición detallada de la dieta del Busardo Ratonero en una zona forestal del centro de la Región de Murcia (Zuberogoitia *et al.* 2006).

Especie–presa	n	%
MAMÍFEROS		
Musaraña Gris <i>Crocidura russula</i>	1	0,60
Ardilla Roja <i>Sciurus vulgaris</i>	4	2,40
Rata Parda <i>Rattus norvegicus</i>	2	1,20
Topillo Mediterráneo <i>Microtus duodecimcostatus</i>	1	0,60
Conejo <i>Oryctolagus cuniculus</i>	28	16,76
Liebre Ibérica <i>Lepus granatensis</i>	1	0,60
AVES		
Perdiz Roja <i>Alectoris rufa</i>	9	5,39
Paloma doméstica <i>Columba livia</i>	8	4,78
Paloma Torcaz <i>Columba palumbus</i>	1	0,60
Arrendajo <i>Garrulus glandarius</i>	12	7,19
Pito Real <i>Picus viridis</i>	4	2,40
Tórtola Europea <i>Streptopelia turtur</i>	1	0,60
Cogujada Común <i>Galerida cristata</i>	1	0,60
Aves indeterminadas	28	16,76
REPTILES Y ANFIBIOS		
Culebra de Escalera <i>Elaphe scalaris</i>	3	1,80
Lagarto Ocelado <i>Lacerta lepida</i>	55	32,92
Lagartija Colilarga <i>Psammmodromus algirus</i>	2	1,20
Sapo Común <i>Bufo bufo</i>	2	1,20
INVERTEBRADOS		
Coleópteros indeterminados	4	2,40

representativo; comparando la composición de la dieta de Aguillilla Calzada –calculada respectivamente en función del número de presas y de la biomasa de cada tipo– se aprecia que las presas de mayor tamaño (mamíferos) adquieren un mayor protagonismo, mientras que las más pequeñas (invertebrados) pierden prácticamente toda su importancia en la dieta.

La Tabla 5.2 muestra otro ejemplo de composición de una dieta, en este caso mostrando de forma detallada las diferentes especies-presa consumidas por el Bu-

sardo Ratonero en una zona forestal del centro de la Región de Murcia (Zuberogoitia *et al.* 2006). Puede observarse cómo dentro de cada una de las grandes categorías de presas, la variedad de especies puede ser bastante amplia. De hecho, algunas de las dietas presentadas en la Figura 5.5 son mucho más diferentes de lo que se aprecia en dicha figura. Por ejemplo, la alimentación del Búho Real es notablemente distinta a la del Búho Chico, a pesar de que ambas especies muestran un consumo mayoritario de mamíferos:



Figura 5.7. Principales tipos de presas vertebradas de las rapaces murcianas. De izquierda a derecha y de arriba abajo: Conejo, Paloma, Perdiz Roja y Lagarto Ocelado. FOTOS: CARLOS GONZÁLEZ REVELLES

mientras que el Conejo, las ratas y los erizos constituyen la principal fuente de presas del Búho Real (Martínez & Calvo 2001), ratones y topillos son los componentes predominantes de la dieta del Búho Chico (Villalba *et al.* 1993). Del examen de la información publicada sobre dietas se desprende que, en términos generales –y dejando a un lado los invertebrados y los pequeños mamíferos y pájaros–, las principales especies-presa de las rapaces murcianas son el Conejo, las Palomas, la Per-

diz Roja y el Lagarto Ocelado (Figura 5.7).

El análisis comparativo de las dietas permite realizar una aproximación al estudio de posibles relaciones de competencia por el alimento entre las diferentes especies. Sánchez-Zapata *et al.* (1995) realizan un estudio de este tipo, en el que analizan de forma global la utilización de los recursos alimenticios por parte de la comunidad de aves de presa de la Región de Murcia, a partir del cálculo de un índice de solapamiento de nicho trófico² entre las

² Nicho es un término ecológico que hace referencia al papel funcional de una especie en la naturaleza. El concepto de nicho trófico hace referencia concreta a su papel en la utilización de los recursos alimenticios (consumo de presas).

diferentes especies. Por lo que respecta a las rapaces nocturnas, estos autores encontraron que los mayores niveles de solapamiento se presentan entre Autillo y Mochuelo (grandes consumidores de invertebrados), por una parte, y entre Lechuza, Cárabo y Búho Chico (grandes consumidores de pequeños mamíferos y pajarillos), por otra. No obstante, las posibles interacciones de competencia por el alimento entre estas especies deben verse minimizadas por las diferencias de hábitat. El Búho Real es la especie que muestra un menor solapamiento con el resto.

En cuanto a las rapaces diurnas, el estudio de Sánchez-Zapata *et al.* (1995) revela la existencia de diferentes grupos de especies atendiendo al grado de solapamiento. Así, las dos especies de Cernícalos (Vulgar y Primilla), especializadas en el consumo de invertebrados, presentan el valor más alto (98,1%) del índice de solapamiento. El Águila Real y el Águila-azor Perdicera también muestran un solapamiento elevado (90,5%), con el Conejo como presa principal para ambas. Otro conjunto de especies (Ratonero, Azor, Aguililla Calzada y Halcón Peregrino) presentan un grado de solapamiento moderado, con dietas variadas en general. La Culebrera Europea (consumidora de reptiles, principalmente serpientes) y el Gavilán Común (que predica casi exclusivamente sobre pequeños pájaros), presentan dietas mucho más especializadas.

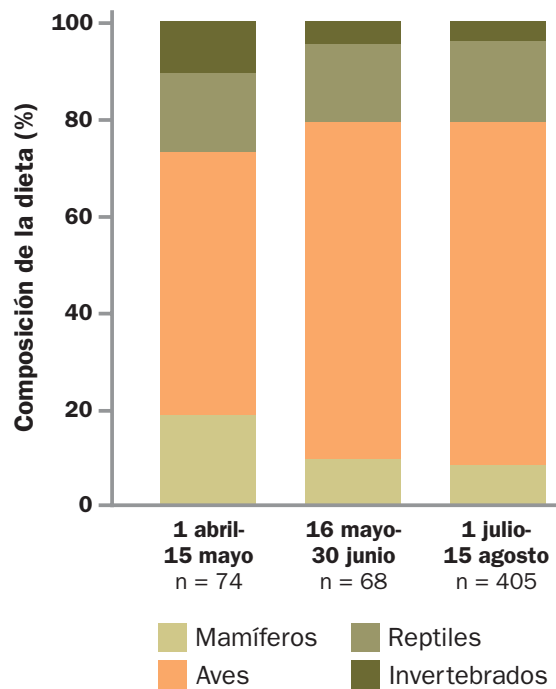


Figura 5.8. Cambios en la dieta del Aguililla Calzada en diferentes fases del periodo reproductivo: incubación (del 1 de abril al 15 de mayo), crianza de los pollos (del 16 de mayo al 30 de junio), y alimentación de los jóvenes (del 1 de julio al 15 de agosto). Según Martínez *et al.* (2004).

Variaciones en las dietas

Las dietas de las aves rapaces suelen sufrir cambios cuando oscilan las densidades de sus presas principales. En general, dichas variaciones han sido relacionadas con cambios en la diversidad trófica y en el uso del hábitat, siendo abordadas frecuentemente a escala temporal (estacional e interanual) y geográfica y, más raramente, a escala local (entre diferentes hábitats). La disponibilidad de presas es el principal factor que más influye en el éxito reproductor de las aves rapaces (Newton 1979). A menudo, la composición específica de la dieta de una especie depende de las variaciones cíclicas en las poblaciones de su principal presa, de for-

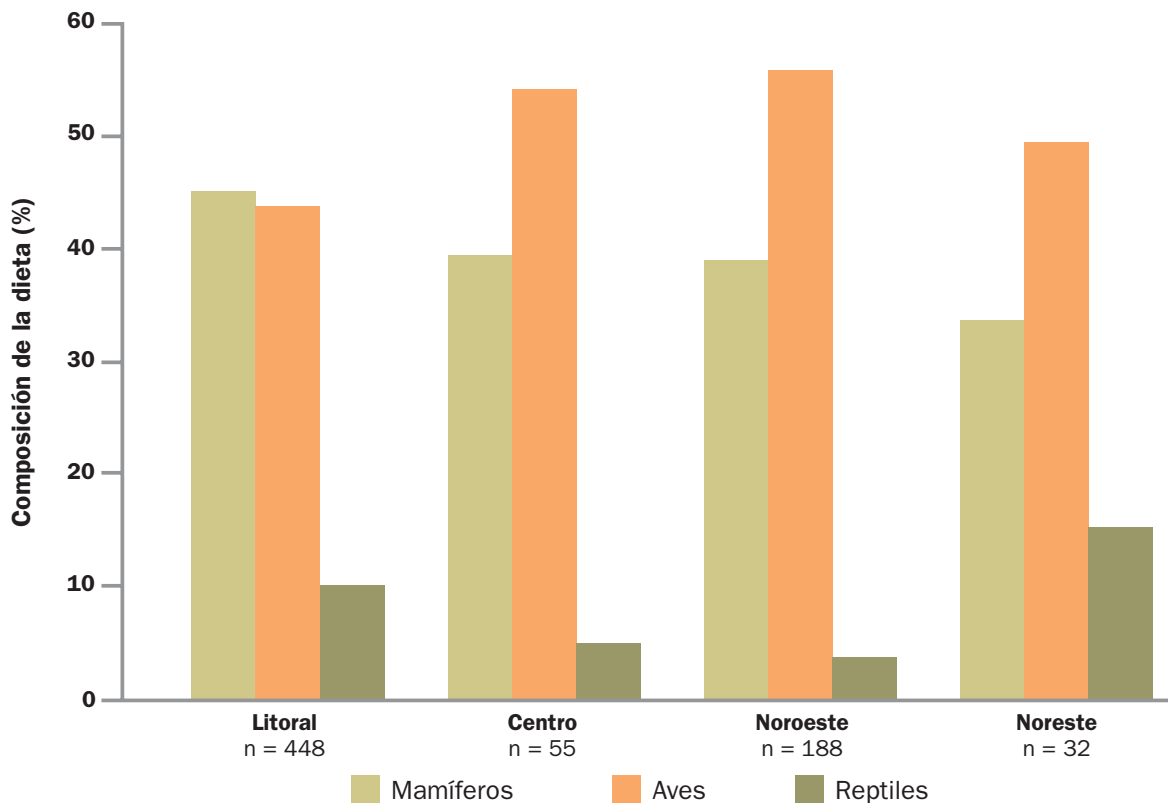


Figura 5.9. Composición de la dieta del Águila-azor Perdicera en cuatro áreas geográficas de la Región de Murcia. Según Martínez *et al.* (1994) y Ortuño *et al.* (2000).

ma que cuando ésta escasea la dieta se diversifica, y el depredador consume una mayor proporción de presas alternativas (Reif *et al.* 2001). La composición de la dieta de los adultos y pollos durante la reproducción y el invierno puede sufrir igualmente cambios en función de la dinámica poblacional de las presas. En el estudio de Martínez (2002) y Martínez *et al.* (2004) sobre la alimentación del Aguililla Calzada, se encontraron cambios en las proporciones de los tipos y pesos de las presas aportadas al nido en distintas etapas del período reproductor, con un incremento significativo de las capturas de aves en las últimas fases (Figura 5.8). Sin embargo, en un estudio de características similares sobre el Aguilucho Cenizo en el Humedal de Ajauque y Rambla Salada

(Sánchez-Zapata & Calvo 1998), no se aprecian diferencias significativas en la composición de la dieta a lo largo del período reproductor.

En ocasiones, determinados estudios evidencian las variaciones geográficas de las dietas, lo que permite detectar patrones o tendencias en la dieta en relación con diferentes características del hábitat o con la distribución y disponibilidad de las presas en una región concreta. El ejemplo ilustrado en la Figura 5.9 corresponde a las variaciones encontradas en la dieta del Águila-azor Perdicera en cuatro áreas geográficas de la Región de Murcia (Martínez *et al.* 1994 y Ortuño *et al.* 2000). Las águilas del litoral se diferencian del resto de zonas por consumir proporcionalmente una menor cantidad de

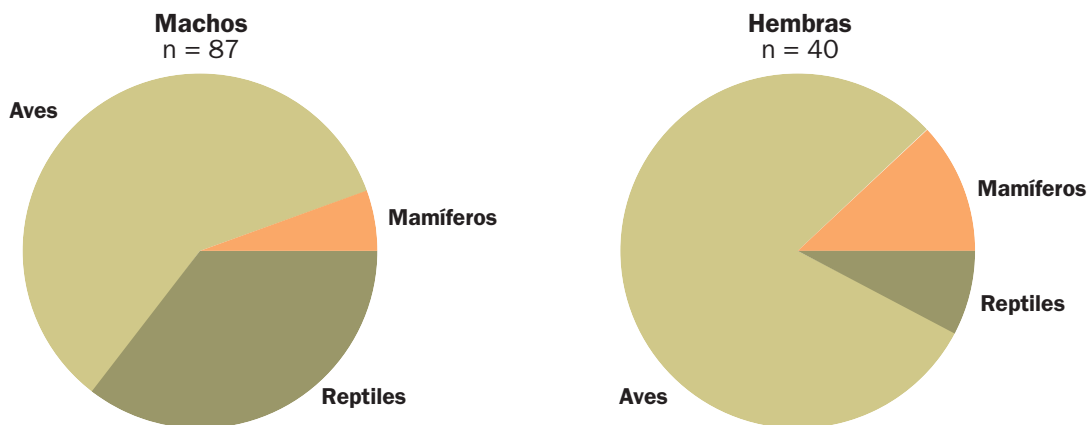


Figura 5.10. Diferencias en los aportes relativos de presas al nido por hembras y machos de Aguililla Calzada. Según Martínez (2002) y Martínez & Calvo (2005).

aves. Además, la perdiz es la principal presa alada en la zona litoral, mientras que en las otras áreas las palomas son el componente ornítico más importante. Hay casos, no obstante, en los que las variaciones geográficas en la dieta no son relevantes. Por ejemplo, los datos aportados por Zuberogoitia *et al.* (2006) sobre la composición de la dieta del Busardo Ratonero en poblaciones de Vizcaya y Murcia, muestran una coincidencia muy notable entre los porcentajes de los grandes tipos de presas consumidas en una y otra zona por la especie, a pesar de las grandes diferencias de hábitat entre las dos áreas de estudio.

Además de por variables espaciales y temporales, la composición de la dieta puede estar también condicionada por factores individuales del depredador, como el sexo o la edad. Numerosos estudios han mostrado la existencia de dietas sexo-específicas en varias rapaces y búhos, consecuencia de una diferenciación intersexual en los tipos y tamaños de presas aportadas al nido (Boal & Mannan 1996; Villarán-Adánez 2000). Esta situa-

ción sería ventajosa para ambos sexos ya que podrían evitar la competencia por el alimento, especialmente durante el invierno cuando ambos cazan para sí mismos, y podría explicar el dimorfismo sexual inverso en las rapaces (capítulo 1). En el estudio sobre la dieta reproductora del Aguililla Calzada (Martínez 2002; Martínez & Calvo 2005) se comparó el tipo, tamaño y peso de las presas aportadas por ambos sexos en 5 nidos durante varios años (Figura 5.10). Se encontró que los machos aportaban proporcionalmente más lagartos y menos palomas que las hembras, mientras que éstas trasladaron al nido por término medio presas más pesadas que las aportadas por el macho. Este resultado podría estar determinado por el ligero dimorfismo sexual de la especie (las hembras son un 27% más pesadas que los machos). El macho, gracias a su menor tamaño, parece estar mejor capacitado para la persecución y captura de presas pequeñas y ágiles en los ecotonos, mientras que la mayor envergadura de la hembra le confiere una mayor facilidad para la predación sobre

presas de mayor tamaño y peso en zonas abiertas.

Las variaciones en la dieta pueden estar originadas por cambios en la disponibilidad de las presas, o bien pueden ser consecuencia de un proceso de selección activa de las mismas. A diferencia de los estudios descriptivos de la dieta, los trabajos que analizan la selección de presas son más escasos, fundamentalmente porque resulta bastante más complicado cuantificar las poblaciones de presas, es decir, los recursos tróficos disponibles (Gil-Sánchez 1998). Los estudios de predación selectiva permiten evaluar las preferencias de las rapaces por el tipo, tamaño, edad y sexo de las especies-presa. La Culebrera Europea, por ejemplo, preda selectivamente sobre determinadas especies de culebra y sobre individuos mayores de un determinado tamaño; además, los adultos alimentan a los pollos con las culebras más grandes, lo que sugiere que ellos consumen las de menor tamaño (Gil & Pleguezuelos 2001). En otras muchas especies de rapaces se ha observado también que los adultos aportan al nido las presas de mayor tamaño, comportamiento que debe resultarles energéticamente más rentable. Por ejemplo, en un estudio sobre alimentación del Búho Real en Navarra (Donázar 1988), se encontró que los adultos tendían a consumir las presas de baja biomasa, aportando al nido principalmente las presas de gran ta-

maño. De esta forma, se tiende a optimizar el balance energético mediante la selección de presas con alto valor alimenticio, es decir aquellas cuyo aporte energético supera al coste que supone su búsqueda, captura y transporte al nido.

Alimentación y éxito reproductor

La disponibilidad de presas es uno de los principales factores del éxito reproductor en las aves rapaces (Newton 1979). Existe una amplia documentación sobre los efectos de las fluctuaciones cíclicas en la disponibilidad de presas en las rapaces especialistas, típicas de los ambientes del centro y norte de Europa. Sin embargo, son más escasos los estudios dirigidos a las especies generalistas, cuyas dietas se basan en un amplio espectro de presas. La elevada densidad, rentabilidad energética y alto consumo de algunas presas puede conllevar un aumento del éxito reproductor en las poblaciones de rapaces. Un claro ejemplo es la influencia de la disponibilidad de lagomorfos, especialmente de Conejo en la consecución de altos valores de este parámetro reproductor (Viñuela & Veiga 1992; Arroyo 1998). Por tanto, es esperable que la disminución brusca de sus efectivos poblacionales provoquen disminuciones en el éxito de las rapaces que basan su dieta en esta especie (Fernández 1993; Martínez & Calvo 2001; Martínez & Zuberogitia 2001). El

Tabla 5.3. Efectos de la aparición de la neumonía hemorrágica vírica (NHV) del Conejo en una población de Búho Real en las sierras litorales de la Región de Murcia. Según Martínez & Calvo (2001).

Año	Número de parejas	Parejas que ponen	Parejas con éxito	Productividad	Tasa de vuelo
Antes de la NHV					
1987	19	12	11	1,57	2,72
1988	19	17	14	2,36	3,21
Después de la NHV					
1989	17	7	7	0,94	2,28
1990	8	5	5	1,12	1,80
1991	9	8	8	1,55	1,75

Conejo es una especie que ha sufrido dos graves enfermedades epidémicas, la mixomatosis y la neumonía hemorrágica vírica (NHV) (Angulo & Cook 2002), que causaron una disminución muy importante en sus poblaciones.

Un estudio sobre el efecto de la NHV del Conejo sobre la población de Búho Real en las sierras del litoral murciano (Martínez & Calvo 2001), puso de manifiesto la disminución drástica del éxito reproductor de esta rapaz, a raíz de la disminución de su principal presa, tras la aparición en 1988 de la enfermedad. La comparación de la dieta de los Búhos, antes y después de la epidemia, no mostró un incremento significativo en el consumo de presas alternativas (ratas, erizos) que compensara la caída poblacional de Conejo. Los autores del estudio atribuyen a esta circunstancia la disminución de la ocupación territorial, la productividad y el éxito reproductor de los Búhos (Tabla 5.3).

En contraposición a los trabajos que documentan una relación entre los parámetros reproductores y la densidad de presas, otras investigaciones no han demostrado la existencia de correlaciones posi-

vas entre ambas variables. Ontiveros & Pleguezuelos (2000), por ejemplo, estudiaron la influencia de las presas en la reproducción del Águila-azor Perdicera en la provincia de Granada, pero no encontraron relaciones significativas entre la abundancia de sus presas principales (Conejo, Perdiz Roja, Paloma doméstica y Paloma Torcaz) y el éxito reproductor. En consecuencia, según estos autores, los esfuerzos para la conservación del Águila-azor Perdicera no deben dirigirse hacia el reforzamiento de sus presas naturales, sino que deben concentrarse en solucionar otros problemas más acuciantes, como la elevada tasa de mortalidad no natural (capítulo 6).

Predación sobre presas conflictivas

La predación sobre determinadas presas de interés económico y social se sitúa en el origen del conflicto histórico entre la especie humana y las aves rapaces (Newton 1979). En consecuencia, la persecución humana ha sido responsable de la elevada mortalidad de un gran número de aves de

presa en Europa, muchas de ellas amenazadas (Mañosa 2002). En la Región de Murcia, al igual que en otras muchas zonas de España, la disminución de determinadas poblaciones de rapaces se asocia directamente a la persecución humana. Por ejemplo, las causas de la desaparición de muchos territorios de cría de Águila-azor Perdicera y Halcón Peregrino han sido atribuidas a conflictos con colombicultores (Carrete *et al.* 2001). La construcción de palomares disuasorios, con objeto de ofrecer alimento alternativo a las águilas, ha sido propuesta como una de las medidas de gestión para las poblaciones murcianas de Águila-azor Perdicera (Sánchez-Zapata *et al.* 1997; Cerezo *et al.* 2004).

La predación sobre especies cinegéticas origina también graves problemas de conservación para las aves de presa (capítulo 6). A diferencia de otras zonas de Europa, en España no se ha prestado una gran atención al estudio de la influencia de las poblaciones de rapaces sobre presas de valor económico y social para el hombre (Conejo, Perdiz Roja, Palomas), aun a pesar de la enorme trascendencia económica y ecológica que tiene la caza en nuestro país (Lucio & Purroy 1992). En ocasiones se ha sugerido que los grandes depredadores, como el Búho Real,

pueden tener una gran relevancia en el saneamiento de las poblaciones de las especies cinegéticas, al capturar una fracción importante de individuos con limitaciones físicas (Fernández-Llario & Hidalgo de Trucios 1995). No obstante, también es cierto que en determinados casos las rapaces pueden reducir de forma considerable el número de presas, constituyendo para éstas un factor de limitación poblacional (Thirgood *et al.* 2000a). Diversos estudios realizados en Escocia, por ejemplo, demostraron un gran impacto de la predación del Aguilucho Pálido y el Halcón Peregrino sobre las poblaciones de una especie cinegética, el Lagópodo Rojo (*Lagopus lagopus scoticus*) (Thirgood *et al.* 2000b). Entre las posibles soluciones al conflicto con los propietarios de los cotos cinegéticos, se encuentra la de diversificar la alimentación de las rapaces –mediante el aporte de presas suplementarias–, medida que reduce de manera significativa la predación sobre los Lagópodos (Redpath *et al.* 2001; Amar *et al.* 2004). En cualquier caso, el interés económico de muchas de las presas de las rapaces determina que el conflicto con los humanos sea enormemente complejo y de difícil solución (Redpath *et al.* 2004).





Amenazas y conservación

Capítulo 6

Introducción

Al igual que la especie humana, las aves de presa han colonizado con éxito gran parte de los diferentes ambientes del planeta. Sin embargo, la actividad humana ha supuesto la destrucción y la contaminación de muchos hábitats naturales a partir de la revolución industrial, pero especialmente durante el siglo XX. Además, las rapaces –como otros grandes depredadores– han sido consideradas potenciales competidoras de los humanos, circunstancia que ha generado una importante y generalizada actividad de persecución de las mismas, particularmente intensa desde el siglo XIX hasta los años 70 del siglo pasado. Desde entonces, con altibajos más o menos acusados, el aumento de sensibilización de la sociedad hacia los problemas ambientales y la conservación de la naturaleza, así como el progresivo avance de la ciencia, y en particular de la ecología y la conservación animal, ha motivado un creciente interés por los problemas de gestión de este grupo de especies.

Las rapaces son aves que se encuentran en bajas densidades, tienen vida larga, una descendencia relativamente escasa y requieren grandes zonas de campeo que albergan multitud de hábitats,

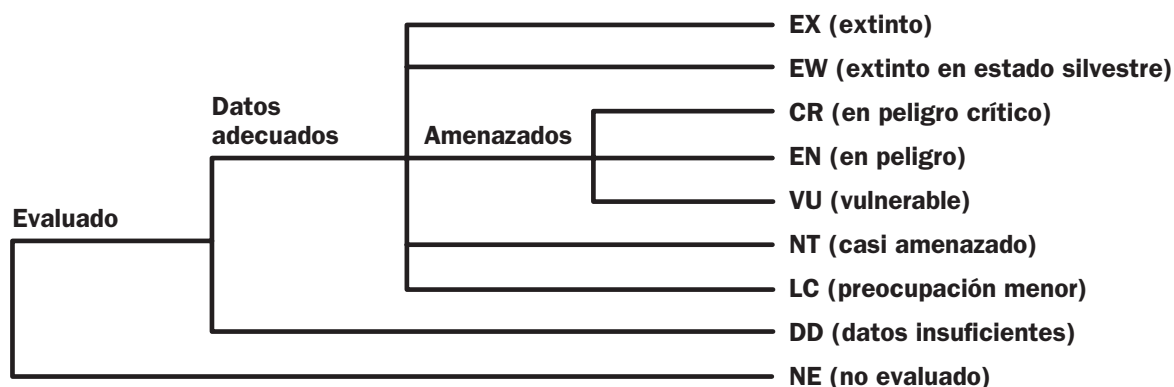


Figura 6.1. Estructura de las categorías de amenaza de la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. Según UICN (2001).

sometidos a diferentes grados de perturbación. Todas estas circunstancias determinan que las rapaces sean, en general, muy vulnerables a la actividad humana y que algunas especies se encuentren en peligro de extinción (BirdLife International 2000). El incremento del grado de conocimiento de la distribución, estatus y tendencias poblacionales de estas aves, derivado de la realización de atlas ornitológicos, programas de monitoreo e investigación básica y aplicada, ha permitido identificar las causas de la disminución poblacional de muchas especies, con la consiguiente promoción de medidas legislativas y otras iniciativas de conservación dirigidas a reconducir tales tendencias.

En este capítulo se describen, a grandes rasgos, los factores limitantes de las poblaciones de aves rapaces: destrucción del hábitat, contaminación y persecución directa –mortalidad no natural-, así como las principales medidas empleadas por conservacionistas y gestores de la naturaleza para paliar estos problemas e intentar recuperar las poblaciones de las especies con mayor grado de amenaza.

Amenazas para las poblaciones de rapaces murcianas

La identificación de los factores que inciden en la disminución del número y distribución de los individuos de una especie es una de las tareas más importantes de la biología de la conservación. Sólo una vez identificados los problemas que determinan el declive de una población es posible establecer medidas eficaces de recuperación (Lawler *et al.* 2002). Desde una perspectiva general, el estudio del grado de amenaza de las especies suele abordarse mediante la elaboración de las denominadas *Listas Rojas*, en las que se utilizan determinados criterios para incluir las distintas especies en diferentes categorías de amenaza. Uno de los sistemas más aceptados es el de la UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y de los Recursos Naturales), que establece las categorías representadas en la Figura 6.1 (UICN 2001). Considerando estos criterios, así como las modificaciones propuestas para poblaciones de ámbito regional (Gårdenfors *et al.* 2001), en la Tabla 6.1 se presentan las ca-

Tabla 6.1. Principales amenazas y categorías UICN nacional y regional de las poblaciones de rapaces reproductoras de la Región de Murcia. Amenazas según Robledano *et al.* (2006) y datos propios. Categorías UICN según Martí & del Moral (2003) y Robledano *et al.* (2006)

Especie	Amenazas	Categoría UICN*	
		Nacional	Regional
Buitre Leonado	Falta de alimento, destrucción de hábitat y persecución directa e indirecta	NE	EN
Culebrera Europea	Pérdida de hábitat, persecución, molestias, colisión con vallados y accidentes en tendidos eléctricos	LC	VU
Aguilucho Cenizo	Pérdida de hábitat, molestias, persecución directa, venenos y perros asilvestrados	VU	CR
Azor Común	Expolios, pérdida de hábitat y accidentes en tendidos eléctricos	NE	CR
Gavilán Común	Disparos, expolios y choques	NE	DD
Busardo Ratonero	Persecución, pérdida de hábitat y tendidos eléctricos	NE	NE
Águila Real	Venenos, tendidos eléctricos, disparos y pérdida de hábitat	NT	VU
Aguiluilla Calzada	Molestias, cambios de usos, canteras y parques eólicos	NE	VU
Águila-azor Perdicera	Tendidos eléctricos, alteración del hábitat de cría y dispersión y persecución directa	EN	EN
Cernícalo Primilla	Alteración del hábitat, pérdida de lugar de nidificación y depredación	VU	EN
Cernícalo Vulgar	Caza, expolio de nidos, intensificación agrícola e insecticidas	NE	NE
Alcotán Europeo	Disparos	NT	DD
Halcón Peregrino	Persecución directa y alteración del hábitat	NE	VU
Lechuza Común	Pérdida de hábitat, atropellos, disparos, expolios y contaminación	NE	DD
Autillo Europeo	Alteración del hábitat y empleo de plaguicidas	NE	NE
Búho Real	Tendidos eléctricos, caza, colisiones y atropellos, alteración del hábitat, disminución de presas y expolio	NE	VU
Mochuelo Europeo	Intensificación agrícola y cambios de usos, atropellos y plaguicidas	NE	NE
Cárabo Común	Atropellos, molestias y persecución	NE	NE
Búho Chico	Desaparición y transformación de sus hábitats, disparos, expolios, molestias y rodenticidas	NE	CR

* Las abreviaturas se corresponden con las de la Figura 6.1.

tegorías UICN –a nivel nacional y regional– de las rapaces reproductoras murcianas, además de un listado de sus principales amenazas.

El estudio de las causas de mortalidad y su efecto en las poblaciones de rapaces

reviste una gran importancia para la implantación de medidas de conservación. La localización de cadáveres en el campo y los ingresos de aves en los centros de recuperación de fauna constituyen normalmente la fuente de información más

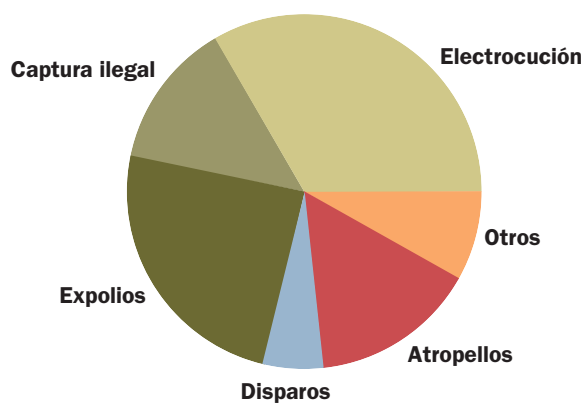


Figura 6.2. Ingresos de rapaces accidentadas en el Centro de Recuperación de Fauna Silvestre “El Valle” entre los años 2002 a 2004, por causas conocidas relacionadas con actividades o infraestructuras humanas. Fuente: Dirección General del Medio Natural, Consejería de Industria y Medio Ambiente. A la derecha, un ejemplar de Alcotán Europeo ingresado en el Centro. FOTO: CARLOS GONZÁLEZ REVELLES

importante para detectar determinadas amenazas para las rapaces. En el caso de Murcia, por ejemplo, la estadística de ingresos de rapaces en el Centro de Recuperación de Fauna Silvestre “El Valle”, por causas conocidas y relacionadas con actividades o infraestructuras humanas, muestra como las electrocuci3nes originan el mayor número de casos, seguida de expolios de nidos, trampeos y capturas ilegales, y atropellos y colisiones con automóviles (Figura 6.2). No obstante, este tipo de información resulta generalmente sesgada, ya que muchos accidentes o casos de mortalidad no son fácilmente detectados.

Pérdida y transformación de los hábitats

La pérdida de hábitats naturales constituye el principal factor determinante del proceso de extinción de numerosas especies (Fahrig 2001). La desaparición de zonas de vegetación natural es consecuen-

cia del incremento de las actividades humanas y, principalmente, de la expansión de la superficie de territorio dedicada a la agricultura (Tellería & Santos 2001). Además, a esta circunstancia se añade la transformación de los sistemas agrarios tradicionales –a los que muchas especies se encuentran adaptados– promovida por la intensificación de las prácticas agrícolas. La destrucción y alteración de los hábitats es considerada una de las mayores amenazas para la conservación de muchas poblaciones de rapaces españolas (Martí & del Moral 2003), incluidas las murcianas (Robledano *et al.* 2006).

Aunque aparentemente simple, la pérdida de hábitat es un proceso complejo que afecta a las especies a través de diferentes mecanismos. Un efecto directo es la desaparición o alteración de los hábitats de nidificación originada, por ejemplo, por la tala de bosques donde aniden especies forestales o la instalación de canteras o aerogeneradores en los territorios de cría de rapaces rupícolas. De forma in-

directa, los efectos negativos sobre los hábitats pueden incidir sobre las áreas de campeo de las rapaces (capítulo 3), manifestándose inicialmente, por tanto, en las poblaciones de las presas. Esto implica que la conservación de las rapaces a largo plazo, sobre todo para especies de gran tamaño como águilas y buitres, debe contemplar la gestión y conservación de los usos tradicionales en las hábitats de campeo, ubicados a distancias considerables de los nidos y frecuentemente situados fuera de los límites de los espacios naturales protegidos (Martínez *et al.* 2006). En muchos casos la pérdida o alteración de los hábitats supone desaparición o extinción de una o varias especies de la zona afectada; en otros muchos casos, sin embargo, los individuos se ven forzados a ocupar hábitats alternativos, de menor calidad, circunstancia que repercute en el rendimiento reproductor de la población. Por ejemplo, un estudio de Martínez & Zuberogoitia (2004) sobre el Mochuelo Europeo en la provincia de Alicante, demuestra cómo la disminución de los cultivos arbóreos tradicionales de secano –hábitat característico de esta especie en la zona– ha supuesto el incremento de la ocupación de territorios en hábitats subóptimos dentro de ambientes rurales, de inferior calidad.

Otra consecuencia de la pérdida de hábitat es la fragmentación, fenómeno que consiste esencialmente en el aislamiento

y aumento de fronteras de las áreas remanentes de vegetación natural. Para muchas especies de aves, el incremento de las fronteras representa una “trampa ecológica”, consistente en un mayor fracaso reproductor a consecuencia de la mayor incidencia de predadores, parásitos y molestias humanas (Schlaepfer *et al.* 2002). Este efecto trampa afecta principalmente a las especies de ambientes forestales, para las que el incremento generalizado de la fragmentación de los bosques, debido a roturaciones, talas e incendios, supone una seria amenaza.

No siempre los efectos de la transformación de los hábitats son negativos para las aves de presa, ya que en determinadas ocasiones, incluso, pueden favorecer a determinadas especies. Por ejemplo, se ha argumentado que la creación de embalses ha favorecido la expansión de las Águilas Pescadoras y Águilas Calvas en Europa y EE.UU. respectivamente (Newton & Olsen 1993). Otras veces, las transformaciones suponen un efecto negativo a corto plazo sobre un grupo de especies, pero beneficioso a largo plazo para otras, como sucede con los impactos generados por las reforestaciones, que pueden perjudicar a algunas como el Águila Real, pero favorecer a otras como el Azor o el Cárbobo (Petty 1998). De hecho, diversos autores sugieren que las reforestaciones realizadas en España hace varias décadas pueden haber supuesto un freno en el pro-

ceso de expansión de la Culebrera Europea (Mañosa 2003), pero haber sido beneficiosas para las poblaciones de Busardo Ratónero (Balbás 2003).

Mortalidad no natural

En los últimos años numerosas investigaciones han evidenciado el elevado protagonismo de la mortalidad no natural en los procesos de regresión de las aves rapaces (Carrete *et al.* 2002b; Balbontín *et al.* 2003). Esta circunstancia llama la atención dado que, presuntamente, el declive de las aves rapaces había sido achacado, en general, a los cambios sufridos en el hábitat. Por tanto, y de acuerdo con Ferrer (1993), sería prioritario dirigir más atención a resolver y minimizar los factores determinantes en la mortalidad pre-adulta y adulta, que a la conservación de los lugares de anidamiento.

La mortalidad no natural se produce por causas de origen humano, bien de tipo directo o de mortalidad intencionada (persecución directa), bien de tipo indirecto o de mortalidad no intencionada (contaminación de los hábitats, tendidos eléctricos, aerogeneradores). Todas ellas causan una elevada mortandad de individuos en las poblaciones de rapaces y, algunas de ellas, han sido identificadas como la causa principal del declive de algunas especies. La mortalidad no natural contribuye cada año a la eliminación de individuos de

la población y, por tanto, tiene efectos negativos en la demografía de estas aves. Si la mortalidad no natural adquiere una intensidad importante, entonces la población experimenta una disminución en el número de individuos. Además, sus efectos difieren según la época del año en que se produzcan: mínimos al final del periodo de reproducción (mayor disponibilidad de aves juveniles que morirán en elevadas proporciones durante el primer año), y máximos al inicio del período reproductor (dado que la población superviviente ha disminuido y una fracción de ella intenta reproducirse).

Persecución directa

La persecución directa puede ser considerada una causa de mortalidad genérica, de carácter intencionado, que incluye distintas modalidades o formas de persecución tales como trampeo, caza por disparo, empleo de cebos envenenados y destrucción de nidos. Las rapaces han sido perseguidas y eliminadas por el hecho de causar, supuestamente, daños sobre animales domésticos y cinegéticos. En España fueron consideradas alimañas durante largo tiempo, sobre todo entre las décadas de 1940 y 1970, por lo que su persecución fue alentada de manera oficial mediante el pago de recompensas. De hecho, aunque es difícil determinar exactamente las causas, buena parte de

las rapaces extintas murcianas desaparecieron durante este período (Sánchez & Esteve 2000). A partir de los años 70, cuando se protege legalmente a este grupo de especies en España, el grado de persecución descendió notablemente, consecuencia no sólo de la política de protección, sino también de una mayor educación ambiental de los sectores sociales implicados en su conservación, cambios que han sido determinantes en la recuperación de varias especies (Real *et al.* 1991). No obstante, una revisión reciente sobre la persecución humana hacia las rapaces europeas muestra que aunque los niveles de persecución han disminuido en España a partir de 1990, la mortandad por esta causa siguió siendo alta: un 51 % de aves rapaces muertas por esta causa con respecto al total de recuperaciones de aves anilladas (Mañosa 2002). Este último estudio, acerca del conflicto entre cazadores y rapaces, ha puesto de manifiesto que, entre las rapaces españolas, un grupo formado por seis especies sufren mayores niveles de persecución en comparación con el resto: Búho Real, Busardo Ratonero, Cernícalo Vulgar, Azor Común, Quebrantahuesos y Águila-azor Perdicera; las dos últimas se encuentran en peligro en España, y el Azor y la Perdicera en la Región de Murcia (Martí & del Moral 2003; Robledano *et al.* 2006). Los métodos más usados para la persecución de rapaces fueron, por este

orden de importancia: disparo por arma de fuego, destrucción de nidos, venenos y trampeo (Mañosa 2002).

Actualmente merece especial atención el problema de las intoxicaciones por ingestión de venenos. A pesar de ser ilegales, el empleo de cebos envenenados en los campos españoles ha experimentado un repunte durante los últimos años, debido a su utilización como método de control de los predadores de especies cinegéticas (Mañosa 2002). Según este autor, los cebos son depositados principalmente durante la primavera y comienzos de verano, y afectan fundamentalmente a los adultos reproductores. Las especies más perjudicadas son las necrófagas (Buitre Leonado, Buitre Negro y Alimoche), los dos Milanos (Real y Negro) y las grandes águilas (Águila Real y Águila Imperial Ibérica). La ingestión de cebos envenenados ha sido la principal causa responsable del fuerte declive demográfico experimentado por la población española de Alimoche (del Moral & Martí 2002) y la de Águila Imperial Ibérica en Doñana (Ferrer 2004).

A los casos en los que el cebo se prepara deliberadamente para matar rapaces deben añadirse aquellos en los que el ave ingiere cebos destinados a otros depredadores y animales domésticos (perros y gatos), siendo en este caso la rapaz víctima indirecta del envenenamiento (María-Mójica *et al.* 1998).

Tabla 6.2. Principales compuestos tóxicos empleados como veneno en la Región de Murcia y tipos de cebos utilizados para su preparación. Según María-Mójica *et al.* (1998), Navas *et al.* (1998) y García-Fernández *et al.* (2004).

Compuesto	Tipo de cebo
ORGANOFOSFORADOS	
Carbofenotion	
Fosmet	Carne de cordero; pienso seco para perros
Metil-pirimifos	Jamón cocido; carne de pollo y cordero
Paration	Cabeza de cordero
Metidation	Cabeza de conejo y pollo
CARBAMATOS	
Aldicarb	
Carbofurano	Pescado; arroz; carne de pollo y cordero; cabeza de pollo; conejo y pavo; paté
Carbaril	
Metomilo	
Bendiocarb	Granos de cereales; carne de pollo
ORGANOCLORADOS	
Lindano	Carne de pollo y cordero
RODENTICIDAS Y MAMALICIDAS	
Estricnina	Carne cocida; pescado crudo; mezcla de granos; cabeza de pollo
Anticoagulantes	Carne de cordero; arroz; pollo

La persecución en Murcia

Mañosa (2002) menciona a la Región de Murcia como una de las cuatro regiones españolas donde se ha producido un mayor nivel de persecución hacia las aves rapaces, durante el período 1984-2001. Destaca la persecución de individuos adultos de Águila-azor Perdicera que predaban sobre palomos deportivos utilizados en la colombicultura (capítulo 5). Esta actividad deportiva es de origen árabe y goza de un elevado arraigo social en los municipios del levante español. La proximidad de los palomares y la abundancia de palomas cerca de los nidos de las águi-

las propiciaron los ataques de individuos que se especializaron en la captura de esta presa. Las bajas sufridas por los colombicultores, unidas al elevado valor económico de algunos palomos, determinó una persecución sin precedentes de los individuos conflictivos, que finalmente supuso la desaparición de un elevado número de parejas y la regresión del conjunto de la población murciana (Sánchez-Zapata *et al.* 1997).

En otras ocasiones, la persecución sobre las rapaces se ha desarrollado en los cotos de caza menor, concretamente de Perdiz Roja y Conejo, afectando tanto a individuos adultos como no adultos de va-



Figura 6.3. Los expolios son uno de los principales factores de amenaza para el Azor Común, una rapaz muy apreciada en cetrería. FOTO: CARLOS GONZÁLEZ REVELLES

rias aves rapaces, especialmente a ejemplares de Águila-azor Perdicera y Águila Real (Mañosa 2002). Un ejemplo de ello fue la persecución de rapaces ejercida entre 1989 y 1997 en algunos cotos de caza menor de las sierras de Escalona y Altaona, cuyos terrenos forman parte del área de dispersión juvenil de estas dos grandes especies. Las rapaces eran cazadas mediante varios métodos, destacando el empleo de cebos y venenos que supusieron la muerte de un alto número de aves juveniles e inmaduros de Águila-azor Perdicera (SEO/BirdLife 1997). Precisamente a raíz de este caso se produjo la primera sentencia condenatoria de este tipo de hechos por delito ecológico en España (SEO/BirdLife 1998).

En la actualidad, lamentablemente, en la Región de Murcia son aún relativamente frecuentes los casos de aves rapaces muertas por disparo de arma de fuego, trampas e incluso cebos envenenados (García-Fernández 2004; Tabla 6.2). También los expolios de nidos siguen originan-

do pérdidas importantes en las poblaciones de algunas especies, principalmente de Azor Común (Figura 6.3), rapaz muy apreciada en cetrería. La disminución de las poblaciones de Azor en el Altiplano se asocian fundamentalmente a esta causa (Martínez *et al.* 1996), y en el resto de la región sigue siendo un grave factor de amenaza (Robledano *et al.* 2006).

Contaminantes

La utilización de plaguicidas organoclorados en la agricultura ha sido responsable del declive de muchas poblaciones de rapaces en varias áreas del mundo (Newton 1979). Estas sustancias poseen tres características que les confieren una elevada peligrosidad para la fauna: 1) son compuestos extraordinariamente estables, pudiendo permanecer en la naturaleza durante largo tiempo; 2) son solubles en la grasa, lo que permite que pueda acumularse en el cuerpo de las presas y pasar posteriormente a sus predadores; 3) la

acumulación en niveles no letales disminuye la fertilidad de ciertas especies. Dadas estas características, las rapaces son extremadamente propensas a acumular grandes cantidades de sustancias tóxicas, ya que se trata de especies situadas en la cúspide de las pirámides tróficas. En especial el DDT y su metabolito, el DDE, han sido responsables de la disminución de la fecundidad de varias rapaces, con el consiguiente declive poblacional. Este último tóxico provoca un adelgazamiento en las cáscaras de los huevos, lo que conduce a su rotura y a la muerte de los embriones (Newton 1979).

Entre las décadas de los 50 y los 70 del siglo pasado, se emplearon cantidades ingentes de organoclorados en extensas superficies de Europa, Norteamérica, Australia, Asia y África, lo que provocó la disminución de las poblaciones de especies como el Halcón Peregrino (Ratcliffe 1993; Figura 6.4) y el Gavilán (Newton 1986). Especies como éstas, cuyas dietas están compuestas mayoritariamente por aves, son más susceptibles a acumular mayores niveles de tóxicos que aquellas que se alimentan fundamentalmente de mamíferos. En los peces, los contaminantes se acumulan también en niveles muy altos, lo que ha afectado negativamente a las poblaciones de rapaces pescadoras, como el Águila Pescadora y el Águila Calva (Newton & Olsen 1993), sugiriéndose incluso su posible influencia

en el Milano Negro (Sergio & Boto 1999). En España, los efectos de los contaminantes organoclorados sobre las rapaces han sido evaluados desde los años 70. La presencia de concentraciones de DDE en cáscara de huevos ha sido constatada en numerosas especies, como Aguililla Calzada, Alcotán Europeo, Aguilucho Lagunero Occidental, Águila Imperial Ibérica, Azor Común, Cernícalo Vulgar, Cernícalo Primilla y Halcón Peregrino. Incluso en la actualidad, y a pesar de que su uso está prohibido, la presencia de estos compuestos sigue estando presente en la cáscara de huevos de diversas especies, como por ejemplo el Azor Común y el Buzardo Ratonero (Mañosa *et al.* 2003). Otros organoclorados, como el aldrín y el dieldrín, debido a su mayor toxicidad en comparación con el DDT, producen mayores niveles de mortandad directa en los adultos (Petty 1998). En la Región de Murcia existe información sobre presencia de este tipo de contaminantes en varias especies: Cernícalo Vulgar (María-Mójica *et al.* 2000), Aguililla Calzada y Búho Real (Martínez-López *et al.* 2004a). Aunque las concentraciones encontradas en individuos de estas especies no son preocupantes, sí parece necesario establecer un programa de toxicovigilancia para controlar los niveles de exposición ambiental de estas sustancias.

Por su parte, los insecticidas anticolinesterásicos (organofosforados y carba-



Figura 6.4. El Halcón Peregrino fue una de las especies más perjudicadas por el uso masivo de DDT durante el siglo XX; sus poblaciones sufrieron un extraordinario declive que originó su extinción en muchas partes de su área de distribución mundial. FOTO: CARLOS GONZÁLEZ REVELLES

matos) y los rodenticidas anticoagulantes causan la muerte o disminuyen las capacidades motoras de las presas, lo que facilita su captura por parte de las aves rapaces y su posterior intoxicación. Su efecto en rapaces envenenadas ha sido estudiado ampliamente en Canadá, EE.UU y Reino Unido, revelándose como una causa de mortalidad importante, especialmente entre las especies raras (Mineau *et al.* 1999).

Gracias a la prohibición de gran parte de estos plaguicidas en muchas zonas del mundo, la disminución progresiva de su uso se ha traducido en un descenso de los niveles de tóxicos en huevos y tejidos de las aves rapaces y ha conllevado la recuperación total o parcial de algunas poblaciones. Sin embargo, estas sustancias no son las únicas responsables de la contaminación ambiental. Otros tóxicos son los metales pesados, como el mercurio, el plomo y el cadmio. La intoxicación por plomo ha sido asociada a la ingestión de per-

digones con las presas. En España, se han citado casos clínicos de intoxicación por plomo en al menos siete especies de rapaces: Milano real, Buitre Leonado, Buzardo Ratonero, Águila Imperial Ibérica, Águila Real, Búho Real y Búho Chico (Mateo *et al.* 2004). Los efectos de otras fuentes de metales pesados, como las incineradoras de basuras, han sido menos evaluados, aunque se ha constatado su incidencia negativa en el caso de una población de Milano Negro en el sureste de Madrid (Blanco *et al.* 2004a). La disminución del uso de gasolina sin plomo ha sido un factor determinante para la disminución de los niveles de este metal en el ambiente y en los seres vivos (García-Fernández *et al.* 2003, 2005). En Murcia, afortunadamente, el análisis de plomo y cadmio en diversas especies de rapaces ha revelado la existencia de bajos niveles de exposición a estos contaminantes (García-Fernández *et al.* 1995, 1996, 1997; Martínez-López *et al.* 2004b, 2005).



Figura 6.5. Restos de un Mochuelo Europeo electrocutado en un apoyo de una línea de distribución.
 FOTO: JOSÉ M. ESCARABAJAL (PROYECTO LIFE)

Tendidos eléctricos

La electricidad se transporta a lo largo del territorio, desde los diversos centros de producción, por medio de tendidos de transporte eléctrico o torres de alta tensión (mayores de 66 kV), y es distribuida hacia los centros de consumo a través de tendidos de distribución eléctrica (líneas con menos de 66 kV de tensión). Algunas de estas líneas eléctricas suponen un enorme riesgo para las aves, y en particular para las rapaces (Mañosa 2001), cuando discurren cerca de sus nidos, áreas de campeo y rutas migratorias. Los accidentes que pueden sufrir las aves son básicamente de dos tipos: la electrocución en poste –al posarse el ave–, y la colisión contra cables. La electrocución incide sobre las rapaces en mayor medida,

tanto por el abanico de especies afectadas como por la magnitud de la mortalidad que puede llegar a producir (Bevanger 1998, Janns 2000). La electrocución se produce de dos maneras: 1) por contacto del ave con dos conductores; 2) por contacto simultáneo del ave con un conductor y con el poste no aislante, lo que provoca una derivación a tierra. Este último es el tipo de accidente más frecuente en las líneas de distribución (Figura 6.5).

Diversos estudios han determinado que el riesgo de electrocución está relacionado con factores técnicos (características del apoyo, materiales del poste) y biológicos (tipo de hábitat del entorno, densidad de nidos, comportamiento del ave) (Janns & Ferrer 2001, Mañosa 2001). Los postes más peligrosos son aquellos que poseen elementos conductores por encima de la cruceta, como los postes con aisladores rígidos y los postes de amarre con puentes por encima (Figura 6.6). En cambio, los postes con aisladores suspendidos confieren una menor peligrosidad. El material de construcción del poste es otro factor importante que determina su peligrosidad. Los materiales más seguros son la madera y la fibra de vidrio, mientras que los postes de hormigón y metal son más peligrosos debido a que confieren una mayor conductividad de la electricidad que los primeros. Las condiciones atmosféricas también contribuyen en el riesgo de electrocu-

ción. Los fuertes vientos pueden dificultar la posada del ave y así aumentar la posibilidad de un contacto entre el ave y el conductor. La humedad, por otra parte, aumenta significativamente la conductividad del poste y del ave. El tipo de hábitat circundante al poste incide en el riesgo de electrocución, debido a que suele estar relacionado con el hábitat que prefiere el ave al posarse. Este factor incide en mayor medida en especies que cazan al acecho, más proclives a posarse y por tanto a sufrir accidentes. Los juveniles de las grandes águilas son más propensas a posarse que los adultos, debido a su menor destreza y experiencia en la caza de presas (Harness & Wilson 2001). La abundancia de nidos y la concentración de aves en áreas con tendidos eléctricos son otros factores que incrementan el riesgo de electrocución, tanto en las áreas de cría afectando a individuos adultos como en las áreas de dispersión ocupadas mayoritariamente por individuos juveniles e inmaduros (Mañosa *et al.* 1998).

Por su parte, las colisiones se producen contra un conductor de un tendido de distribución o de transporte, o contra un cable de tierra de un tendido de transporte. Son menos frecuentes que la electrocución dado que, posiblemente, el ave pueda detectar la presencia de los cables conductores y evitarlos mediante maniobra. Este tipo de accidentes afectan a

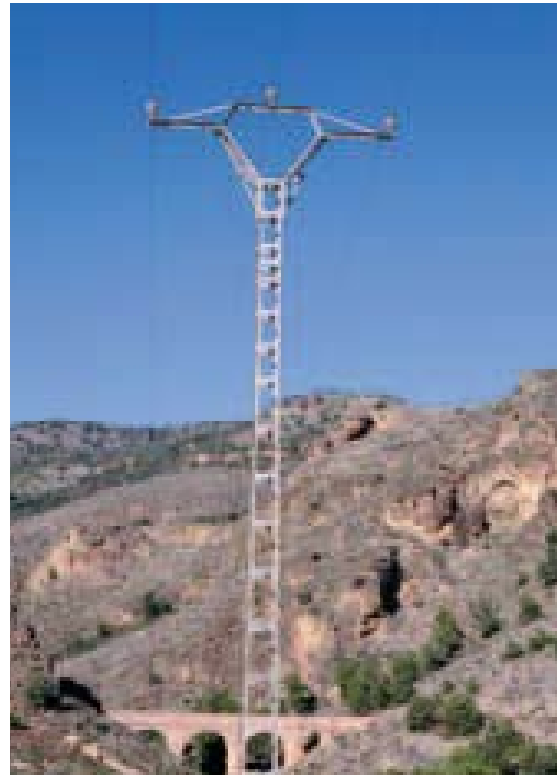


Figura 6.6. Tendido eléctrico con apoyo de alto riesgo de electrocución para las rapaces. FOTO: JOSÉ E. MARTÍNEZ

aves que vuelan en grupos y durante vuelos crepusculares, y a especies que forman agrupaciones temporales en lugares de alimentación (buitres), pero también causan bajas en los territorios de parejas reproductoras (Mañosa & Real 2001).

Aerogeneradores

La instalación de parques eólicos representa en muchos casos un factor de amenaza para las aves rapaces. Además de que su ubicación, en montañas y zonas elevadas expuestas a fuertes vientos, suele coincidir frecuentemente con la



Figura 6.7. Parque eólico de la Sierra del Buey (Jumilla). FOTO: CARLOS GONZÁLEZ REVELLES

existencia de territorios y áreas de cría de rapaces rupícolas (lo que origina en muchos casos el abandono de los mismos), existe también una importante mortalidad de individuos asociada a las colisiones con las turbinas. En un estudio realizado en el Campo de Gibraltar (Cádiz) se observó que las especies más afectadas fueron el Buitre Leonado y el Cernícalo Vulgar (Barrios & Rodríguez 2004).

En la Región de Murcia, actualmente, el número de parques eólicos no es suficientemente importante como para originar graves impactos en las poblaciones de rapaces, pero cabe esperar que en un futuro inmediato se produzca un aumento significativo de estas instalaciones (Figura 6.7). En consecuencia, es conveniente prestar atención a los previsibles impactos.

Conservación: medidas legales de protección

Muchas de las causas de mortalidad comentadas anteriormente han determinado el declive de numerosas poblaciones de rapaces, e incluso extinciones locales o regionales de diversas especies. Cuando la regresión o extinción se identifica con la persecución intencionada, la protección legal y la educación ambiental constituyen las medidas más oportunas para paliar tal situación. En España, la protección legal de las aves rapaces, además de otras especies de fauna, tuvo su origen en 1973, con el Real Decreto 2573/73 sobre *Protección de varias Especies de Animales Salvajes*. Más recientemente, la denominada “*Directiva Aves*” de la Unión Europea (Directiva 79/409/CEE, relativa a la conservación de las aves silvestres), de obligado cumplimiento por los estados miembros, promueve la protección de numerosas especies, además de la designación de las denominadas ZEPA (Zonas de Especial Protección para las Aves), que habrán de formar parte de la Red Natura 2000, el sistema de espacios protegidos de la Unión Europea. Con mayor o menor correspondencia, las normativas nacionales y autonómicas establecen, para las especies amenazadas en su ámbito territorial, categorías similares a las de la UICN, con objeto de aplicar las medidas de conservación y gestión más adecuadas en cada caso (Tabla 6.3).

Tabla 6.3. Niveles de protección legal de las especies de rapaces reproductoras de la Región de Murcia. Europea: Directiva “Aves” (79/409/CEE); Nacional: Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (Real Decreto 439/1990); Regional: Ley 7/1995 de la Fauna Silvestre.

Especie	Europea*	Nacional	Regional
Buitre Leonado	SI	De interés especial	Extinguida
Culebrera Europea	SI	De interés especial	De interés especial
Aguilucho Cenizo	SI	Vulnerable**	Vulnerable
Azor Común	NO	De interés especial	—
Gavilán Común	NO	De interés especial	—
Busardo Ratonero	NO	De interés especial	—
Águila Real	SI	De interés especial	De interés especial
Aguililla Calzada	SI	De interés especial	—
Águila-azor Perdicera	SI	Vulnerable**	En peligro de extinción
Cernícalo Primilla	SI	De interés especial	En peligro de extinción
Cernícalo Vulgar	NO	De interés especial	—
Alcotán Europeo	NO	De interés especial	—
Halcón Peregrino	SI	De interés especial	De interés especial
Lechuza Común	NO	De interés especial	—
Autillo Europeo	NO	De interés especial	—
Búho Real	SI	De interés especial	De interés especial
Mochuelo Europeo	NO	De interés especial	—
Cárabo Común	NO	De interés especial	—
Búho Chico	NO	De interés especial	—

* Incluida en el Anexo I (objeto de medidas de conservación especiales).

** Cambio de categoría por Orden de 10 de marzo de 2000 (BOE 72, de 24 de marzo).

Las diferentes normativas de protección contemplan la aplicación de sanciones por matar por disparos, emplear cebos envenenados y trampas no selectivas y destruir nidos de rapaces, circunstancia que puede contribuir al cese de la persecución y, por tanto, a la recuperación de sus poblaciones. No obstante, en ocasiones estas medidas no son suficientes para contrarrestar el problema, siendo necesaria una protección más activa, como por ejemplo un mayor control del empleo de lazos, cebos envenenados y trampas en los cotos de caza, o un mayor esfuerzo de vigilancia de nidos, para evitar los expolios. Estas medidas deben ir acompañadas en el tiempo de campañas de sensibilización hacia los colectivos so-

ciales implicados en la conservación de estas aves y sus hábitats (cazadores, agricultores, colombicultores), pero también de un mayor acercamiento de las administraciones públicas hacia los propietarios de los terrenos donde viven estas aves. En este sentido, se perfilan muy importantes las iniciativas de custodia del territorio, acuerdos entre ONG, administraciones públicas y propietarios, que garantizan la conservación del hábitat en áreas de nidificación y de dispersión con presencia de rapaces amenazadas, como el Águila Imperial Ibérica (González 2004). En la Región de Murcia, si bien tales iniciativas son aún incipientes, se están realizando actuaciones de gestión en fincas privadas de la ZEPA “Sierra de Al-

menara, Moreras y Cabo Cope” para la conservación del Águila-azor Perdicera, en el marco de un Proyecto LIFE-Naturaleza que se ejecuta desde 2002 en este área protegida.

Acciones de conservación

En ocasiones, la tendencia negativa que experimentan muchas poblaciones de rapaces no suele estar ligada a la persecución sino a otros factores de amenaza o mortalidad –algunos de ellos analizados en apartados anteriores– y cuya identificación y cuantificación requieren mayores esfuerzos de investigación. A continuación se describen algunas de las medidas contempladas para compensar los efectos negativos de estos factores.

Programa de toxicovigilancia para el control de venenos y contaminantes

Además del desarrollo de medidas legales relacionadas con la prohibición del uso de venenos y contaminantes, resultaría de gran interés el establecimiento de un programa de vigilancia ecotoxicológica, que analice la incidencia del uso y presencia de estas sustancias en las poblaciones de rapaces –y de la fauna silvestre, en general–, evaluando además los patrones geográficos de distribución ambiental de los compuestos más utilizados, así como la

evolución y tendencias a lo largo del tiempo. En este sentido, las aves de presa constituyen unos excelentes indicadores de los niveles de contaminantes en el ambiente (García-Fernández & María-Mójica, 2000), por lo que su estudio reportaría una valiosa información sobre la salud ambiental de los ecosistemas murcianos.

Por otra parte, la Comisión Nacional para la Protección de la Naturaleza ha aprobado recientemente (el 23 de septiembre de 2004), la Estrategia Nacional contra el uso ilegal de cebos envenenados en el medio natural, lo que supone un avance importante en el intento de erradicar las prácticas de envenenamientos implicando a todos los sectores públicos y privados, y constituye, por tanto, un buen punto de partida para intensificar las acciones coordinadas en la Región de Murcia en la lucha contra el veneno.

Corrección de líneas eléctricas

En diversos estudios se han elaborado modelos estadísticos que predicen la contribución de diversos factores técnicos y biológicos en el riesgo de electrocución para las rapaces (Mañosa 2001; Tintó & Real 2004), indicando que ésta se produce mayoritariamente en un reducido número de apoyos con unas características técnicas, de hábitat y de ubicación muy concretas. Estos resultados permiten optimizar las actuaciones dirigidas a la mitigación de

la electrocución. Las causas de las colisiones resultan más difíciles de analizar, dada la naturaleza de este tipo de accidentes; no obstante, también se han propuesto acciones para reducir su incidencia (Janns *et al.* 1999). La ejecución de medidas de corrección ha permitido disminuir significativamente las tasas de mortalidad, aunque su magnitud depende de si se realizan correcciones parciales o remodelaciones totales en el tendido. Fernández & Azkona (2002), en un trabajo realizado en Navarra, evaluaron la eficiencia de diversas experiencias de corrección de tendidos, comprobando que las correcciones parciales reducían la mortalidad en un 85 % y suponían un coste económico de 8.100 €/Km, mientras que las correcciones totales suponían una reducción del 95-100 % de la mortalidad y un coste de 21.000 €/Km.

En Murcia, durante los últimos años, se vienen realizando una serie de estudios que evalúan la peligrosidad de los tendidos para las aves en diversas ZEPA (Martínez & Díez de Revenga 2003; Cerezo & Aledo 2004; Martínez 2004). Dichos estudios han sido promovidos y dirigidos por la Dirección General del Medio Natural, y tienen como objetivo identificar los apoyos peligrosos, así como proponer y aplicar medidas correctoras a corto plazo. El proyecto LIFE-Naturaleza de conservación del Águila-azor Perdicera en la ZEPA Sierras de Almenara, las Moreras y Cabo Cope ha sido una iniciativa de colaboración entre

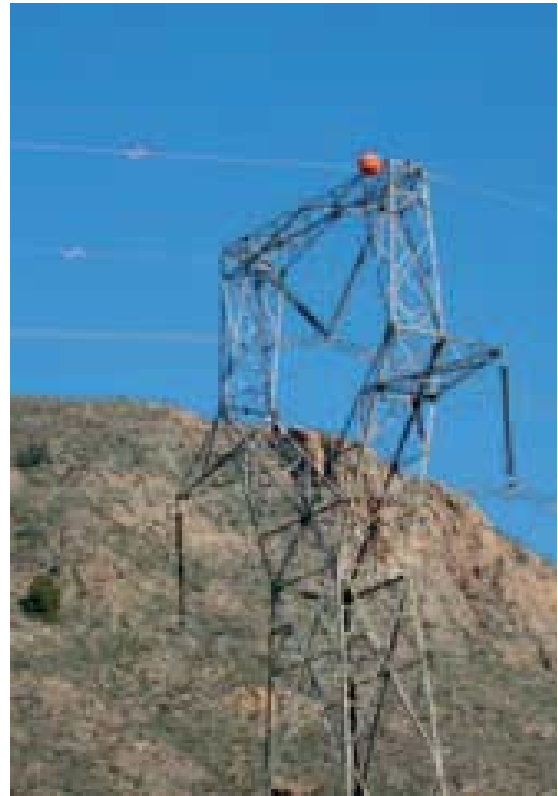


Figura 6.8. Balizamiento del tendido de transporte eléctrico dentro de la ZEPA de la Sierra de Almenara, Moreras y Cabo Cope. FOTO: JOSÉ M. ESCARABAJAL (PROYECTO LIFE)

la administración ambiental y las compañías eléctricas Iberdrola Distribución S.A. y Red Eléctrica de España de corrección de tendidos de distribución y señalización de líneas de transporte en esta ZEPA (Figura 6.8). En la actualidad la Dirección General del Medio Natural (DGMN) es beneficiaria de un proyecto LIFE de corrección de tendidos eléctricos de distribución en ZEPA de la Región de Murcia, con una financiación del 50% de la Unión Europea, 30% de la DGMN y 20% de Iberdrola Distribución S.A.

Molestias humanas

Aunque difíciles de catalogar como amenazas, las rapaces sufren frecuentemente molestias por el desarrollo de actividades



Figura 6.9. Las rapaces forestales son especialmente sensibles a las molestias producidas por trabajos silvícolas en la época de reproducción. En la imagen una hembra de Buzardo Ratonero en su nido. FOTO: CARLOS GONZÁLEZ REVELLES

humanas en las proximidades de sus nidos, tales como trabajos forestales, obras, actividades de recreo, e incluso visitas de naturalistas, fotógrafos e investigadores. La mayoría de rapaces soportan visitas esporádicas de corta duración, pero pocas aceptan molestias persistentes. El momento más crítico para las aves es el comienzo de las obras cerca de nidos con puestas, aunque algunas parejas pueden criar próximas a fuentes regulares de ruidos (carreteras, canteras, áreas de recreo). Los niveles de molestias que pueden soportar las rapaces son variados y dependen de un buen número de factores que incluyen la especie afectada, la cantidad de comida disponible, la fenología reproductiva y la distancia de la fuente de perturbación al nido. Algunas especies como el Búho Real o el Cárabo Común son muy sensibles a las molestias, incluso algunos individuos pueden abandonar sus puestas si se visita sólo una vez el nido (Mikkola 1983). Las deserciones son más probables cuando existen pocas pre-

sas en el hábitat, los padres son aves inexpertas o juveniles, y al inicio de la reproducción. En general, se ha observado que los adultos soportan mejor las molestias si tienen pollos de edad avanzada que cuando incuban los huevos o tienen pollos de corta edad (Newton 1979).

Para contrarrestar las molestias, diversos científicos han propuesto el establecimiento de “áreas de amortiguación” alrededor de los nidos durante el período reproductor. Esta medida tiene como objetivo establecer una distancia de seguridad que garantice la tranquilidad de la reproducción (Petty 1998). Esta distancia varía en función de diversos factores como la topografía, el hábitat, el período reproductor y la especie seleccionada, aunque la distancia establecida puede reducirse en determinados casos, cuando las aves tienen pollos en el nido (Figura 6.9). Estas áreas de amortiguación son especialmente útiles para la gestión forestal, dada la susceptibilidad de las rapaces de bosque a las molestias producidas por los traba-

Tabla 6.4. Espacios naturales que cumplen criterios numéricos de Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA) para diferentes aves rapaces en la Región de Murcia.

Espacio	Código referencia	Especies
Sierra Espuña	ES0000173	Águila real Búho real
Sierras de Ricote y La Navela	ES0000257	Halcón Peregrino Búho Real
Sierra de Mojantes	ES0000259	Buitre Leonado
Almenara–Moreras–Cabo Cope	ES0000261	Águila-azor Perdicera Búho Real
Sierras del Gigante–Pericay, Lomas del Buitre–Río Luchena y Sierra de la Torrecilla	ES0000262	Culebrera Europea Halcón Peregrino Búho Real
Sierra de La Muela-Cabo Tiñoso	ES0000264	Halcón Peregrino Búho Real
Sierra del Molino, Embalse de Quípar y Llanos de Cagitán	ES0000265	Halcón Peregrino Búho Real
Sierra de Moratalla	ES0000266	Halcón Peregrino Búho Real
Sierras de Burete, Lavia y Cambrón	ES0000267	Culebrera Europea Aguililla Calzada Búho Real
Monte El Valle y Sierras de Altaona y Escalona	ES0000269	Búho Real

jos silvícolas (Fargallo *et al.* 1998; García-Dios & Viñuela 2000).

Protección del hábitat de cría y de las áreas de dispersión

La protección de los hábitats donde viven las rapaces constituye una medida necesaria para su conservación. Una protección eficaz debería incluir grandes áreas que preserven sus hábitats prioritarios. Durante las últimas décadas, se ha dedicado un mayor esfuerzo a la protección de las zonas de reproducción que a las zonas de dispersión –zonas de asentamiento temporal de la fracción no reproductora–. Recientemente, sin embargo, numerosos trabajos han puesto de manifiesto la importancia de conservar estas áreas de dispersión para la viabilidad futura de varias especies, como el Águila Imperial Ibérica y el Águila-azor Perdicera (Ferrer & Harte 1997; Real

& Mañosa 2001, Cerezo *et al.* 2004).

La protección de espacios naturales es la medida de conservación más efectiva contra la pérdida y transformación de los hábitats. La designación de las ZEPA, anteriormente mencionada, se añade o superpone a las redes de Espacios Naturales Protegidos. La legislación de la Región de Murcia contempla además la protección de Áreas de Protección para la Fauna, dentro de la Ley 7/95 de la Fauna Silvestre; entre dichas Áreas de Protección se encuentran todos los territorios de cría y el área de dispersión del Águila-azor Perdicera (sierras de Escalona y Altaona), especie emblemática en ámbitos conservacionistas murcianos. Esta especie es, además, la única que tiene un Plan de Recuperación en trámite de aprobación. De las 22 ZEPA declaradas por la Comunidad Autónoma de Murcia, 10 lo han sido por albergar importantes poblaciones de rapaces (Tabla 6.4).



Figura 6.10. Instalación de cajas anidaderas para Cárabo Común. FOTO: JOSÉ E. MARTÍNEZ

Fomento de la disponibilidad de lugares de nidificación

La escasez de lugares idóneos para la reproducción se presenta como un fuerte factor limitante para la viabilidad de poblaciones en declive o que han desaparecido por la alteración de sus hábitats. Para solventar esta situación, se han ejecutado diversas medidas dirigidas a incrementar la reproducción mediante la colocación de estructuras o nidos artificiales en determinados lugares. Por ejemplo, la instalación de cajas anidaderas en medios forestales favorece a las poblaciones de Cárabo Común (Figura 6.10), que aceptan muy bien estas estructuras artificiales (Petty 1998). Igualmente, la colocación de niales en los tejados de casas rurales, acompañada de otras gestiones como la de llegar a acuerdos con los propietarios para que no se realicen obras durante la reproducción,

ha tenido gran éxito en multitud de colonias ibéricas de Cernícalo Primilla (ESPARVEL 2002). En la Región de Murcia se han realizado experiencias similares tipo con poblaciones de estas dos especies, aunque su alcance ha sido muy limitado, de forma que sus efectos no pueden evaluarse aún de forma rigurosa y objetiva.

En otras ocasiones, para garantizar la viabilidad futura de una población resulta necesario la conservación de antiguos territorios actualmente abandonados. Un ejemplo en la Región de Murcia se presenta en el trabajo de Carrete *et al.* (2002a) sobre la población de Águila-azor Perdicera. Según estos autores, la recuperación futura de la especie pasa fundamentalmente por disminuir la tasa de mortalidad adulta en los territorios de cría, pero para que se produzca un incremento significativo de la población es necesario también garantizar la conservación del hábitat en los territorios abandonados, con objeto de que sigan siendo potencialmente recolonizables por nuevos individuos reproductores.

Gestión de los hábitats de caza

La conservación de pequeñas manchas de bosque con árboles altos provistos de ramas horizontales, se presenta como una excelente medida de gestión para favorecer la actividad de caza de varias rapaces forestales. Las cortas deben contemplar la presencia de algún pequeño



Figura 6.11. Gestión forestal en el Parque Regional de Sierra Espuña. El mantenimiento de árboles en los claros favorece las actividades de caza de las rapaces forestales. FOTO: CARLOS GONZÁLEZ REVELLES

grupo de árboles en los claros y la conservación de los árboles muertos secos en las zonas venteadas (Petty 1998). En el Parque Regional de Sierra de Espuña, en diversas zonas en las que se han practicado cortas de mejora y regeneración de la masa forestal, se han dispuesto pequeños claros que conservan la presencia de árboles altos en su zona central (Figura 6.11), con el propósito de favorecer la regeneración del bosque e incrementar los posaderos utilizados por rapaces como el Azor y el Cárabo, que suelen cazar en zonas abiertas (Kenward 1982; Redpath 1995). Otra medida de naturaleza similar, también propuesta en Sierra Espuña, consiste en respetar la presencia de postes eléctricos de madera cuando se proceda a desinstalar o sustituir antiguos tendidos.

Alimentación suplementaria

Las sueltas de presas han ido dirigidas a reforzar las poblaciones o paliar las bajas

densidades de especies-presa en determinados territorios y a incrementar la supervivencia preadulto durante el período invernal y favorecer el establecimiento de aves en una zona geográfica (Helander 1985). No obstante, como ya se ha comentado anteriormente (capítulo 5), para algunas especies (por ejemplo el Águila-azor Perdizera), determinados estudios sugieren que las medidas de conservación deben dirigirse a la solución de los factores de mortalidad, en vez de encaminarse al reforzamiento de las poblaciones de presas (Oñiveros & Pleguezuelos 2000).

En el caso de las especies carroñeras, la instalación de “comederos artificiales”, denominados Áreas de Alimentación Suplementaria –zonas controladas en las que se depositan periódicamente cadáveres y restos de animales muertos– ha incrementado el número y ha favorecido la expansión de varias especies; este ha sido el caso del Buitre Leonado en la comarca del Noroeste murciano, donde a partir de 1995 volvió a reocupar parte de

sus antiguas colonias, consecuencia de la recuperación demográfica de la especie a nivel nacional y a la alimentación suplementaria en comederos cercanos (Robledano *et al.* 2006).

Disminución de la mortalidad en los nidos

Algunas especies de águilas de gran tamaño suelen tener una puesta de dos huevos, de los cuales con relativa frecuencia sólo sobrevive un polluelo debido a la agresión del pollo mayor hacia el pequeño –cainismo– y a la falta de alimento. Esta circunstancia ha sido utilizada en ocasiones para trasladar el pollo más pequeño a otro nido de la misma o incluso otra especie (Newton & Olsen 1993), con el propósito de incrementar la tasa de natalidad. Este manejo ha tenido éxito en varias rapaces (Giron Pendleton *et al.* 1987), incluida una pareja de Águila Real localizada en la comarca del Altiplano durante los años 80 (Ortuño *et al.* 1992).

Otro caso paradigmático es el del Aguilucho Cenizo, para el que la recolección del cereal provoca la muerte de numerosos pollos en el caso de que no hayan volado en las fechas de cosecha (Corbacho *et al.* 1999). En el estudio de Arroyo *et al.*

(2002) sobre esta especie, se estimó que alrededor del 60% de los pollos de zonas agrícolas podrían morir de esta forma en ausencias de medidas de conservación. El traslado temporal de huevos y pollos, devueltos a su nido una vez que se había cosechado, resulta una medida eficaz para disminuir la tasa mortalidad (Corbacho *et al.* 1999).

Reintroducciones y cría en cautividad

En determinados casos, el reestablecimiento de poblaciones en zonas de las que se ha extinguido una especie sólo resulta posible mediante programas de reintroducción. Para que tales proyectos tengan garantías de alcanzar sus objetivos es necesario que se cumplan una serie de requisitos, relacionados fundamentalmente con solventar los conflictos con los humanos y en restaurar y conservar las poblaciones de presas (Fisher & Lindenmayer 2000). En ocasiones, el éxito de estos programas depende de la liberación de un gran número de ejemplares con buenas expectativas de supervivencia y reproducción. Para facilitar la transición de la cautividad hacia la vida en libertad, se recurre a diversas técnicas, principalmente

1 La técnica denominada hacking consiste en la liberación controlada de jóvenes durante el periodo de dependencia, siendo inicialmente alimentados artificialmente, hasta que son capaces de cazar por sí mismos e independizarse.

*hacking*⁴ y liberaciones de aves inmaduras y adultas (Barclay 1987).

En la Región de Murcia, hasta la fecha, no se han realizado proyectos de reintroducción de las especies extintas. Tan sólo se han llevado a cabo algunos proyectos de liberaciones de individuos que habían sido ingresados en el Centro de Recuperación de Fauna Silvestre “El Valle”. En este sentido destaca una experiencia con el Águila-azor Perdicera realizada a comienzos de los años 90 (Jiménez *et al.* 1990). Este programa pretendía estudiar la supervivencia y los movimientos, a corto plazo, de un grupo formado mayoritariamente por juveniles e inmaduros marcados mediante una combinación de tinciones alares en alas y cola.

El desarrollo de planes de cría en cautividad constituye una potente herramienta de manejo y conservación de las rapaces

cuando su situación es extrema (Blanco *et al.* 2004b). Se trata de una serie de técnicas que permiten aumentar el número de ejemplares a partir de un número de aves fundadoras, individuos salvajes que han quedado como irrecuperables tras su admisión y tratamiento en centros de recuperación de fauna silvestre. Una de ellas es la inseminación artificial, que permite obtener descendencia de individuos que de lo contrario quedarían descartados por sus condiciones físicas o de comportamiento, y que permite realizar cruzamientos entre diferentes parejas, lo que implica un incremento de la variabilidad genética. Planes de cría en cautividad y reintroducción, como el del Quebrantahuesos en la Sierra de Cazorla (Simón 2003), constituyen un ejemplo para futuros proyectos a realizar en la Región de Murcia.

Bibliografía



- Aebischer, N.J.; Robertson, P.A. & Kenward, R.E. 1993. Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. *Ecology*, 74: 1313-1325.
- Amar, A; Arroyo, B.; Redpath, S. & Thirgood, S. 2004. Habitat predicts losses of red grouse to individual hen harriers. *Journal of Applied Ecology*, 41: 305-314.
- Angulo, E. & Cooke, B. 2002. First synthesized new viruses then regulate their release? The case of the wild rabbit. *Molecular Ecology*, 11: 2703-2709.
- Arroyo, B. 1998. Effect of diet on the reproductive success of Montagu's Harrier *Circus pygargus*. *Ibis*, 140: 690-693.
- Arroyo, B.; García, J.T. & Bretagnolle, V. 2002. Conservation of the Montagu's harrier (*Circus pygargus*) in agricultural areas. *Animal Conservation*, 5: 283-290.
- Aumann, T. 1988. Foraging behaviour of the Brown Goshawk (*Accipiter fasciatus*) in southeastern Australia. *Journal of Raptor Research*, 22: 17-21.
- Balbás, R. 2003. Busardo Ratonero. En: Martí, R & del Moral, J.C. (eds.) *Atlas de las Aves Reproductoras de España*: 184-185. Ministerio de Medio Ambiente. SEO/BirdLife. Madrid.
- 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.
- Barclay, J.H. 1987. Augmenting wild populations. En: Giron Pendleton, B.A.; Millsap, B.A.; Cline, K.W. & Bird, D.M. (eds.) *Raptor Management Techniques Manual*: 239-247. National Wildlife Federation. Baltimore.
- Barrios, L. & Rodríguez, A. 2004. Behavioural and environmental correlates of soaring-bird mortality at on-shore wind turbines. *Journal of Applied Ecology*, 41: 72-81.
- Begon, M.; Harper, J.L. & Townsend, C.R. 1999. *Ecología. Individuos, poblaciones y comunidades*. 3ª ed. Omega. Barcelona.
- Bevanger, K. 1998. Biological and conservation aspects of bird mortality caused electricity power lines: a review. *Biological Conservation*, 86: 67-76.
- Bennetts, R.E. & McClelland, B.R. 1997. Influence of age and prey availability on Bald Eagle foraging behavior at Glacier National Park, Montana. *Wilson Bulletin*, 109: 393-409.
- BirdLife International. 2000. *Threatened Birds of the World*. Lynx Edicions & BirdLife International. Barcelona – Cambridge.
- Blanco, G.; Jiménez, B.; Frías, O.; Millan, J. & Dávila, J.A. 2004a. Contamination with nonessential metals from a solid-waste incinerator correlates with nutritional and immunological stress in pre fledgling black kites (*Milvus migrans*). *Environmental Research*, 94: 94-101.
- Blanco, J.M.; Höfle, U. & Wildt, D.E. 2004b. Castilla-La Mancha, primera en criar en cautividad al águila perdicera. *Quercus*, 220: 10-15.
- Boal, C.W. & Mannan, R.W. 1996. Prey sizes of male and female Northern Goshawks. *The Southwestern Naturalist*, 41: 355-358.
- Calvo, J.F.; Sánchez-Zapata, J.E. & Martínez, J.E. 1997. *Investigación sobre las aves rapaces rupícolas nidificantes de la Región de Murcia*. Universidad de Murcia. Informe inédito.
- Carrete, M. 2002. *El Águila Real y el Águila Perdicera en Ambientes Mediterráneos Semiáridos: Distribución, Ocupación, Selección de Hábitat y Competencia*. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- Carrete, M.; Sánchez-Zapata, J.A. & Calvo, J.F. 2000. Breeding densities and habitat attributes of Golden Eagles in Southeastern Spain. *Journal of Raptor Research*, 34: 48-52.

- Carrete, M.; Sánchez-Zapata, J.A.; Martínez, J.E. & Calvo, J.F. 2002a. Predicting the implications of conservation management: a territorial occupancy model of Bonelli's eagle in Murcia, Spain. *Oryx*, 36: 349-356.
- Carrete, M.; Sánchez-Zapata, J.A.; Martínez, J.E.; Palazón, J.A. & Calvo, J.F. 2001. Distribución espacial del Águila-Azor Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) y del Águila Real (*Aquila chrysaetos*) en la Región de Murcia. *Ardeola*, 48: 175-182.
- Carrete, M.; Sánchez-Zapata, J.A.; Martínez, J.E.; Sánchez, M.A. & Calvo, J.F. 2002b. Factors influencing the decline of a Bonelli's eagle *Hieraaetus fasciatus* population in Southeastern Spain: demography, habitat or competition?. *Biodiversity and Conservation*, 11: 975-985.
- Cerezo, E. & Aledo, E. 2004. *Evaluación de la peligrosidad para la avifauna de las líneas eléctricas de la ZEPA "Sierra de la Muela-Cabo Tiñoso" ES0000264*. Dirección General del Medio Natural. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. Informe inédito.
- Cerezo, E.; Aledo, E.; Martínez, J.E. & Calvo, J.F. 2004. Primeros pasos para la recuperación del águila perdicera en Murcia. *Quercus*, 220: 16-18.
- Conner, L.M.; Smith, M.D. & Burger, L.W. 2003. A comparison of distance-based and classification-based analyses of habitat use. *Ecology*, 84: 526-531.
- Corbacho, C.; Sánchez, J.M. & Sánchez, A. 1999. Effectiveness of conservation measures on Montagu's harriers in agricultural areas of Spain. *Journal of Raptor Research*, 33: 117-122.
- Cooke, S.J.; Hinch, S.G.; Wikelski, M.; Andrews, R.D.; Kuchel, L.J.; Wolcott, T.G. & Butler, P.J. 2004. Biotelemetry: a mechanistic approach to ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, 19: 334-343.
- Cramp, S. & Simmons, K.E.L. (eds.) 1980. *The Birds of the Western Palearctic, Vol. II. Hawks to Bustards*. Oxford University Press. Oxford.
- Cramp, S. & Simmons, K.E.L. (eds.) 1985. *The Birds of the Western Palearctic, Vol. IV. Terns to Woodpeckers*. Oxford University Press. Oxford.
- de Juana, E.; de Juana, F. & Calvo, S. 1988. La invernada de las aves de presa [O. Falconiformes] en la Península Ibérica. En: Tellería, J.L. (ed.) *Invernada de aves en la Península Ibérica*: 97-122. Monografías de la S.E.O., n.º 1. Madrid.
- de Juana, E. & Varela, J.M. 2000. *Guía de las aves de España. Península, Baleares y Canarias*. Lynx Edicions. Barcelona.
- del Hoyo, J.; Elliot, A. & Sargatal, J. (eds.) 1994. *Handbook of the Birds of the World. Vol. 2. New World Vultures to Guinea-fowl*. Lynx Editions. Barcelona.
- del Hoyo, J.; Elliot, A. & Sargatal, J. (eds.) 1999. *Handbook of the Birds of the World. Vol. 5. Common Barn-Owls to Hummingbirds*. Lynx Editions. Barcelona.
- del Moral, J.C. & Martí, R. 2001. *El Buitre Leonado en la Península Ibérica*. Monografía n.º 7. SEO/BirdLife. Madrid.
- del Moral, J.C. & Martí, R. 2002. *El Alimoche Común en España y Portugal*. Monografía n.º 8. SEO/BirdLife. Madrid.
- Díaz, M.; Asensio, B. & Tellería, J.L. 1996. *Aves Ibéricas. I. No Paseriformes*. J.M. Reyero Editor. Madrid.
- Donázar, J.A. 1988. Variaciones en la alimentación entre adultos reproductores y pollos en el Búho Real (*Bubo bubo*). *Ardeola*, 35: 278-284.
- Donázar, J.A. 1992. Muladares y basureros en la biología y conservación de las aves en España. *Ardeola*, 39: 29-40.
- Donázar, J.A. 1993. *Los Buitres Ibéricos. Biología y Conservación*. J.M. Reyero Editor. Madrid.

- Donázar, J.A.; Blanco, G.; Hiraldo, F.; Soto-Largo, E. & Oria, J. 2002a. Effects of forestry and other land-use practices on the conservation of Cinereous Vultures. *Ecological Applications*, 12: 1445-1456.
- Donázar, J.A.; Negro, J.J.; Palacios, C.J. & Gango, L. 2002b. Description of a new subspecies of the Egyptian Vulture (Accipitridae: *Neophron percnopterus*) from the Canary Islands. *Journal of Raptor Research*, 36: 17-23.
- Erckmann, W.J.; Beletsky, L.D.; Orians, G.H.; Johnsen, T.; Sharbaugh, S. & D'Antonio, C. 1990. Old nests as cues for nest-site selection: an experimental test with red-winged blackbirds. *Condor*, 92: 113-117.
- Escandell, A. 1997. *Atlas dels Ocells Nidificants de Menorca*. Grup Balear d'Ornitologia i Defensa de la Naturalesa. Menorca.
- ESPARVEL. 2002. *Actas del V Congreso Nacional sobre el Cernícalo Primilla*. Agrupación Naturalista ESPARVEL. Toledo.
- Espie, R.H.M.; Oliphant, L.W.; James, P.C.; Warrentin, I.J. & Lieske, D.J. 2000. Age-dependent breeding performance in Merlins (*Falco columbarius*). *Ecology*, 81: 3404-3415.
- Exo, K.M. 1992. Population ecology of Little Owls *Athene noctua* in central Europe: a review. En: Galbraith, C.A.; Taylor, L.R. & Percival, S. (eds.) *The Ecology and Conservation of European Owls*: 44-75. U.K. Nature Conservation, No. 5. Peterborough Joint Nature Conservation Committee. Peterborough, U.K.
- Fahrig, L. 2001. How much habitat is enough? *Biological Conservation*, 100: 65-74.
- Fargallo, J.A.; Blanco, G & Soto-Largo, E. 1998. Forest management effects on nesting habitat selected by Eurasian Black Vultures (*Aegypius monachus*) in central Spain. *Journal of Raptor Research*, 32: 202-207.
- Ferguson-Lees, J. & Christie, D.A. 2003. *Rapaces del Mundo. Guía de Identificación*. Omega. Barcelona.
- Fernández, C. 1993. Effect of the viral haemorrhagic pneumonia of the wild rabbit on the diet and breeding success of the Golden eagle *Aquila chrysaetos* (L.). *Revue d'Ecologie*, 48: 323-329.
- Fernández, C. & Azkona, P. 2002. *Tendidos eléctricos y Medio Ambiente en Navarra*. Departamento de Medio Ambiente. Gobierno de Navarra.
- Fernández-Llario, P. & Hidalgo de Trucios, S.J. 1995. Importancia de presas con limitaciones físicas en la dieta del Búho Real (*Bubo bubo*). *Ardeola*, 42: 205-207.
- Ferrer, M. 1993. *El Águila Imperial*. Editorial Quercus. Madrid.
- Ferrer, M. 2004. La extinción del águila imperial en Doñana. *Quercus*, 217: 16-21.
- Ferrer, M. & Bisson, I. 2003. Age and territory-quality effects on fecundity in the Spanish Imperial Eagle (*Aquila adalberti*). *Auk*, 120: 180-186.
- Ferrer, M. & Donázar, J.A. 1996. Density-dependent fecundity by habitat heterogeneity in an increasing population of Spanish Imperial Eagles. *Ecology*, 77: 69-74.
- Ferrer, M. & Harte, M. 1997. Habitat selection by immature Spanish Imperial Eagles during the dispersal period. *Journal of Applied Ecology*, 34: 1359-1364.
- Ferrer, M.; Otalora, F. & García-Ruiz, J.M. 2004. Density-dependent age of first reproduction as a buffer affecting persistence of small populations. *Ecological Applications*, 14: 616-624.
- Fisher, J. & Lindenmayer, D.B. 2000. An assessment of the published results of animal relocations. *Biological Conservation*, 96: 1-11.
- Forero, M.G.; Donázar, J.A.; Blas, J. & Hiraldo, F. 1999. Causes and consequences of territory change and breeding dispersal distance in the Black Kite. *Ecology*, 80: 1298-1310.

- Forslund, P. & Pärt, T. 1995. Age and reproduction in birds - hypotheses and tests. *Trends in Ecology and Evolution*, 10: 374-378
- Fowlie, M.K. & Krüger, O. 2003. The evolution of plumage polymorphism in birds of prey and owls: the apostatic selection hypothesis revisited. *Journal of Evolutionary Biology*, 16: 577-583.
- Fuller, M.R. & Mosher, J.A. 1981. Methods of detecting and counting raptors: a review. *Studies in Avian Biology*, 6: 235-246.
- Fuller, M.R. & Mosher, J.A. 1987. Raptor survey techniques. En: Giron Pendleton, B.A.; Millsap, B.A.; Cline, K.W. & Bird, D.M. (eds.) *Raptor Management Techniques Manual*: 37-65. National Wildlife Federation. Baltimore.
- García-Dios, I. & Viñuela, J. 2000. Efectos de la gestión forestal sobre el éxito reproductor del Aguililla Calzada (*Hieraaetus pennatus*) en el valle del Tiétar. *Ardeola*, 47: 183-190.
- García-Fernández, A.J. 2004. Prohibir el aldicarb es bueno, pero no la solución definitiva. *Quercus*, 219: 4.
- García-Fernández, A.J. & María-Mójica, P. 2000. Contaminantes ambientales y su repercusión sobre la fauna silvestre. Programas de biomonitorización. En: *Globalización medioambiental. Perspectivas agrosanitarias y urbanas*: 215-224. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- García-Fernández, A.J.; Motas-Guzmán, M.; Navas, I.; María-Mójica, P.; Luna, A. & Sánchez-García, J.A. 1997. Environmental exposure and distribution of lead in four species of raptors in southeastern Spain. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 33: 76-82.
- García-Fernández, A.J.; Navas, I.; Romero, D.; Gómez-Zapata, M. & Luna, A. 2003. Influence of leaded gasoline regulations on the blood lead concentrations in Murciano-Granadino goats from Murcia Region (SE Spain). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 70: 1178-1183.
- García-Fernández, A.J.; Romero, D.; Martínez-López, E.; Navas, I.; Pulido, M. & María-Mójica, P. 2005. Environmental lead exposure in the European kestrel (*Falco tinnunculus*) from southeastern Spain: the influence of leaded gasoline regulations. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 74: 314-319.
- García-Fernández, A.J.; Sánchez-García, J.A.; Gómez-Zapata, M. & Luna, A. 1996. Distribution of cadmium in blood and tissues of wild birds. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 30: 252-258.
- García-Fernández, A.J.; Sánchez-García, J.A.; Jiménez-Montalbán, P. & Luna, A. 1995. Lead and cadmium in wild birds in southeastern Spain. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 14: 2049-2058.
- Gärdenfors, U.; Hilton-Taylor, C.; Mace, G. & Rodríguez, J.P. 2001. The application of IUCN Red List Criteria at regional levels. *Conservation Biology*, 15: 1206-1212.
- Génsbøl, B. 1993. *Guía de las Aves Rapaces de Europa, Norte de África y Próximo Oriente*. Omega. Barcelona.
- Gil, J.M. & Pleguezuelos, J.M. 2001. Prey and prey-size selection by the short-toed eagle (*Circaetus gallicus*) during the breeding season in Granada (south-eastern Spain). *Journal of Zoology*, 255: 131-137.
- Gil-Sánchez, J.M. 1998. Selección de presa por el Águila-azor Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) durante el período de nidificación en la provincia de Granada (SE de España). *Ardeola*, 45: 151-160.
- Giron Pendleton, B.A.; Millsap, B.A.; Cline, K.W. & Bird, D.M. (eds.) 1987. *Raptor Management*

- ment Techniques Manual*. National Wildlife Federation. Baltimore.
- González, L.M. 2004. Experiencias realizadas desde el Ministerio de Medio Ambiente. *I Jornadas Nacionales sobre la Custodia del Territorio*. Caja de Ahorros del Mediterráneo. Torre Guil. Murcia.
- Greenwood, P.J. 1980. Mating systems, philopatry and dispersal in birds and mammals. *Animal Behaviour*, 28: 1140-1162.
- Gronnesby, S. & Nygard, T. 2000. Using time-lapse video monitoring to study prey selection by breeding Goshawks *Accipiter gentilis* in Central Norway. *Ornis Fennica*, 77: 117-129.
- Guisan, A. & Zimmermann, N.E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135: 147-186.
- Hanski, I. & Ovaskainen, O. 2003. Metapopulation theory for fragmented landscapes. *Theoretical Population Biology*, 64: 119-127.
- Harness, R.E. & Wilson, K.R. 2001. Electric-utility structures associated with raptor electrocutions in rural areas. *Wildlife Society Bulletin*, 29: 612-623.
- Harrison, C. 1977. *Guía de Campo de los Nidos, Huevos y Polluelos de España y Europa, Norte de África y Próximo Oriente*. Omega. Barcelona.
- Helander, B. 1985. Winter feeding as a management tool for white-tailed sea eagle in Sweden. En: Newton, I. & Chancellor, R.D. (eds.) *Conservation Studies on Raptors*: 421-427. International Council for Bird Preservation. Cambridge.
- Henrioux, F. 2000. Home range and habitat use by the Long-eared owl in Northwestern Switzerland. *Journal of Raptor Research*, 34: 93-101.
- Hodder, K.H.; Kenward, R.; Walls, S.S. & Clarke, R.T. 1998. Estimating core ranges: a comparison of techniques using the Common Buzzard (*Buteo buteo*). *Journal of Raptor Research*, 32: 82-89.
- Hubert, C.; Gallo, A. & le Pape, G. 1995. Modification of parental behavior during the nesting period in the common buzzard (*Buteo buteo*). *Journal of Raptor Research*, 29: 103-109.
- Janss, G.F.E. 2000. Avian mortality from power lines: a morphologic approach of a species-specific mortality. *Biological Conservation*, 95: 353-359.
- Janss, G.F.E. & Ferrer, M. 2001. Avian electrocution mortality in relation to pole design and adjacent habitat in Spain. *Bird Conservation International*, 11: 1-10.
- Janss, G.F.E.; Lazo, A. & Ferrer, M. 1999. Use of raptor models to reduce avian collision with power lines. *Journal of Raptor Research*, 33: 154-159.
- Jenkins, A.R. 2000. Hunting mode and success of African Peregrines *Falco peregrinus minor*. does nesting habitat quality affect foraging efficiency? *Ibis*, 142: 235-246.
- Jenkins, A.R. & Benn, G.A. 1998. Home range size and habitat requirements of peregrine falcons on the Cape Peninsula, South Africa. *Journal of Raptor Research*, 32: 90-97.
- Jiménez, P.; Eguía, S. & Sánchez-Zapata, J.A. 1990. *Programa de reintroducción de Águila Perdicera (Hieraaetus fasciatus) mediante suelta progresiva (hack-flight) en una zona del SE de España*. Caja de Ahorros Provincial de Alicante. Informe inédito.
- Kenward, R.E. 1978. Hawks and doves: factors affecting success and selection in goshawk attacks on woodpigeons. *Journal of Animal Ecology*, 47: 449-460.
- Kenward, R.E. 1982. Goshawk hunting behaviour and range size as a function of food and

- habitat availability.. *Journal of Animal Ecology*, 51: 69-80.
- Kenward, R.E. 2001. *A Manual for Wildlife Radio Tagging*. Academic Press. London.
- Kenward, R.E.; Walls, S.S.; Hodder, K.H.; Pakkala, M.; Freeman, S.N. & Simpson, V.R. 2000. The prevalence of non-breeders in raptor populations: evidence from rings, radio-tags and transect surveys. *Oikos*, 91: 271-279.
- Kimball, R.T.; Parker, P.G. & Bednarz, J.C. 2003. The occurrence and evolution of cooperative breeding among the diurnal raptors (Accipitridae and Falconidae). *Auk*, 120: 717-729.
- Kostrzewa, A. 1987. The effect of weather on density and reproduction success in Honey Buzzards *Pernis apivorus*. En: Meyburg, B.-U. & Chancellor, R.D. (eds.) *Raptors in the Modern World*: 187-191. World Working Group on Birds of Prey and Owls. Berlin and London.
- Kostrzewa, A. 1996. A comparative study of nest-site occupancy and breeding performance as indicators for nesting habitat quality in three European raptor species. *Ethology, Ecology & Evolution*, 8: 1-18.
- Krebs, C.J. 1986. *Ecología*. Pirámide. Madrid.
- Krüger, O. 2002. Analysis of nest occupancy and nest reproduction in two sympatric raptors: common buzzard *Buteo buteo* and goshawk *Accipiter gentilis*. *Ecography*, 25: 523-532.
- Krüger, O.; Lindström, J. & Amos, W. 2001. Maladaptive mate choice maintained by heterozygote advantage. *Evolution*, 55: 1207-1214.
- Lande, R. 1988. Demographic models of the northern spotted owl (*Strix occidentalis caurina*). *Oecologia*, 75: 601-607.
- Lawler, J.J.; Campbell, S.P.; Guerry, A.D.; Kolozsvary, M.B.; O'Connor, R.J. & Seward, L.C. 2002. The scope and treatment of threats in endangered species recovery plans. *Ecological Applications*, 12: 708-712.
- León, M.; Martínez, J.E.; Pagán, I. & Calvo, J.F. 2004. El Azor Común (*Accipiter gentilis*) en la Región de Murcia: distribución, hábitat de nidificación y parámetros reproductores. *XVII Congreso Español de Ornitología*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Llimona, F.; Matheu, E. & Roché, J.-C. 1995. *Guía sonora de las Aves de España. Vol. II*. Alosa. Barcelona.
- Löhmus, A. 2003. Are certain habitats better every year? A review and a case study on birds of prey. *Ecography*, 26: 545-552.
- López, E., Bosch, R., Tintó, A., Real, J., Del Amo, R., Llacuna, S. & Castell, C. 2004. Análisis preliminar de las áreas de campeo del águila-azor perdicera *Hieraaetus fasciatus* en la provincia de Barcelona. *XVII Congreso Español de Ornitología*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Lucio, A.J. & Purroy, F.J. 1992. Caza y conservación de aves en España. *Ardeola*, 39: 85-98.
- Mañosa, S. 1991. *Biología trófica, us l'habitat i biología de la reproducció de l'Àstor Accipiter gentilis (Linnaeus, 1758) a la Segarra*. Tesi Doctoral. Universitat de Barcelona.
- Mañosa, S. 2001. Strategies to identify dangerous electricity pylons for birds. *Biodiversity and Conservation*, 10: 1-16.
- Mañosa, S. 2002. The conflict between gamebird hunting and raptors in Europe. En: Viñuela, J. (coord.) *Reconciling gamebird hunting and biodiversity (REGHAB)*. Report on Workpackage 3-Deliverable nº4.
- Mañosa, S. 2003. Culebrera Europea. En: Martí, R & del Moral, J.C. (eds.) *Atlas de las Aves Reproductoras de España*: 172-173 Ministerio de Medio Ambiente. SEO/BirdLife. Madrid.
- Mañosa, S.; Mateo, R.; Freixa, C. & Guitart, R. 2003. Persistent organochlorine contaminants in eggs of northern goshawk and Eurasian buzzard from northeastern Spain: tempo-

- ral trends related to changes in the diet. *Environmental Pollution*, 122: 351-359.
- 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.
- Margalida, A.; García, D. & Bertrán, J. 1997. A possible case of a polyandrous quartet in the bearded vulture (*Gypaetus barbatus*). *Ardeola*, 44: 109-111.
- María-Mójica, P.; Romero, D.; Motas-Guzmán, M.; Navas, I. & García-Fernández, A.J. 1998. Estudio retrospectivo de casos de envenenamiento de animales de compañía y aves en el Sudeste de España. *Revista de Toxicología*, 15: 105-109.
- María-Mójica, P.; Jiménez, P.; Barba, A.; Navas, I. & García-Fernández, A.J. 2000. Residuos de insecticidas organoclorados en Cernícalo Común (*Falco tinnunculus*) de la Región de Murcia. *Anales de Veterinaria*, 16: 55-66.
- Marti, C.D. 1987. Raptor food habits studies. En: Giron Pendleton, B.A.; Millsap, B.A.; Cline, K.W. & Bird, D.M. (eds.) *Raptor Management Techniques Manual*: 67-80. National Wildlife Federation, Baltimore.
- Martí, R & del Moral, J.C. (eds.) 2003. *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Ministerio de Medio Ambiente. SEO/BirdLife. Madrid.
- Martínez, A.; Martínez, R.; Cortés, P.; Villalba, J.; Ortuño, A. & López, J.M. 1990. El Cernícalo Vulgar en el Altiplano. *Juncellus*, 3: 14-18.
- Martínez, J.A. & Zuberogoitia, I. 2001. The response of the Eagle Owl (*Bubo bubo*) to an outbreak of the rabbit haemorrhagic disease. *Journal für Ornithologie*, 142: 204-211.
- Martínez, J.A. & Zuberogoitia, I. 2004. Effects of habitat loss on perceived and actual abundance of the Little Owl *Athene noctua* in eastern Spain. *Ardeola*, 51: 215-219.
- Martínez, J.A.; Zuberogoitia, I. & Alonso, R. 2002. *Rapaces Nocturnas. Guía para la determinación de la edad y el sexo en las estrigiformes ibéricas*. Monticola. Madrid.
- Martínez, J.E. 2002. *Ecología del Águila Calzada (Hieraaetus pennatus) en Ambientes Mediterráneos*. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- Martínez, J.E. 2004. Impacto de las líneas eléctricas en las poblaciones de aves rapaces del Parque Regional de Sierra Espuña (Región de Murcia). *Jornadas Nacionales de Líneas Eléctricas y Conservación de Aves en Espacios Naturales Protegidos*: 17-18. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Murcia.
- Martínez, J.E. & Calvo, J.F. 2000. Selección de hábitat de nidificación por el Búho real (*Bubo bubo*) en ambientes mediterráneos semiáridos. *Ardeola*, 47: 215-220.
- Martínez, J.E. & Calvo, J.F. 2001. Diet and breeding success of Eagle Owl in Southeastern Spain: effect of rabbit haemorrhagic disease. *Journal of Raptor Research*, 35: 259-262.
- Martínez, J.E. & Calvo, J.F. 2005. Prey partitioning between mates in breeding Booted Eagles (*Hieraaetus pennatus*). *Journal of Raptor Research* 39: 159-163.
- Martínez, J.E.; Cremades, M.; Pagán, I. & Calvo, J.F. 2004. Diet of Booted Eagles *Hieraaetus pennatus* in southeastern Spain. En: Chancellor, R.D. & Meyburg, B.-U. (eds.) *Raptors Worldwide*: 593-599. World Working Group on Birds of Prey & MMD/BirdLife Hungary. Budapest.
- Martínez, J.E. & Díez de Revenga, E. 2003. *Evaluación de la peligrosidad para las aves sil-*

- vestres de las líneas eléctricas en la ZEPA "Sierra de Almenara, Las Moreras y Cabo Cope". Dirección General del Medio Ambiental y Ambiental, S.L. Murcia. Informe inédito.
- Martínez, J.E.; Gil, F.; Zuberogoitia, I.; Martínez, J.A. & Calvo, J.F. 2005a. First record of cooperative nesting in the Eagle Owl *Bubo bubo*. *Ardeola* 52: 351-353.
- Martínez, J.E.; González, C. & Calvo, J.F. 2005b. Cooperative nesting by a trio of Booted Eagles (*Hieraaetus pennatus*). *Journal of Raptor Research* 39: 94-96.
- Martínez, J.E.; Pagán, I.; Palazón, J.A. & Calvo, J.F. 2006. Habitat use of booted eagles (*Hieraaetus pennatus*) in a Special Protection Area: implications for conservation. *Biodiversity and Conservation*, doi 10.1007/s10531-006-9053-6
- Martínez, J.E.; Sánchez, M.A.; Carmona, D. & Sánchez, J.A. 1994. Régime alimentaire de l'aigle de Bonelli *Hieraaetus fasciatus* durant la période de l'élevage des jeunes (Murcia, Espagne). *Alauda* 62: 53-58.
- Martínez, J.E.; Sánchez, M.A.; Carmona, D.; Sánchez, J.A.; Ortuño, A. & Martínez, R. 1992a. Ecology and conservation of the Eagle Owl *Bubo bubo* in Murcia, southeast Spain. En: Galbraith, C.A.; Taylor, L.R. & Percival, S. (eds.) *The Ecology and Conservation of European Owls*: 84-88. U.K. Nature Conservation, No. 5. Peterborough Joint Nature Conservation Committee. Peterborough, U.K.
- Martínez, J.E. & Sánchez-Zapata, J.A. 1999. Invernada de Aguillilla Calzada (*Hieraaetus pennatus*) y Culebrera Europea (*Circaetus gallicus*) en España. *Ardeola*, 46: 93-96.
- Martínez, R.; Cortés, P.; Martínez, A.; Ortuño, A.; López, J.M. & Villalba, J. 1992b. El Mochuelo Común (*Athene noctua*) en el Altiplano (NE. de Murcia). *Juncellus*, 6: 10-12.
- Martínez, R.; Ortuño, A.; Villalba, J.; López, J.M.; Cortés, F. & Carpena, F.J. 1996. *Atlas de las Aves del Norte de Murcia (Jumilla-Yecla) 1989-1993*. Caja de Ahorros del Mediterraneo. Yecla, Murcia.
- Martínez-López, E.; María-Mojica, P.; Martínez, J.E.; Sánchez, J.A.; Pagán, I.; Botella, F.; Calvo, J.F. & García-Fernández, A.J. 2004a. Organochlorine pesticides distribution pattern in blood of nestling of booted eagle (*Hieraaetus pennatus*) and eagle owl (*Bubo bubo*) from southeastern Spain. *10th International Congress of Toxicology*. Tampere, Finlandia.
- Martínez-López, E.; Martínez, J.E.; María-Mojica, P.; Peñalver, J.; Pulido, M.; Calvo, J.F. & García-Fernández, A.J. 2004b. Lead in feathers and d-Aminolevulinic acid dehydratase activity in three raptor species from an unpolluted Mediterranean forest (Southeastern Spain). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 47: 270-275.
- Martínez-López, E.; María-Mojica, P.; Martínez, J.E.; Calvo, J.F., Romero, D. & García-Fernández, A.J. 2005. Cadmium in feathers of adults and blood of nestlings of three raptor species from a nonpolluted Mediterranean forest, southeastern Spain. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 74: 477-484.
- Marzluff, J.M.; Knick, S.T.; Vekasy, M.S.; Schueck, L.S. & Zarrielo, T.J. 1997. Spatial use and habitat selection of Golden Eagles in southwestern Idaho. *Auk*, 114: 673-687.
- Massemim, S.; Korpimäki, E. & Wiehn, J. 2000. Reversed sexual size dimorphism in raptors: evaluation of the hypotheses in kestrels breeding in a temporally changing environment. *Oecologia*, 124: 26-32.
- Mateo, R.; Blanco, G. & Jiménez, B. 2004. Riesgos tóxicos para las aves rapaces en España.

- XVII Congreso Español de Ornitología. SEO/BirdLife. Madrid.
- Mearns, R. & Newton, I. 1988. Factors affecting breeding success of peregrines in Scotland. *Journal of Animal Ecology*, 57: 903-916.
- Mikkola H. 1983. *Owls of Europe*. T. & A.D. Poyser. Calton, UK.
- Mineau, P.; Fletcher, M.R.; Glaser, L.C.; Thomas, N.J.; Brassard, C.; Wilson, L.K.; Elliott, J.E.; Lyon, L.A.; Henny, C.J.; Bollinger, T. & Porter, S.L. 1999. Poisoning of raptors with organophosphorus and carbamate pesticides with emphasis on Canada, U.S. and U.K. *Journal of Raptor Research*, 33: 1-37.
- Morris, D.W. 2003. Toward an ecological synthesis: a case for habitat selection. *Oecologia*, 136: 1-13.
- Nadal, J. 2001. *Vertebrados: origen, organización, diversidad y biología*. Omega. Barcelona.
- Navas, I.; Motas-Guzmán, M.; María-Mójica, P.; Romero, D. & García-Fernández, A.J. 1998. Intoxicaciones accidentales e intencionadas en perros y gatos en el Sudeste de España (1994-1996). *Revista de Toxicología*, 15: 110-113.
- Negro, J.J. & Hiraldo, F. 1993. Nest-site selection and breeding success in the Lesser Kestrel *Falco naumanni*. *Bird Study*, 40: 115-119.
- Newton I. 1979. *Population Ecology of Raptors*. T. & A.D. Poyser. Berkhamsted, UK.
- Newton, I. 1986. *The Sparrowhawk*. T. & A.D. Poyser. Calton, UK.
- Newton, I. 1991. Habitat variation and population regulation in sparrowhawks. *Ibis*, 133: 76-88.
- Newton, I. & Olsen, P. 1993. *Aves de Presa*. Plaza & Janés. Barcelona.
- Newton, I. & Rothery, P. 1997. Senescence and reproductive value in Sparrowhawks. *Ecology*, 78: 1000-1008.
- Niecke, M.; Rothlaender, S. & Roulin, A. 2003. Why do melanin ornaments signal individual quality? Insights from metal element analysis of barn owl feathers. *Oecologia*, 137: 153-158.
- Nielsen, J.T. & Drachmann, J. 2003. Age-dependent reproductive performance in Northern Goshawks *Accipiter gentilis*. *Ibis*, 145: 1-8.
- Olsen, P.D. & Olsen, J. 1992. Does rain hamper hunting by breeding raptors? *Emu*, 92: 184-187.
- Ontiveros, D. & Pleguezuelos, J.M. 2000. Influence of prey densities in the distribution and breeding success of Bonelli's eagle (*Hieraetus fasciatus*): management implications. *Biological Conservation*, 93: 19-25.
- Oro, D. & Tella, J.L. 1995. A comparison of two methods for studying the diet of the peregrine falcon. *Journal of Raptor Research*, 29: 207-210.
- Ortuño, A.; Villalba, J.; López, J.M.; Martínez, R.; Cortés, F. & Martínez, A. 1992. El Águila Real (*Aquila chrysaetos*, L. 1758) en el Noroeste de Murcia (Jumilla-Yecla). *Juncellus*, 7: 14-23.
- Ortuño, A.; Villalba, J.; Martínez, R.; López, J.M. & Cortés, F. 2000. El Águila Perdicera (*Hieraetus fasciatus*) en el Norte de Murcia (Jumilla-Yecla). *Juncellus*, 13: 25-35.
- Pagán, I.; Martínez, J.E.; Carrete, M. & Calvo, J.F. 2004. Nest occupancy patterns of Booted Eagles *Hieraetus pennatus* in southeastern Spain. En: Chancellor, R.D. & Meyburg, B.-U. (eds.) *Raptors Worldwide*: 645-652. World Working Group on Birds of Prey & MMD/BirdLife Hungary. Budapest.
- Peery, M.Z. 2000. Factors affecting interspecies variation in home-range size of raptors. *Auk*, 117: 511-517.

- Petty, S.J. 1998. *Ecology and Conservation of Raptors in Forests*. Forestry Commission Bulletin 118. TSO. London.
- Porter, R.F.; Willis, I.; Christensen, S. & Nielsen, B.P. 1994. *Rapaces Europeas. Guía para identificarlas en vuelo*. Perfils. Lleida.
- Pulliam, H.R. & Danielson, B.J. 1991. Sources, sinks, and habitat selection: a landscape perspective on population dynamics. *American Naturalist*, 137: 550-566.
- Ratcliffe, D. 1993. *The Peregrine Falcon*. 2ª ed. Princeton University Press. Princeton.
- Real, J. 1987. Evolución cronológica del régimen alimenticio de una población de *Hieraaetus fasciatus* en Catalunya: factores causantes, adaptación y efectos. En: Baccetti, N. & Spagnesi, M. (eds.) *Rapaci Mediterranei III*: 185-205. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XII.
- Real, J. & Mañosa, S. 2001. Dispersal of juvenile and immature Bonelli's Eagles in Northeastern Spain. *Journal of Raptor Research*, 35: 9-14.
- Real, J.; Mañosa, S.; Codina, J.; Del Amo, R.; Sánchez-Zapata, J.A.; Sánchez, M.A.; Carmona, D. & Martínez, J.E. 1991. La regresión del águila perdicera: una cuestión de demografía. *Quercus*, 70: 6-12.
- Redpath, S.M. 1995. Habitat fragmentation and the individual Tawny Owls *Strix aluco* in woodland patches. *Journal of Animal Ecology*, 64: 652-661.
- Redpath, S.M.; Arroyo, B.E.; Leckie, F.M.; Bacon, P.; Bayfield, N.; Gutiérrez, R.J. & Thirgood, S.J. 2004. Using decision modeling with stakeholders to reduce human-wildlife conflict: a raptor-grouse case study. *Conservation Biology*, 18: 350-359.
- Redpath, S.M.; Thirgood, S.J. & Leckie, F.M. 2001. Does supplementary feeding reduce predation of red grouse by hen harrier?. *Journal of Applied Ecology*, 38: 1157-1168.
- Reif, V.; Tornberg, R.; Jungell, S. & Korpimäki, E. 2001. Diet variation of common buzzards in Finland supports the alternative prey hypothesis. *Ecography*, 24: 267-274.
- Rijnsdorp, A.; Daan, S. & Dijkstra, C. 1981. Hunting in the kestrel, *Falco tinnunculus*, and the adaptive significance of daily habits. *Oecologia* 50: 391-406.
- Robledano, F.; Calvo, J.F.; Hernández, V. (Coordinadores) & Aledo, E. (Director). 2006. *Libro Rojo de los Vertebrados de la Región de Murcia*. Consejería de Industria y Medio Ambiente de la Región de Murcia.
- Roché. J.-C. 1991. *Nocturnal and Diurnal Birds of Prey*. Sittelle. La Mure, Francia.
- Rosenberg, D.K. & McKelvey, K.S. 1999. Estimation of habitat selection for central-place foraging animals. *Journal of Wildlife Management*, 63: 1028-1038.
- Rottenborn, S.C. 2000. Nest-site selection and reproductive success of urban Red-shouldered Hawks in Central California. *Journal of Raptor Research*, 34: 18-25.
- Roulin, A.; Ducret, B.; Ravussin, P.-A. & Altwegg, R. 2003. Female colour polymorphism covaries with reproductive strategies in the tawny owl *Strix aluco*. *Journal of Avian Biology*, 34: 393-401.
- Rytkönen, S.; Kuokkanen, P.; Hukkanen, M. & Huhtala, K. 1998. Prey selection by Sparrowhawks *Accipiter nisus* and characteristics of vulnerable prey. *Ornis Fennica*, 75: 77-87.
- Sánchez, M.A. & Esteve, M.A. 2000. Los vertebrados terrestres de la Región de Murcia: evolución histórica y especies amenazadas. En: Calvo, J.F.; Esteve, M.A. & López-Bermúdez, F. (eds.) *Biodiversidad. Contribución a su conocimiento y conservación en la Región de Murcia*: 127-148. Servicio de Publicaciones. Universidad de Murcia.

- Sánchez-Solana, F.; Palazón, J.A. & Calvo, J.F. 2004. Áreas de distribución potencial del Cernícalo Primilla en la Región de Murcia. Implicaciones para su conservación. *III Congreso de la Naturaleza de la Región de Murcia*. ANSE. Murcia.
- Sánchez-Zapata, J.A. 1994. *Ecología de las Aves de Presa en el Sureste Ibérico: Distribución, Estatus y Relaciones Interespecíficas*. Tesis de Licenciatura. Universidad de Murcia.
- Sánchez-Zapata, J.A. 1999. *Las Aves Rapaces y su Relación con la Estructura del Paisaje en Ambientes Mediterráneos Semiáridos*. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- Sánchez-Zapata, J.A. & Calvo, J.F. 1998. Importance of birds and potential bias in food habit studies of Montagu's Harriers (*Circus pygargus*) in southeastern Spain. *Journal of Raptor Research*, 32: 254-256.
- Sánchez-Zapata, J.A. & Calvo, J.F. 1999a. Raptor distribution in relation to landscape composition in semi-arid Mediterranean habitats. *Journal of Applied Ecology*, 36: 254-262.
- Sánchez-Zapata, J.A. & Calvo, J.F. 1999b. Rocks and trees: habitat response of Tawny Owls *Strix aluco* in semiarid landscapes. *Ornis Fennica*, 76: 79-87.
- Sánchez-Zapata, J.A. & Calvo, J.F. 2004. Patch occupancy patterns of forest raptors in southeastern Spain. En: Rodríguez-Estrella, R & Bojórquez-Tapia, L.A. (eds.). *Spatial Analysis in Raptor Ecology and Conservation*: 57-74 CIBNOR and CONABIO. México.
- Sánchez-Zapata, J.A.; Carrete, M.; Martínez, J.E. & Calvo, J.F. 2000. Age and breeding success of a Golden eagle *Aquila chrysaetos* population in southeastern Spain. *Bird Study*, 47: 235-237.
- Sánchez-Zapata, J.A.; Martínez, E.; Sánchez, M.A. & Martínez, J.E. 1997. *Plan de Recuperación del Águila Perdicera en la Región de Murcia*. Ambiental, S.L. Dirección General del Medio Natural, Región de Murcia.
- Sánchez-Zapata, J.A.; Sánchez, M.A.; Calvo, J.F. & Esteve, M.A. 1995. *Ecología de las Aves de Presa de la Región de Murcia*. Servicio de Publicaciones. Universidad de Murcia.
- Sánchez-Zapata, J.A.; Sánchez, M.A.; Calvo, J.F.; González, G. & Martínez, J.E. 1996. Selección de hábitat de las aves de presa de la Región de Murcia (SE de España). En: Muntaner, J. & Mayol, J. (eds.). *Biología y Conservación de las Rapaces Mediterráneas*: 299-304. Monografías nº 4. S.E.O. Madrid.
- Saurola, P. 1997. The Osprey (*Pandion haliaetus*) and modern forestry: a review of population trends and their causes in Europe. *Journal of Raptor Research*, 31: 129-137.
- Schlaepfer, M.A., Runge, M.C. & Sherman, P.W. 2002. Ecological and evolutionary traps. *Trends in Ecology and Evolution*, 17: 474-480.
- Selås, V. & Rafoss, T. 1999. Ranging behaviour and foraging habitats of breeding Sparrowhawks *Accipiter nisus* in a continuous forested area in Norway. *Ibis*, 141: 269-276.
- SEO/BirdLife. 1997. Paredes mata águilas perdiceras. *La Garcilla*, 98: 37.
- SEO/BirdLife. 1998. Condenan al empresario Paredes por envenenar a la fauna silvestre. *Quercus*, 152: 48-49.
- Sergio, F. & Bogliani, G. 1999. Eurasian Hobby density, nest area occupancy, diet, and productivity in relation to intensive agriculture. *Condor*, 101: 806-817.
- Sergio, F. & Boto, A. 1999. Nest dispersion, diet, and breeding success of Black kites (*Milvus migrans*) in the Italian Pre-Alps. *Journal of Raptor Research*, 33: 207-217.
- Sergio, F.; Marchesi, L. & Pedrini, P. 2003. Spatial refugia and the coexistence of a diurnal

- raptor with its intraguild owl predator. *Journal of Animal Ecology*, 72: 232-245.
- Sergio, F. & Newton, I. 2003. Occupancy as a measure of territory quality. *Journal of Animal Ecology*, 72: 857-865.
- Serrano, D.; Tella, J.L.; Forero, M.G. & Donázar, J.A. 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, J.L. 2003. Dispersal within a spatially structured population of lesser kestrels: the role of spatial isolation and conspecific attraction. *Journal of Animal Ecology*, 72: 400-410.
- Simmons, R.E. 1988. Offspring quality and the evolution of cainism. *Ibis*, 130: 339-357.
- Simón, M.A. 2003. Centro de Cría Guadalentín: una experiencia exitosa en Cazorla. *La Garcilla*, 116: 15-17.
- Snow, D.W. & Perrins, C.M. (eds.) 1998. *The Birds of the Western Palearctic. Concise Edition. Volume 1. Non-Passerines*. Oxford University Press. Oxford.
- Sonerud, G.A. 1992. Functional responses of birds of prey: biases due to the load-size effect in central place foragers. *Oikos*, 63: 223-232.
- Steenhof, K. 1987. Assessing raptor reproductive success and productivity. En: Giron Pendleton, B.A.; Millsap, B.A.; Cline, K.W. & Bird, D.M. (eds.) *Raptor Management Techniques Manual*: 157-170. National Wildlife Federation. Baltimore.
- Steenhof, K.; Kochert, M.N. & McDonald, T.L. 1997. Interactive effects of prey and weather on golden eagle reproduction. *Journal of Animal Ecology*, 66: 350-362.
- Suárez, S.; Balbontín, J. & Ferrer, M. 2000. Nesting habitat selection by booted eagles *Hieraaetus pennatus* and implications for management. *Journal of Applied Ecology*, 37: 215-223.
- Sunyer, C. & Viñuela, J. 1996. Invernada de rapaces (O. Falconiformes) en España peninsular e islas Baleares. En: Muntaner, J. & Mayol, J. (eds.). *Biología y Conservación de las Rapaces Mediterráneas*: 361-370. Monografías n.º 4. S.E.O. Madrid.
- Sutherland, W.J. (ed.) 1996. *Ecological Census Techniques*. Cambridge University Press. Cambridge.
- Tella, J.L.; Forero, M.; Hiraldo, F. & Donázar, J.A. 1998. Conflicts between Lesser Kestrel conservation and European agricultural policies as identified by habitat use analyses. *Conservation Biology*, 12: 593-604.
- Tellería, J.L. 1986. *Manual para el censo de los Vertebrados Terrestres*. Raíces. Madrid.
- Tellería, J.L. & Santos, T. 2001. Fragmentación de hábitats forestales y sus consecuencias. En: Zamora, R. & Puignaire, F.I. (eds.) *Ecosistemas Mediterráneos*: 293-317. Consejo Superior de Investigaciones Científicas – Asociación Española de Ecología Terrestre. Granada.
- Thirgood, S.; Redpath, S.; Newton, I. & Hudson, P. 2000a. Raptors and red grouse: conservation conflicts and management solutions. *Conservation Biology*, 14: 95-104.
- Thirgood, S.; Redpath, S.; Rothery, P. & Aebischer, N.J. 2000b. Raptor predation and population limitation in red grouse. *Journal of Animal Ecology*, 69: 504-516.
- Tintó, A. & Real, J. 2004. Optimización de las actuaciones para mitigar la electrocución mediante un método de detección de los apoyos peligrosos para las aves. *XVII Congreso Español de Ornitología*. SEO. Madrid.

- Toyne, E.P. 1997. Nesting chronology of northern goshawks (*Accipiter gentilis*) in Wales: implications for forest management. *Forestry*, 70: 121-127.
- UICN. 2001. *Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1*. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. Gland, Suiza y Cambridge, UK.
- Village, A. 1982. The home range and density of Kestrels in relation to vole abundance. *Journal of Animal Ecology*, 51: 413-428.
- Village, A. 1990. *The Kestrel*. T. & A.D. Poyser. London.
- Villalba, J.; Cortés, P.; Ortuño, A.; López, J.M.; Martínez, A. & Martínez, R. 1993. El Búho Chico (*Asio otus*) en el Altiplano Jumilla-Yecla (NE. de Murcia). *Juncellus*, 8: 24-30.
- Villalba, J.; Ortuño, A.; López, J.M. & Martínez, R. 2000. *Enciclopedia Divulgativa de la Historia Natural de Jumilla-Yecla. Volumen 2. Aves*. Sociedad Mediterránea de Historia Natural. Jumilla, Murcia.
- Villarán-Adánez, A. 2000. Análisis comparativo de la dieta de ambos sexos en el Cárabo Común (*Strix aluco*) en la Península Ibérica. *Ardeola*, 47: 203-213.
- Viñuela, J. 1993. Variación en la fecha de puesta de una población de Milano negro (*Milvus migrans*). Efecto de la experiencia de los reproductores. *Ardeola*, 40: 55-63.
- Viñuela, J. 2000. Opposing selective pressures on hatching asynchrony: egg viability, brood reduction, and nestling growth. *Behavioural Ecology and Sociobiology*, 48: 333-343.
- Viñuela, J. & Sunyer, C. 1992. Nest orientation and hatching success of Black kites *Milvus migrans* in Spain. *Ibis*, 134: 340-345.
- Viñuela, J. & Veiga, J.P. 1992. Importance of rabbits in the diet and reproductive success of Black Kites in southwestern Spain. *Ornis Scandinavica*, 23: 132-138.
- Voous, K.H. 1960. *Atlas of European Birds*. Nelson. London.
- Watson, J. 1997. *The Golden Eagle*. T. & A.D. Poyser. London.
- Wilson, E.O. 1980. *Sociobiología. La Nueva Síntesis*. Omega. Barcelona.
- Widén, P. 1984. Activity patterns and time-budget in the Goshawk *Accipiter gentilis* in a boreal forest area in Sweden. *Ornis Fennica*, 61: 109-112.
- Widén, P. 1985. Breeding and movements of goshawks in boreal forests in Sweden. *Holarctic Ecology*, 8: 273-279.
- Wiklund, C.G. 1996. Determinants of dispersal in breeding Merlins (*Falco columbarius*). *Ecology*, 77: 1920-1927.
- Zuberogoitia, I.; Martínez, J.E.; Martínez, J.A.; Zabala, J.; Calvo, J.F.; Castillo, I.; Azkona, A.; Iraeta, A. & Hidalgo, S. 2006. Influence of management practices on nest site habitat selection, breeding and diet of the common buzzard *Buteo buteo* in two different areas of Spain. *Ardeola*, 53: 83-98.
- Zuberogoitia, I.; Ruiz Moreno, J.F. & Torres, J.J. (Coordinadores) 2002. *El Halcón Peregrino*. Diputación Foral de Bizkaia. Bilbao.

