



Capítulo 4

GESTIÓN DE LAS POBLACIONES DE BUITRE NEGRO

4.1. La alimentación del buitre negro

4.1.1. Alimentación del buitre negro en la península Ibérica

Casimiro Corbacho, Emilio Costillo y A. Bettina Perales

4.1.1.1. Introducción

La alimentación es uno de los factores más importantes en la ecología de las rapaces, al determinar la energía disponible, a través de la cantidad y calidad del alimento, su bioecología, distribución y dinámica de poblaciones. Tal circunstancia adquiere aún si cabe una mayor relevancia en este grupo de especies, al constituir éstas la cúspide de las pirámides tróficas en los ecosistemas en los que habitan (Newton, 1979). Como tal, la dieta de las rapaces en general y de las carroñeras en particular, responde a la disponibilidad relativa de las diferentes categorías de presa en el medio (Donázar, 1993) y es fiel reflejo de cambios ambientales sobre amplias áreas geográficas (Carrete y Donázar, 2005; Costillo, 2005). Los buitres por su papel de necrófagos juegan un papel fundamental en los ecosistemas en los que habitan. La especialización en el consumo de carroñas y el carácter impredecible de este recurso, determina adaptaciones únicas (morfológicas, eco-fisiológicas, comportamentales, estructura social, etc.) ligadas todas a la planificación del uso del tiempo y espacio (Houston, 1979; Donázar, 1993; Cramp, 1998).



Figura 4-1. Buitre negro inmaduro ingiriendo un trozo de músculo de una pata de oveja.

La alimentación del buitre negro ha sido analizada, aunque utilizando diferentes metodologías y bajo una fuerte dicotomía temporal, en la mayor parte de las colonias reproductoras de la especie en la península Ibérica (figura 4-2). Así, durante las décadas de los años 60-70 del pasado siglo, se aportan datos de España central (Bernis, 1966; Garzón, 1973), Marismas del Guadalquivir (época invernal; Valverde, 1966), Sierra Pelada, Sierra de San Pedro, Salamanca y Sierra de Gredos (Hiraldó, 1976). Sin embargo, únicamente en el completo estudio del Dr. Hiraldó se lleva a cabo un análisis comparativo del régimen alimenticio en estas colonias; el resto, únicamente aporta datos de carácter disperso y general sobre amplias áreas geográficas, de tipo cualitativo o realizado en base a observaciones en carroñas, aunque en todos los casos muy valiosos en aquellos albores de la ornitología en nuestro país. Con posterioridad, se asiste a un importante vacío temporal de estudios, y no es hasta los años 2000 cuando se llevan a cabo nuevos trabajos, aunque en un contexto local. Cabe citar a este respecto los estudios de SEO/BirdLife (1997) y GREFA (2004) en la Sierra de Guadarrama, Guzmán y Jiménez (1998) en el Parque Nacional de Cabañeros, Moleón *et al.* (2001) en la Sierra de Andújar y Costillo (2005) en las colonias extremeñas (figura 4-2). Sin embargo, a pesar de esta exhaustiva relación de fuentes bibliográficas, destaca la carencia de un análisis comparativo y global en un contexto peninsular.



Figura 4-2. Mapa de la península Ibérica mostrando las diferentes localidades para las que existen datos de alimentación de buitre negro *Aegypius monachus* y que han sido utilizadas en el presente estudio. Áreas y Fuentes: (1) Marismas del Guadalquivir (Valverde, 1966); (2) España Central (línea discontinua; Garzón, 1973); (3) Sierra Pelada, (4) Salamanca, (5) Sierra de San Pedro y (6) Sierra de Gredos (Hiraldo, 1976); (7) Sierra de Guadarrama (P.N. de Peñalara; SEO, 1997); (8) P.N. de Cabañeros (Guzmán y Jiménez, 1998); (9) Sierra de Andújar (Moleón *et al.*, 2001); (10) Sierra de Gata, (11) Granadilla y (12) Sierra de San Pedro (Costillo, 2005).

Desde otro punto de vista, en este intervalo de tiempo se han producido notables y profundos cambios en los regímenes de uso y aprovechamiento de los ecosistemas mediterráneos que constituyen el hábitat de la especie (Díaz *et al.*, 1997). Entre éstos destacan, por su relevancia sobre las poblaciones de buitre negro en general y sobre su alimentación en particular, los siguientes: (1) la drástica disminución de las poblaciones de conejo *Oryctolagus cuniculus* en numerosas localidades por la incidencia conjunta de enfermedades (mixomatosis y neumonía hemorrágico-vírica; Villafuerte *et al.*, 1995; Villafuerte, 2002); (2) el proceso de intensificación sufrido por la cabaña ganadera, en especial de ovino (vallado de grandes propiedades y desaparición de pastores), con un aumento paralelo del número de cabezas y un envejecimiento general de los animales, al amparo de las primas comunitarias (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2002); (3) el enorme descenso y la práctica desaparición de la cabaña equina a causa de la mecanización de la agricultura (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2002); (4) el incremento de las poblaciones de caza mayor (ciervo *Cervus elaphus* y jabalí *Sus scrofa* fundamentalmente) por la dedicación



Figura 4-3. La reducción generalizada de las poblaciones de conejo ha afectado a la composición de la dieta del buitre negro. En las zonas donde aún el lagomorfo es abundante, el buitre negro acude a alimentarse en las épocas en que se produce la mortandad de ejemplares por mixomatosis.

exclusiva de numerosas fincas a la explotación cinegética (Carranza, 2002; Rosell y Herrero, 2002); (5) la elevada reducción de la ganadería caprina por el abandono del pastoreo en áreas de montaña (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2002). Adicionalmente y en los últimos años, (6) el mayor control y retirada de los cadáveres del ganado doméstico ante la profusión y amenaza de transmisión de enfermedades como la encefalopatía espongiiforme bovina, fiebre aftosa o lengua azul para la cabaña ganadera (Camiña y Montelío, 2006). A ello se une la futura reforma de la Política Agraria Comunitaria que generará cambios importantes en la ganadería en este ámbito geográfico. Por último, (7) el fuerte incremento poblacional mostrado por otras especies de carroñeros como el buitre leonado *Gyps fulvus* (Del Moral y Martí, 2001; Martí, 2003) puede representar una elevada competencia por las distintas fuentes de alimento.

Tales cambios han supuesto, sin duda alguna, drásticas alteraciones de la disponibilidad (cantidad) e identidad (calidad) de recursos tróficos para el buitre negro en sus áreas de distribución en la península Ibérica y por tanto estar representados en la alimentación de la especie. Asimismo, estas variaciones ecológicas pueden condicionar la recuperación poblacional manifestada por la especie en España (alrededor de 1.600 parejas reproductoras actualmente), aunque aún bajo estatus de amenaza (Sánchez, 2003, 2004; BirdLife International, 2004c).

Por todo ello, se manifiesta como de elevado interés un análisis comparativo del régimen trófico de las poblaciones de buitre negro, a fin de determinar la incidencia espacial y temporal de los cambios apuntados con anterioridad. Según ello, el objetivo general del presente capítulo es una detallada revisión de todos los datos bibliográficos disponibles acerca de la alimentación de la especie. Sobre esta base de datos y como objetivos específicos se analizarán a) la dieta, y su variación geográfica en la actualidad; b) la respuesta del régimen alimentario ante los cambios acaecidos en las últimas décadas; c) los requerimientos energéticos y su relación con la disponibilidad de alimento; y d) las implicaciones de estos resultados sobre la conservación de la especie.

4.1.1.2. Dieta y variación geográfica

El espectro trófico del buitre negro en la península Ibérica puede definirse en la actualidad como muy amplio, incluyendo una gran variedad de recursos tanto desde un punto de vista taxonómico (insectos, aves, diferentes Órdenes y Familias de mamíferos) como morfológico (de pequeñas presas a grandes herbívoros). Globalmente y en promedio en las colonias consideradas, la dieta de la especie muestra como categorías más consumidas las carroñas de ganado ovino (31%), lagomorfos (25%), cérvidos (17%) y suidos (11%); el resto de presas (aves, caprinos, bovinos, equinos, etc.) muestran una escasa importancia, aunque algunas pueden ser relevantes a una escala local (tabla 4-1).

Categoría de presa	Peñalara ⁽¹⁾	Cabañeros ⁽²⁾	Andújar ⁽³⁾	Gata ⁽⁴⁾	Granadilla ⁽⁴⁾	San Pedro ⁽⁴⁾
Invertebrados	1,56					
Aves	4,69		0,07	22,12		0,6
Lagomorfos	59,38	34,2	44,66	2,88	5,43	3,6
Suidos	1,56	9,3	4,72	10,58	21,74	15,57
Ovino	20,31	11,6	3,25	43,27	47,82	58,06
Caprino		11,6	4,01	2,88		
Cérvidos		33,3	41,41	1,92	11,96	14,37
Bovino	9,38		0,73			
Équidos	1,56					
Carnívoros	1,56			3,85	1,09	0,6
Otros mamíferos			1,15	12,5	11,96	7,2
Materia vegetal			+	+	+	+
<i>Número de presas</i>	64	129	199	104	92	167

Tabla 4-1. Alimentación del buitre negro *Aegypius monachus* en diferentes localidades reproductoras ibéricas. Se expresa el porcentaje (%) de cada categoría sobre el total del número total de presas resultantes del análisis de egagrópilas. Para los restos vegetales se muestra la aparición de éstos (+) en la muestra, aunque no se cuantifica su importancia. Fuentes: (1) SEO, 1997; (2) Guzmán y Jiménez, 1998; (3) Moleón *et al.*, 2001 y (4) Costillo, 2005.

No obstante, se demuestra una elevada plasticidad en la dieta de la especie, traducándose ésta en una notable variación geográfica entre localidades (SEO, 1997; Guzmán y Jiménez,

1998; Moleón *et al.*, 2001; Costillo, 2005; ver tabla 4-1). Así, el conejo es la clase de presa más importante en términos numéricos en la Sierra de Guadarrama (c. 60% del total de presas identificadas), Andújar (45%) o Cabañeros (34%), áreas en cuyo entorno este lagomorfo muestra aún índices de abundancia elevados.

Mientras, en Extremadura, este componente muestra hoy en día una escasa importancia relativa (4%) en la dieta del buitre negro; en su lugar, la oveja aparece como la «presa de sustitución» alcanzando en todas las colonias una gran relevancia, constituyendo el consumo de estas carroñas la base de la dieta tanto en términos cuantitativos (más del 50% de las presas) como cualitativos (biomasa). Esta disimilitud trófica entre localidades permite definir dos grupos de colonias en relación a la composición de la dieta: el primero (Guadarrama, Cabañeros, Andújar) ligado al consumo mayoritario de presas silvestres (lagomorfos y cérvidos) y un segundo (Extremadura: Sierra de Gata, Granadilla y Sierra de San Pedro) dependiente de carroñas de ganado doméstico (ovino principalmente) (ver figura 4-4). Sobre esta base, destaca la elevada semejanza en la alimentación de la especie entre las grandes áreas cinegéticas de Sierra Morena Oriental y Montes de Toledo, donde junto al conejo, las especies de caza mayor (cérvidos especialmente) alcanzan una elevada representación

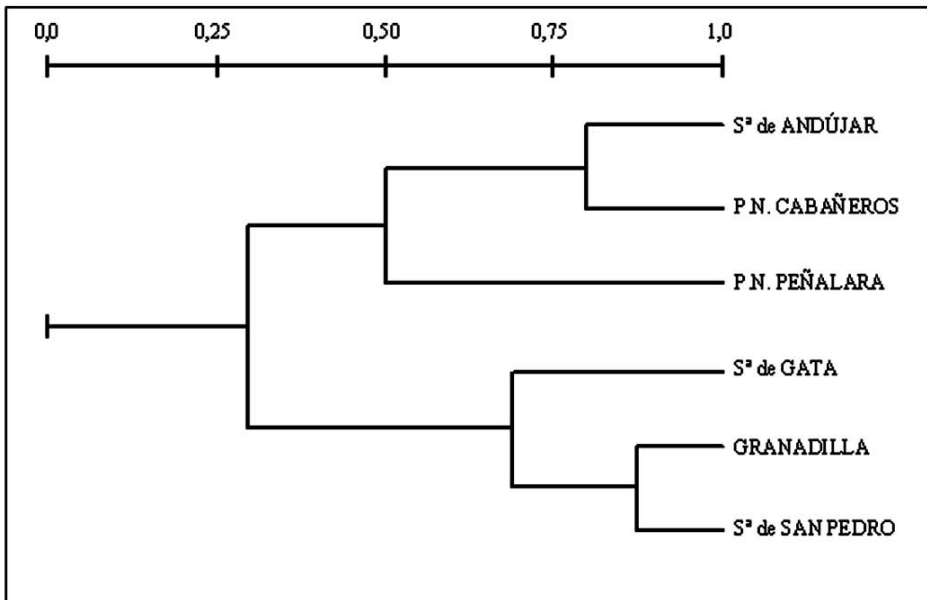


Figura 4-4. Dendrograma de afinidad de las colonias reproductoras de buitre negro *Aegypius monachus* en relación a la importancia cualitativa de las distintas categorías de presa en la dieta de la especie en cada una de ellas. Se utilizó el Índice de Similitud cuantitativo de Czechanowski para determinar la similitud entre pares de localidades, y el método del promedio (*average linkage*) para la construcción del diagrama.

numérica (41 y 33% respectivamente), constituyendo probablemente la presa más importante en términos de biomasa consumida. Los suidos (en la práctica es imposible diferenciar entre cerdos domésticos o jabalíes) se hallan bien representados en casi todas las localidades, constituyendo en algunas regiones (16% en promedio en las colonias extremeñas; tabla 4-1) un importante aporte alimentario (ver también: 23% de las carroñas en Madrid; Grefa, 2004). El consumo de carroñas de otros mamíferos no muestra importancia global en el ámbito ibérico, alcanzando únicamente una relevancia a nivel local (caprinos en Cabañeros, bovinos en Guadarrama; tabla 4-1). Las aves (restos de pollos de granja) constituyen un aporte energético interesante en las colonias de Sierra de Gata (22% de las presas) y Guadarrama (5-10%; ver GREFA, 2004). Cabe citar que la presencia de materia vegetal en las egagrópilas ha sido citada por numerosos autores, apuntándose esta ingesta como intencionada a fin de facilitar la digestión, o la regurgitación de elementos y partes no digeribles (Hiraldo, 1976). Suetens y Van Groenendael (1966), a este respecto, apuntan observaciones en que los adultos alimentan al pollo con este tipo de materia.

Por último, resulta de gran interés la aparición de presas muy pequeñas, como insectos (SEO, 1997) y reptiles (ver Hiraldo, 1976), posiblemente capturadas vivas, hecho éste que también se ha señalado para otras clases de presa (lagomorfos afectados de mixomatosis, corderos y terneros moribundos y/o recién nacidos, etc.; ver Bernis, 1966; Valverde, 1966 e Hiraldo, 1976). Existen también citas de alimentación de peces en aquellas localidades donde esta fuente de alimento se halla disponible (Marismas del Guadalquivir o embalses extremeños (Valverde, 1966; datos propios inéditos). En este aspecto, el consumo de presas de pequeño tamaño, el buitre negro se segregaría ecológicamente de otra de las grandes carroñeras, el buitre leonado, que presenta una elevada especialización en el consumo de ungulados de tamaño mediano o grande (Donázar, 1993; ver después).

A una escala geográfica menor, se han demostrado asimismo importantes diferencias en la dieta entre parejas vecinas pertenecientes a una misma colonia reproductora (Costillo, 2005). Ello sugiere la existencia de áreas de campeo distintas, hecho éste comprobado mediante el seguimiento de aves radio-marcadas (Costillo, *op cit.*), con una disponibilidad trófica diferente en cada caso (Hiraldo, 1976). No obstante, también se ha apuntado una posible especialización diferencial en la búsqueda y consumo de distintas clases de carroñas por parte de cada una de las parejas (Donázar, 1993).

En resumen y según este estudio comparativo, el buitre negro parece comportarse como una especie generalista (*sensu* Recher, 1990), consumiendo la práctica totalidad de carroñas que el medio pone a su disposición y seleccionando las distintas categorías de presa según su disponibilidad relativa en cada localidad (Hiraldo, 1976; Donázar, 1993; Costillo, 2005; ver Stephen y Krebs, 1986). No obstante, en algunas regiones como Extremadura las carroñas de oveja parecen ser seleccionadas positivamente, de tal modo que aquellas parejas con un mayor porcentaje de esta clase de presa en la dieta mostraron una menor diversidad trófica (Índice de correlación de Spearman: $r=-0,702$; $p<0,05$; $n=11$; Costillo, 2005; ver también Herrera, 1974). A nivel ibérico sin embargo, la diversidad de la dieta (Índice de diversidad de Shannon: $H'=1,52$ y $1,49$) no manifiesta diferencias significativas entre los dos grupos de localidades definidos con anterioridad (Test t de Hutchenson: $t=0,26$; $p>0,05$).

4.1.1.3. *Dieta y variación fenológica-temporal*

Cualquier estudio acerca de la alimentación del buitre negro ha de tener en cuenta la elevada variabilidad que ésta manifiesta no sólo en un ámbito espacial (apartado anterior), sino también a distintas escalas temporales.

Hiraldó (1976) y Guzmán y Jiménez (1998) señalan la existencia de diferencias significativas en la dieta a lo largo del ciclo anual, siendo éstas atribuidas a la variación estacional en la contribución relativa de la clase de presa principal (lagomorfos). Así, los conejos constituyeron la presa dominante durante la época reproductora (primavera-verano), pero su consumo desciende tras el estío cuando la abundancia de este recurso (mortalidad por mixomatosis) es menor; en su lugar y según la localidad, aparecen como presas de sustitución en el otoño-invierno, el ganado caprino (Sierra Pelada) o los ungulados silvestres (ciervo y jabalí, en Cabañeros). En Extremadura, las carroñas de ovejas (hembras, corderos y placentas) son consumidas frecuentemente a lo largo de todo el año, en especial durante la primavera-verano, cuando se suceden los partos y se incrementa la mortalidad de estas clases de sexo-edad. Durante el otoño-invierno, aunque el ganado ovino (animales viejos o enfermos) sigue siendo la base de la dieta, los buitres completan su alimentación con restos de ungulados silvestres (ciervo y jabalí), un recurso éste –subproducto de la actividad cinegética (monterías)– que constituye una fuente de alimento muy importante para las aves carroñeras. Estos cambios estacionales en la dieta se expresan paralelamente, por permutas en la localización, usos del suelo y tamaño de las áreas de campeo de la especie (Carrete y Donázar, 2005; Costillo, 2005) en busca del recurso más abundante en cada período.



Figura 4-5. Buitres negros y leonados alimentándose en una carroña con despojos y vísceras de ungulados cinegéticos (Alfonso San Miguel).

A una escala mayor, Moleón *et al.* (2001) en la Sierra de Andújar han comprobado también la existencia de grandes variaciones en la dieta de la especie entre años consecutivos. Allí, donde la alimentación se basa en carroñas de conejos y ciervos (en conjunto más del 75% del total de presas; tabla 4-1), la contribución de lagomorfos (24-47%) o ungulados (34-54%) en la dieta cambia interanualmente en función de su abundancia relativa en el medio.

En este contexto temporal, de especial trascendencia por su significado ecológico y sus implicaciones en conservación (ver después), ha de ser considerado el cambio que ha manifestado el régimen trófico de la especie en las últimas décadas (ver tablas 4-1 y 4-2). No en vano, durante la década de los 70, en promedio y con las consabidas variaciones geográficas, el buitre negro basaba su alimentación en cadáveres de lagomorfos (44%) y ovino (32%); el resto de categorías, en mucha menor proporción, como caprino (8%), carnívoros (5%) y equino (3%), se hallaban también representadas en todas las localidades (Garzón, 1973; Hiraldo, 1976; tabla 4-2). Con la excepción de las Marismas del Guadalquivir y en época invernal, los cérvidos no aparecían en el registro alimentario de la especie (Valverde, 1966; tabla 4-2).

Categoría de presa	Doñana ⁽¹⁾	España Central ⁽²⁾	Sierra Pelada ⁽³⁾	Salamanca ⁽³⁾	San Pedro ⁽³⁾	Gredos ⁽³⁾
Invertebrados						6,88
Peces	5,9					
Reptiles			0,52			
Aves	5,9	2,11	1,17	0,83	2,27	
Lagomorfos		21,05	49,28	29,17	40,91	77,61
Suidae	8,85		0,64	6,66	4,54	3,44
Ovino		32,62	42,09	37,51	38,65	8,63
Caprino		23,16	4,05	7,08	6,82	
Bovino	11,8		0,69	5		1,72
Cérvidos	44,05	2,11				
Equinos	23,5	6,32	0,26	3,75	4,54	1,72
Carnívora		12,63	0,65	10	2,27	
Otros mamíferos						
Materia vegetal			++	++	++	++
<i>Número de presas</i>		95	765	240	44	58

Tabla 4-2. Alimentación del buitre negro *Aegypius monachus* en distintas colonias durante la década de los años 60-70 del pasado siglo. Se expresa el porcentaje (%) de cada categoría sobre el total del número total de presas en egagrópilas, excepto en el caso de Doñana, basado en observaciones de carroñas. Para los restos vegetales se muestra la aparición de éstos (+) en la muestra, aunque no se cuantifica su importancia. Fuentes: (1) Valverde (1966); (2) Garzón (1973); (3) Hiraldo (1976).

Estos datos, por tanto, contrastan con los referidos anteriormente para la época actual (tabla 4-1) y demuestran la existencia de un cambio neto en la dieta de la especie en Iberia (figura 4-7, superior). Éste vendría definido global y fundamentalmente, aunque de nuevo con claras diferencias entre localidades, por un fuerte descenso en la importancia relativa del conejo ($\chi^2=6,86$; $p<0,01$; 1 g.l.), a la par que por un considerable incremento paralelo de los ungulados silvestres (jabalí y ciervo; $\chi^2=15,45$; $p<0,001$; 1 g.l.) entre ambos períodos. El ganado ovino constituiría aún una categoría muy importante; mientras, equinos, caprinos y carnívoros prácticamente habrían desaparecido del espectro trófico en la actualidad (aunque estas diferencias no resultaron significativas; $p>0,05$ en todos los casos). En global, no obstante, la dieta del buitre negro hoy en día muestra una mayor diversidad que en décadas pasadas ($H'=1,77$ vs. 1,48; $t=2,29$; $p<0,05$), habida cuenta una distribución actual más equitativa de las diferentes clases de presas (lagomorfos, ovino y caza mayor fundamentalmente). Esta variación en la alimentación de la especie es especialmente significativa en áreas tan importantes para la especie como la Sierra de San Pedro en Extremadura (300 parejas reproductoras; Costillo, 2005), donde el conejo ha sufrido un alarmante descenso de sus poblaciones y, por ende, de su importancia en la dieta. En este caso, y unido a la desaparición del ganado caprino y equino, el incremento en el consumo de carroñas de ovino y ungulados silvestres ha paliado la situación (figura 4-7, inferior).



Figura 4-6. Los cadáveres de oveja son un tipo de alimento muy seleccionado por los buitres negros, por su tamaño y porque la distribución de la cabaña ovina resulta coincidente con varias de las áreas más importantes de reproducción y alimentación de la necrófaga.

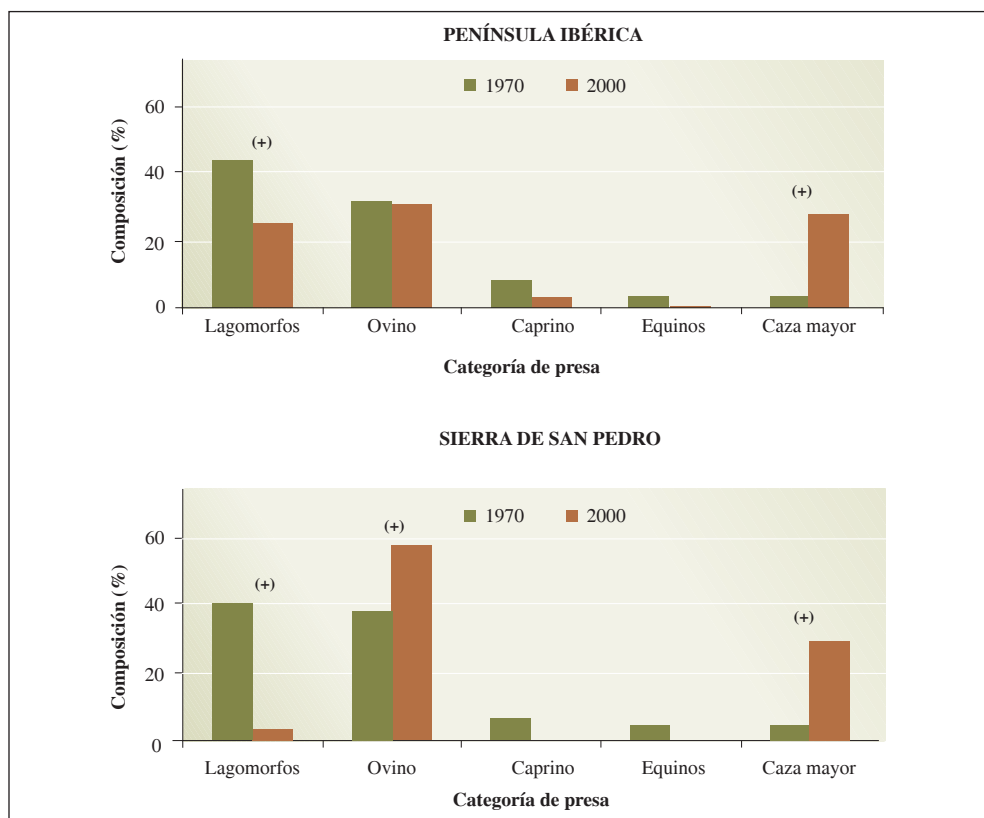


Figura 4-7. Cambios en la alimentación del buitre negro *Aegypius monachus*, en la península Ibérica (superior) y en la Sierra de San Pedro (inferior) en las últimas décadas. Se representan únicamente las categorías de presa principales, señalándose las diferencias estadísticamente significativas en cada caso (+).

Por último, y en relación a la clase de edad de los individuos, en Cabañeros se han apuntado diferencias entre adultos (un mayor consumo de presas de gran tamaño, ciervos) y pollos (alimentados por los padres y suplementados mayoritariamente con presas pequeñas, conejo), aunque la similitud entre ambos regímenes tróficos fue manifiesto (Guzmán y Jiménez, 1998). Asimismo, se ha señalado que los individuos juveniles ya independizados frecuentan en mayor grado los muladares y comederos artificiales que los adultos (Del Moral y De la Puente, 2005), allí donde es más fácil la búsqueda y acceso al alimento (ver Camiña y Montelío, 2006).

4.1.1.4. Requerimientos energéticos y disponibilidad de alimento

La determinación del régimen trófico de los buitres (y de las rapaces en general) es una labor relativamente difícil, ya que las carroñas consumidas no dejan rastro, o éstos son mínimos (pelos, plumas, raramente huesos, etc.; Hiraldo, 1976; Donázar, 1993; observaciones propias). Es por ello que los requerimientos energéticos y de biomasa de alimento en estas especies han de estimarse

por medios indirectos. Ciertos indicadores disponibles, como las tasas de ingesta en aves cautivas, no son enteramente reales y extrapolables al medio natural, aunque sí permiten establecer patrones generales acerca del comportamiento de este parámetro (Prinzinger *et al.*, 2002).

Las tasas metabólicas de los animales se hallan influenciadas por factores tales como su filogenia-taxonomía, tamaño y temperatura corporal, termorregulación, nivel de actividad, estado reproductor, etc. (Nagy, 2005). Tradicionalmente, estos requerimientos se han estimado a través de fórmulas que relacionan la tasa metabólica (generalmente metabolismo de mantenimiento, o basal; en adelante BMR) con el peso corporal (ver por ejemplo Donázar, 1993). No obstante, hoy en día mediante técnicas novedosas (agua «pesada», marcada con radioisótopos) las estimas de estas necesidades energéticas sobre gran número de especies de aves, tanto en cautividad como en libertad (tasa metabólica en libertad, que incluye el gasto energético de todas las actividades vitales; en adelante FMR), han permitido resultados mucho más fiables (Prinzinger *et al.*, 2002; Nagy, 2005). Sin embargo, y para el caso de las grandes rapaces como el buitre negro, las expresiones matemáticas desarrolladas para estimar las necesidades energéticas se han basado en especies muy distantes filogenética y ecológicamente, y/o con un tamaño corporal muy inferior. Es por ello que la utilización de unas fuentes u otras determina una elevada variabilidad en la estima de los requerimientos energéticos de la especie (tabla 4-3).

<i>Fuente</i> (Grupo taxonómico)	Parámetro/Fórmula	Requerimientos (Kcal./día)
Lasiewski y Dawson (1967) <i>No paseriformes</i>	$BMR=77,6 * W^{0,723}$ (kg)	379,1 *
Zar (1968) <i>Falconiformes</i>	$BMR=65,3 W^{0,648}$ (kg)	270,6 *
Kendeigh <i>et al.</i> (1977) <i>No paseriformes</i>	$BMR=0,522 W^{0,735}$ (gr)	418,9 *
Pennycuik (1979) <i>Buitres Gyps rueppellii</i>	$BMR=24W$ (KG)	215,3 *
Wasser (1986) <i>Falconiformes</i>	$BMR=124,6 W^{0,640}$ (kg)	507,4 *
Nagy (1987) <i>No paseriformes</i>	$FMR=1,146 W^{0,749}$ (gr)	1046,8 **
Prinzinger <i>et al.</i> (2002) <i>Buitres Gyps fulvus</i>	$BMR=0,31 W^{0,750}$ (gr)	287,0 **
Nagy (2005) <i>Aves</i>	$FMR=2,51 W^{0,681}$ (gr)	1234,4 **

Tabla 4-3. Estimaciones de los requerimientos energéticos calculados para adultos de buitre negro *Aegyptius monachus* según diferentes autores. Se indica el grupo taxonómico para el que la expresión matemática fue desarrollada. (BMR: tasa metabólica basal; FMR: tasa metabólica para aves libres; W: peso de las aves en kg o g). * Expresión basada en estimas tradicionales, indirectas; ** expresión basada en el uso de métodos directos («agua pesada»). En todos los casos se utilizó un peso medio para la especie de 8,971 kg. (d.s.=0,774; n=7) obtenido sobre la base de individuos adultos capturados en Extremadura.

Siempre sobre la base de evidencias indirectas, la BMR de una especie no paseriforme como el buitre negro ha sido estimada entre las 380 (Lasiewski y Dawson, 1967) y las 560 kcal/día (Donázar, 1993, basado en Kendeigh, 1969). Acotando únicamente para taxones pertenecientes al Orden Falconiformes, estos valores extremos se reducen considerablemente a un rango más estrecho para la especie (tabla 4-3.: Zar, 1968; Pennycuik, 1979, pero ver Waser, 1986). Frente a ello, las técnicas modernas han permitido estimar la BMR para la especie en valores cercanos a las 300 kcal/día (Prinzinger *et al.*, 2002) y la FMR en valores algo superiores a las 1.000 kcal/día (tabla 4-3.: Nagy, 1987, 2005). En este sentido, hay que tener en cuenta que los requerimientos energéticos de aves libres en el medio natural son muy superiores a su metabolismo basal, ya que el individuo en libertad manifiesta mayores tasas de actividad, habida cuenta la realización de numerosas actividades (locomoción, alimentación, reproducción, comportamientos varios, etc.; Nagy, 2005). Este autor indica que una estima razonable y constante de la FMR, para aves y mamíferos, se situaría en un factor de tres veces la BMR (3*; rango de 2,7-3,4 para individuos en época reproductora), lo que estaría de acuerdo por tanto a las últimas estimas apuntadas respectivamente para BMR y FMR. No obstante, si aceptamos como más útiles e idóneos los valores de Prinzinger *et al.* (2002) calculados sobre una especie muy próxima desde todo punto de vista (buitre leonado), las estimas de la FMR para el buitre negro se situarían en promedio en unas 860 kcal/día (rango: 775-976), valor netamente inferior al calculado si utilizamos las expresiones de Nagy. Esta estima vendría a coincidir a grandes rasgos con la indicada por Donázar (1993), aunque se sustenta en una base empírica mucho más grande y es, por tanto, de mucha mayor fiabilidad.

Destaca a este respecto, como así ha sido apuntado por diferentes autores, el que estos requerimientos son netamente inferiores a los que teóricamente corresponderían a una



Figura 4-8. Los buitres leonados presentan similares requerimientos energéticos que los buitres negros (Alfonso San Miguel).

especie de su tamaño corporal. Este interesante fenómeno se explica por las numerosas y trascendentales adaptaciones eco-fisiológicas de los buitres, asociadas a la búsqueda y consumo de una fuente de alimento de carácter impredecible en el espacio y en el tiempo (Prinzinger *et al.*, 2002; Ruxton y Houston, 2002). Así, unido a la consabida relación inversa entre necesidades energéticas y tamaño corporal, la temperatura corporal de los buitres es, en promedio, algo más de 1 °C inferior a la esperada para Falconiformes de su talla y peso. Los buitres presentan asimismo, como estrategia básica, la capacidad de reducir en cierto grado su temperatura corporal a medida que la temperatura ambiental es menor, lo que implica un gasto energético mínimo en termorregulación. Este descenso térmico corporal tendría escasa incidencia etológica en estas especies, que por lo general y desde un punto de vista relativo a otros taxones, manifiestan tasas de actividad reducida. La energía basal consumida por los buitres no variaría por ello significativamente en relación a cambios en la temperatura ambiente, ello incluso en un amplio rango de variación térmica (-7° a +35 °C; Prinzinger *et al.*, 2002). Hay que tener en cuenta también la posibilidad, en estas especies, de acumular depósitos y reservas de grasa, lo que les permite ayunar durante ciertos períodos de tiempo. Se ha demostrado a este respecto un descenso en los requerimientos básicos del metabolismo (de hasta el 30% al cuarto día) y un descenso paralelo en el peso del individuo (cerca del 1,5% diario) en relación directa a los días de ayuno. A pesar de esta circunstancia, en las distintas especies de buitres las aves se alimentan habitualmente cada dos días y medio (Ruxton y Houston, 2002); tal hecho pudiera ser debido a que un ave ingiere en una sola sesión mucho más de la energía necesaria para un único día (hasta 1,5 kg de carne en el caso del buitre leonado; Donázar, 1993). El vuelo de planeo-cicleo de estas especies en labores de búsqueda de alimento es un mecanismo altamente eficiente desde un punto de vista energético, al ser mínimo el gasto derivado (Donázar, 1993). Como resultado de todas estas adaptaciones eco-fisiológicas, la energía metabólica basal requerida por los grandes buitres, se calcula es un 30-40% menor al esperado según relaciones alométricas propias para los Falconiformes (Prinzinger *et al.*, 2002; Ruxton y Houston, 2002).



Figura 4-9. Durante la crianza del pollo los padres necesitan incrementar el esfuerzo de búsqueda de alimento.

Con esta base, la estima de las necesidades para un individuo adulto de buitre negro, en términos de biomasa, se situarían en torno a los 575 g diarios de alimento (rango: 516-650), considerando un valor energético aproximado de 150 kcal/100 gr. de carne; este valor estaría de acuerdo a lo apuntado para los buitres ibéricos acerca de que ingieren diariamente una cantidad de alimento que oscila entre el 5-10% de su peso corporal (Hiraldo, 1976; Donázar, 1993). Ello supondría unas necesidades de aproximadamente 210 kilogramos (rango: 188-237) de carne al año por ave.

Ciertamente estas necesidades estarían sujetas a una dinámica y variación estacional propia del ciclo biológico de la especie, incrementándose en época reproductora por los requerimientos de la hembra (formación del huevo) y la crianza del pollo (Donázar, 1993). A este respecto, se ha señalado que los pollos de buitre manifiestan unas bajas tasas de crecimiento, lo cual representaría una nueva adaptación al carácter impredecible del alimento y a la capacidad de los padres de suministrar éste al pollo (Ruxton y Houston, 2002). Al contrario, las necesidades de alimento presentarán un mínimo durante el otoño-invierno, fuera del período reproductor (Donázar, 1993). Tomando en consideración los requerimientos apuntados con anterioridad, las necesidades de una pareja reproductora de buitres negros estarían alrededor de los 420-475 kg de alimento al año; a ello, habría que sumar las necesidades propias del pollo en desarrollo. Éstas, teniendo en cuenta un período de crecimiento y estancia en el nido de unos 95-110 días (Donázar, 1993; Costillo, 2005) y un período de dependencia total de hasta 217 días en promedio (± 13 días; datos propios inéditos) se podrían estimar en alrededor de unos 100 kg más de alimento. En total, unos 520-570 kg por pareja reproductora (crianza de un pollo) y año, valor muy similar al calculado por Donázar (1993).

A grandes rasgos, la disponibilidad de alimento en el medio se solapa con este ciclo anual de requerimientos descrito para el buitre negro. Así, el máximo de alimento disponible para la especie tendría lugar en primavera-verano (época reproductora), al ser durante este período cuando tienen lugar la mayor parte de partos del ganado doméstico y especies de caza mayor y, por ende, una mayor mortalidad de neonatos y hembras por esta circunstancia. El consumo de placentas constituye asimismo un recurso importante (observaciones propias). Asimismo, es durante esta fase del ciclo anual cuando se agudizan los fenómenos de mixomatosis y muerte de gran número de conejos, lo que incrementa sobremanera la disponibilidad de una fuente de alimento muy importante para los buitres negros en ciertas localidades. Fuera de la época reproductora, cuando las necesidades son menores, la especie tendría a su disposición como uno de los recursos principales los restos de monterías (ver después). Otras fuentes de alimento como la mortalidad natural del ganado doméstico en régimen extensivo (ovino principalmente, bovino, caprino, etc.) o los despojos de granjas y mataderos (comederos y muldares tradicionales) representarían una disponibilidad más o menos constante, e importante, a lo largo del año.

Desde otro punto de vista, el buitre negro muestra una elevada plasticidad ecológica en relación a esta variación en el espacio y en el tiempo en las distintas fuentes de alimento; de tal modo que los buitres cambian todo su presupuesto y balance espacio-temporal adaptándolo a esta variabilidad (Hiraldo y Donázar, 1990). Como ejemplo, en Cabañeros y durante la época reproductora, los buitres muestran como áreas preferenciales de alimentación aquellas zonas con elevada densidad de conejos; mientras, en otoño e invierno las aves campean preferentemente en zonas de bosque y matorral mediterráneo de elevada densidad de ungulados, y en dehesas con gran número de cabezas de ovino. Resultado de ello es la existencia



Figura 4-10. En invierno, cuando las condiciones climatológicas son adversas, los buitres negros ven reducido el tiempo disponible para la búsqueda de alimento (Fernando de Antonio).

de diferencias significativas en la dieta de la especie entre los dos períodos considerados (ver antes). Igualmente, se ha demostrado un patrón diferencial en el uso del tiempo de acuerdo al ciclo anual; así, en primavera-verano los buitres invierten más tiempo en buscar alimento compatibilizando necesidades energéticas con mayores horas de luz); mientras, en invierno inician el campeo más pronto después de amanecer, hecho que se relaciona con la menor disponibilidad de horas de luz y menor cantidad de alimento disponible que en verano. Más aún, durante el período invernal, la lluvia o condiciones climatológicas adversas pueden condicionar la búsqueda de alimento (Hiraldó y Donázar, 1990). Pero, durante estos períodos desfavorables, el buitre cuenta con estrategias y adaptaciones eco-fisiológicas que reducen sus requerimientos energéticos (Prinzinger *et al.*, 2002; ver antes).

4.1.1.5. Implicaciones en la conservación de la especie

De todo lo expuesto anteriormente en relación al espectro trófico, a las variaciones espacio-temporales de éste régimen alimentario y a los requerimientos energéticos, cabe extraer toda una serie de consideraciones en relación a la conservación de las poblaciones de buitre negro en la península Ibérica.

A este respecto, estos resultados indican que el buitre negro se ha adaptado bien a los cambios que han sufrido los ecosistemas mediterráneos ibéricos a lo largo de las últimas dé-

cadadas. Prueba de ello es la elevada plasticidad trófica que define a la especie tanto desde un prisma espacial como temporal; así, la importancia relativa de las distintas clases de presas en la dieta muestra un acusado dinamismo de acuerdo a cambios en la disponibilidad de las distintas fuentes de alimento en cada una de las localidades, años y/o fases del ciclo anual. A pesar de esta circunstancia, la adaptabilidad alimentaria de la especie, ciertas conclusiones pueden extraerse a la luz de sucesos acaecidos en los últimos años.

El dramático descenso de las poblaciones de conejo en numerosas localidades reproductoras de buitre negro ha determinado el que haya prácticamente desaparecido una fuente importante de alimento que la especie utilizaba casi en exclusividad. En estas localidades y como consecuencia de ello, las aves han tenido que hacer uso de recursos tróficos alternativos durante la primavera y el verano, pero ahora ya no de manera exclusiva, sino entrando en competencia con otras especies de carroñeros (buitre leonado fundamentalmente). Por otra parte, hay que tener en cuenta que el buitre negro muestra un comportamiento más esquivo hacia el hombre que el buitre leonado, lo que limita el aprovechamiento por parte de esta especie de ciertas carroñas, especialmente aquellas donde la presencia del hombre es manifiesta (observaciones propias). Se ha señalado que el principal condicionante al que se enfrenta el buitre negro en una carroña es la competencia con el buitre leonado, mucho más abundante y, a menudo, más agresivo. A este respecto, las relaciones de dominancia entre ambas especies no parecen estar claras y depende del número de individuos presentes, del hambre de los mismos, etc. (Donázar, 1993). El número de buitres negros, a diferencia de leonados, que se reúnen en torno a una carroña suele ser muy pequeño, no superando la decena de ejemplares, aunque en la mayor parte de las ocasiones sólo una/varias parejas son las que acuden al festín; este hecho es además motivado por el hecho demostrado de la existencia de áreas de campeo diferenciales para parejas vecinas, las cuales no suelen coincidir en las carroñas (Costillo, 2005). Sobre esta base, y aunque a nivel de competencia interespecífica ambas especies cuentan con mecanismos para evitar la misma cuando coinciden en una carroña (ver Donázar, 1993), el fuerte incremento poblacional mostrado por el buitre leonado en las últimas décadas puede estar condicionando los resultados de esta estrategia adaptativa.

En relación a ello, y desde el punto de vista que nos interesa, las poblaciones de buitre leonado han aumentado considerablemente en áreas tradicionales de distribución del buitre negro, donde esta especie era anteriormente relativamente escasa (Sierra de San Pedro, Montes de Toledo, Sierra Morena, etc.; ver Del Moral y Martí, 2001 y Martí, 2003). Asimismo, existe actualmente en estas localidades y especialmente durante el otoño-invierno, una gran población flotante de inmaduros de buitre leonado que utilizan estas regiones como áreas de campeo y alimentación, acudiendo a alimentarse de los restos de monterías, un alimento fácil de procesar y localizar por parte de estas aves inexpertas (observaciones propias). Ello coincidiría con lo apuntado por Camiña y Montelío (2006) en ciertas regiones del norte peninsular, acerca de que tras la puesta en marcha de medidas sanitarias para el control de cadáveres (ver capítulo 4.1.2), el descenso de alimento habría ocasionado el desplazamiento de gran número de aves, especialmente jóvenes, hacia localidades del SO peninsular donde la disponibilidad de alimento sería ahora, y especialmente en época invernal, mayor. Tal circunstancia podría condicionar seriamente la evolución y dinámica de las poblaciones de buitre negro que dependen de estas fuentes de alimento como base de su alimentación.

A este respecto, una nueva amenaza se cierne sobre la especie en un futuro próximo y puede venir a comprometer su viabilidad futura: el control sanitario, en aplicación de las normativas relativas a las Encefalopatías Espongiformes Transmisibles, no sólo de los cadáveres del ganado doméstico (ovino, bovino y caprino), sino también de los restos de especies de caza mayor (ciervo y jabalí) procedentes de las monterías (véase legislación temática en Extremadura y Castilla-La Mancha, ver capítulo 4.1.2.5.). Los restos de las piezas cinegéticas de caza mayor son una fuente imprescindible de alimento para varias especies de rapaces protegidas durante el invierno, y una reducción generalizada de estos recursos vendría a añadirse a la creciente falta de alimento por otros factores (descenso del conejo, control sanitario del ganado doméstico, etc.). En la actualidad, aún no se han comprobado problemas de falta de alimento por la aplicación de estas medidas legales (Moreno-Opo *et al.*, 2005), probablemente por las dificultades que entraña su cumplimiento, sobre todo en el caso de la ganadería en régimen extensivo en los sistemas adeshados del SO peninsular.

No obstante, la aplicación conjunta de estas reglamentaciones legales a nivel del ganado doméstico y las especies de caza mayor respectivamente, no permite compatibilizar la conservación de las mejores poblaciones de aves carroñeras de la Unión Europea con el bienestar de la ciudadanía. Estas normativas comunitarias han de considerar y tener en cuenta la singularidad propia de las regiones mediterráneas, en particular de los sistemas adeshados y de monte mediterráneo del SO de Iberia, los cuales representan el mejor ejemplo de uso productivo respetuoso con el medio natural en Europa (Díaz *et al.*, 1997) y de los cuales dependen gran parte de la población reproductora de las especies de carroñeros (quebrantahuesos, buitre leonado, alimoche, milano real), entre ellas el buitre negro.



Figura 4-11. Los buitres leonados son los principales competidores del buitre negro en la adquisición del alimento durante las carroñas (José Francisco Pedreño. P. N. Peñalara).

Selección de resúmenes de artículos publicados

Cambios en la dieta del buitre negro ante la disminución de las poblaciones de conejo en Extremadura

Casimiro Corbacho y Emilio Costillo

Grupo de Investigación en Conservación. Área de Zoología. Facultad de Ciencias. Universidad de Extremadura. Avda. Elvas s/n. 06071. Badajoz. ccamado@unex.es

Artículo original: Costillo, E., Corbacho, C., Sánchez-Guzmán, J. M. y Acedo, F. 2004. Cambios en la dieta del buitre negro *Aegypius monachus* ante la disminución de las poblaciones de conejo *Oryctolagus cuniculus* en Extremadura. *Resúmenes del I Symposium Internacional de buitre negro. Córdoba.*

La dieta del buitre negro ha sido estudiada en las áreas de cría de la especie de la península Ibérica en los años 70 por Hiraldo (1976) y Garzón (1973), en cuyos resultados aparecía como presa más importante el conejo. Sin embargo, la abundancia del conejo ha disminuido considerablemente en las últimas décadas, debido sobre todo a enfermedades víricas (mixomatosis y EHV), que han tenido importantes consecuencias ecológicas sobre las comunidades y especies mediterráneas más singulares (rapaces, lince ibérico, etc.). A pesar de que el buitre negro es una especie en peligro, no hay estudios previos que analicen esta reducción de la presencia del lagomorfo y cambios en la dieta.

El estudio se basó en el análisis de egagrópilas. Se recogieron 283 muestras en distintas colonias de cría de Extremadura entre 1998 y 2000. Esta región alberga los principales núcleos de cría de la especie en Europa. Los contenidos de las egagrópilas fueron identificados con ayuda de colecciones de referencia. Aunque existen diferencias entre las distintas colonias, en todas ellas los ungulados fueron el resto que más apareció, tanto de ganado como silvestre cinegético. La oveja resultó la especie más abundante en las egagrópilas en todos los casos, con cerdos domésticos, jabalíes y ciervos con frecuencias de aparición notables. En una colonia, los cadáveres de pollos tuvieron gran importancia en la dieta (30% de todos los restos). En contraste con los resultados encontrados en los años 70, actualmente el conejo se ha encontrado en muy baja frecuencia en la dieta del buitre negro en todas las colonias de Extremadura. El declive del lagomorfo, junto con el aumento tanto del ganado como de los ungulados cinegéticos, parecen ser los responsables de esta tendencia cambiante en la dieta del buitre negro.

Alimentación del buitre negro durante los períodos reproductor y post-reproductor en el Parque Nacional de Cabañeros

José Jiménez

Parque Nacional de Cabañeros. 13.194. Puelblonuevo de Bullaque. Ciudad Real. jjiménez@oapn.mma.es

Agencia Española de Cooperación Internacional. Avda. Reyes Católicos 4. 28.040. Madrid. Jose.Jimenez@acci.es

Artículo original: Guzmán, J. y Jiménez, J. 1998. Alimentación del buitre negro *Aegypius monachus* durante los períodos reproductor y post-reproductor en el Parque Nacional de Cabañeros. En: Chancellor, R. D., Meyburg, B. U. y Ferrero, J. J. (eds.) *Holarctic Birds of Prey*, 215-221. ADENEX-WWGBP.

Durante 1994 se recogieron restos de presas y egagrópilas bajo nidos y posaderos de buitre negro en el Parque Nacional de Cabañeros, una importante colonia de la especie con unas 150

parejas reproductoras, durante el período reproductor (junio-julio) y fuera de éste (octubre-diciembre). El conejo *Oryctolagus cuniculus* es altamente consumido durante el período de cría, siendo un alimento muy importante sobre todo para los pollos. Este consumo coincide con la época de mayor disponibilidad del lagomorfo en el área de trabajo considerada. Los ungulados silvestres, principalmente ciervo, también aparecen de forma muy elevada en la dieta de los buitres negros. Los restos analizados contienen ganado doméstico en un porcentaje menor que conejos y ungulados cinegéticos, teniendo menos importancia en Cabañeros que lo encontrado en otros estudios en regiones ibéricas distintas. La evolución temporal de la dieta varía significativamente, puesto que a finales de año se produce un aumento del consumo de presas grandes como el ciervo, por la actividad de caza en la zona. Durante la época de cría se alimentan proporcionalmente más de cadáveres de ovejas y jabalíes, manteniéndose los conejos uniformes entre épocas para el conjunto de los individuos.

Las áreas de campeo en otoño e invierno se dirigen a formaciones de bosque y matorral mediterráneo, con mayor densidad de ungulados y menor de conejos. En época de cría los buitres negros buscan en las zonas con mayor disponibilidad de cadáveres de conejos, aprovechando la mortandad elevada causada por las enfermedades de origen vírico. Son zonas de hábitat más abierto, situadas al norte del área de estudio.

La alimentación del buitre negro: adaptabilidad y plasticidad de un ave carroñera en la península Ibérica.

Casimiro Corbacho y Emilio Costillo

Grupo de Investigación en Conservación. Área de Zoología. Facultad de Ciencias. Universidad de Extremadura. Avda. Elvas s/n. 06071. Badajoz. ccamado@unex.es

Artículo original: Costillo, E., Corbacho, C., Morán, R. y Acedo, F. 2004. La alimentación del buitre negro: adaptabilidad y plasticidad de un ave carroñera en la península Ibérica. *Resúmenes del XVII Congreso Español de Ornitología. Madrid.*

En la actualidad, las sociedades modernas exigen un mayor control de los restos de animales muertos, una circunstancia que puede incidir de manera importante en las aves carroñeras. Dentro de éstas se halla el buitre negro (*Aegypius monachus*), una especie considerada con poblaciones cercanas a la amenaza y catalogada como tal en Europa y en España; cuyas colonias numéricamente más importantes se hallan precisamente en el área de estudio (Extremadura). Para ver cómo responde la especie en distintas zonas ante diferentes disponibilidades de alimento, se ha analizado la frecuencia de aparición de 388 presas obtenidas del análisis de 271 egagrópilas, recogidas en distintas colonias extremeñas. También se comparan con los datos publicados al respecto de otras colonias de la península Ibérica y con la existente en décadas pasadas (años 70).

En todas las colonias extremeñas, el buitre negro basa su alimentación en el consumo de cadáveres de ovejas (Extremadura 53,35%, rango entre colonias: 46,15-58,14%). No obstante, se aprecian importantes diferencias en las presas con las que completan su dieta en estas colonias; en Sierra de Gata lo hace con aves de granjas intensivas y Suidos, mientras que en Sierra de San Pedro y Granadilla son suidos y cérvidos. También existen diferencias significativas con la dieta hallada en zonas donde la población de conejos es importante (tanto en la actualidad como en el pasado); aquí este lagomorfo pasa a ser la especie más consumida. Las aves de estas colonias complementan la dieta con ungulados (ovejas en el pasado y cérvidos en la actualidad), un recurso más estable que los conejos, que se presentan de forma abundante pero con una alta estacionalidad. Se revela de esta forma la gran plasticidad trófica de esta especie, capaz tanto de aprovechar nuevos recursos (aves de granjas intensivas) como de responder a drásticos cambios en su ecosistema (disminución de las poblaciones de conejo, aumento de la ganadería de ovino y porcino, auge de

la caza mayor, etc.). Esta circunstancia, así como el conocimiento de la disponibilidad de recursos en el entorno de cada colonia, deben ser tomadas en cuenta para la conservación del buitre negro, que en ocasiones basa su alimentación en recursos altamente humanizados susceptibles por tanto de sufrir importantes cambios en su disponibilidad para la especie.

Muladares y basureros en la biología y conservación de las aves en España

José Antonio Donázar

Estación Biológica de Doñana. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Avda. María Luisa s/n. 41.013. Sevilla. donazar@ebd.csic.es

Artículo original: Donázar, J. A. 1992. Muladares y basureros en la biología y conservación de las aves en España. *Ardeola*, 39 (2): 29-40.

Los muladares y basureros representan puntos de alimentación predecibles de los que se benefician aves que explotan de modo natural fuentes tróficas de localización impredecible. Esto puede dar lugar a cambios en algunos rasgos de la estrategia de vida de las especies, desde la propia dieta, al tiempo y la energía dedicados a la búsqueda del alimento. Cuando la disponibilidad de otros alimentos es baja, la supervivencia, sobre todo preadulto, puede verse potenciada y, consecuentemente, las poblaciones pueden crecer a un ritmo mayor del habitual.

Estas hipótesis vienen avaladas por numerosas evidencias circunstanciales halladas en estudios sobre muy diversos taxones de aves. Sin embargo, la situación puede ser muy diferente en función de la variabilidad en las condiciones locales de cada población. Antes de abordar medidas tales como la creación de nuevas fuentes predecibles de alimento, debe evaluarse, primeramente, a qué especies se espera beneficiar, si la situación de sus poblaciones requiere una inversión de este tipo, y si el buscado efecto positivo tiene posibilidades de producirse en función de las características biológicas de la especie y del marco de circunstancias locales que la condicionan. Por otra parte, deberán evaluarse los posibles efectos negativos derivados del crecimiento incontrolado de poblaciones de especies con escaso interés en conservación. Por último, y dándole la vuelta a los argumentos anteriores, se hace urgente evaluar el efecto que la previsible y progresiva eliminación de muladares y basureros puede tener en las poblaciones de las especies más amenazadas.

Dieta del buitre negro *Aegypius monachus* en Sierra Morena oriental, S de España

Marcos Moleón¹, Miguel Angel Díaz, Alfonso Godino, José Miguel Barea, José María Gil

¹ Avda. de Pulianas, 2D. 18210. Peligros. Granada. mmoleonpaiz@hotmail.com

Artículo original: Moleón, M., Díaz, M. A., Barea, J. M. y Gil, J. M. 2001. Diet of eurasian black vulture *Aegypius monachus* in Andujar Natural Park, SE Spain. *Resúmenes del 4º Eurasian congress on raptors*. Estación Biológica de Doñana-Raptor Research Foundation. Sevilla.

Se estudió la dieta del buitre negro (*Aegypius monachus*) en la importante colonia de cría existente en el Parque Natural de la Sierra de Andújar, en Sierra Morena oriental (Jaén, SE de España). Tanto este espacio natural como el entorno lo constituyen fundamentalmente grandes fincas de monte mediterráneo donde el principal aprovechamiento es la caza mayor. Se procedió a la búsqueda y recogida de egagrópilas en la base e inmediaciones de los nidos ocupados durante 4 temporadas de cría (1999-2002). El tamaño de muestra total fue de 189 egagrópilas y 278 presas (1999: n=44 egagr., n=72 presas; 2000: n=45 egagr., n=66 presas; 2001: n=54 egagr., n=66 presas; 2002: n=46 egagr., n=74 presas). Su posterior análisis indicó que el buitre negro basó su alimentación en los mamíferos (97,15% de la biomasa relativa consumida –medida como el volumen total en egagrópilas–), especialmente el ciervo (*Cervus elaphus*; 37,36%) y el conejo (*Oryctolagus cuniculus*; 37,05%), representando en conjunto ambas presas una media del 74,41%

(rango: 70,65-77,40%) de la dieta estimada. Los ungulados fueron las principales presas secundarias, particularmente los ungulados silvestres. Las aves y los restos de materias vegetal, mineral y de origen antrópico constituyeron una parte marginal en el contenido de las egagrópilas. Se detectaron importantes oscilaciones interanuales en la proporción de conejos (rango: 23,91-46,59%) y ciervos (rango: 28,23-53,49%) en la dieta. La mayoría de los conejos consumidos fueron adultos. Se relacionó la proporción interanual en la dieta de cada uno de los cinco grupos-presa («conejo», «ciervo», «otros mamíferos», «aves» y «otros») con las contribuciones de cada uno de los otros grupos. Sólo se encontró una relación inversamente proporcional entre el «conejo» y el «ciervo» ($r=0,975$; $p<0,01$). Teniendo en cuenta estos datos, junto a la estabilidad interanual que muestran las poblaciones de ungulados en la zona de estudio y al hecho de que la proporción de conejos adultos en la dieta es superior a la encontrada en el campo y similar al patrón de mortalidad por NHV detectado en la zona de estudio, la composición alimenticia del buitre negro en Sierra Morena oriental durante la época de reproducción parece estar principalmente condicionada por la disponibilidad de conejos, en especial de individuos enfermos o muertos por NHV. Por otro lado, la reducida contribución a la dieta de los ungulados domésticos en esta población (a diferencia de la mayoría de las poblaciones ibéricas), sugiere una utilización de medios poco humanizados, hecho que podría guardar relación con la relativamente baja mortalidad no natural que muestran los buitres negros de Sierra Morena oriental.

4.1.2. Ganadería y buitre negro

Rubén Moreno-Opo, Alfonso San Miguel y Álvaro Camiña

4.1.2.1. Introducción a la ganadería en España

Desde hace siglos, el ganado es uno de los recursos económicos más importantes del medio rural. En las áreas de distribución del buitre negro en España el ganado tiene una presencia generalizada y ha sido un elemento fundamental de configuración y gestión de los ecosistemas. En ambientes fuertemente humanizados, las cabañas ganaderas y las aves carroñeras han estado siempre relacionadas ecológicamente debido a que éstas han sido y son la base de su alimentación (Houston, 1986). Debido a su amplia presencia en la península Ibérica, la importancia monetaria que posee y el uso del territorio que realiza, el ganado tiene además una influencia mayúscula como elemento modulador del paisaje, y su ordenación es una herramienta muy importante de conservación del medio natural. Si la práctica del pastoreo se realiza de forma adecuada, se promocionará la diversidad biológica (San Miguel, 2001); de lo contrario, se producirán daños a distintos elementos de los paisajes, que redundarán en un condicionamiento futuro de ese medio natural.

El empleo del ganado en España ha sufrido notables variaciones con el paso del tiempo. Hasta la implantación generalizada de los tractores, los bueyes y caballerías suponían el único modo de labrar, lo que hacía que estuviesen ampliamente extendidos. De igual forma, eran empleadas para el transporte de personas y objetos cuando las infraestructuras viarias escaseaban. Los principales productos que aportaba el ganado eran lácteos y textiles (cueros y lana), lo que ha hecho que las razas autóctonas estén mayoritariamente especializadas en estas producciones y no en las cárnicas, tendencia que no se sigue en la actualidad. La

necesidad de leche hizo que el ganado caprino fuese muy abundante, ya que produce más cantidad de leche por kilogramo que el ganado ovino y bovino y se adapta muy bien a los pastos leñosos y herbáceos mediterráneos.

Los principales factores que determinan la configuración de un medio pastoreado son la especie y la raza de los animales, la forma de pastorear y la cantidad de animales en relación a la superficie de pastos disponibles (carga pastante). La forma de pastorear es un gradiente que va desde una completa estabulación –pastoreo nulo– o un pastoreo intensivo, que hacen, por ejemplo, las vacas lecheras sobre praderas o prados, al pastoreo totalmente efectuado en el monte y con bajas cargas por unidad de superficie (extensivo).

Las especies y razas de ganado han de estar relacionadas con las características del medio en el que van a vivir. Para ello hay que tener en cuenta las necesidades alimenticias de las distintas cabañas, los tipos de pastos presentes, la vegetación leñosa existente o las posibilidades de proporcionar alimento y agua suplementarios. También es importante contemplar la rentabilidad económica del aprovechamiento, su sostenibilidad futura, las ayudas que se pueden percibir, la situación del mercado o la necesidad de implantar infraestructuras en una explotación. Por ello, la elección de especies y razas es muy importante, puesto que cada una de ellas tiene unas características ecológicas y unas técnicas de gestión particulares.

El ganado ovino es el más apropiado para el aprovechamiento de los pastos típicos mediterráneos. La mayor parte de las razas españolas son rústicas, de tamaño mediano o pequeño (menos de 90 kg para los machos y unos 40-50 kg las hembras) y adaptadas a la producción lanar y láctea (Esteban, 2003). Algunas razas tienen una adecuada configuración para la producción de carne, aunque estos biotipos no han sido preponderantes. Es una especie adaptada al consumo de pasto herbáceo, de talla mediana a baja, apurándolo hasta 1-2 cm de altura. Ha sido el ganado más numeroso en el medio mediterráneo ibérico, por lo que los pastos que se presentan de forma natural están adaptados al pastoreo que la oveja ejerce



Figura 4-12. Oveja comiendo en un rastrojo.

sobre ellos. No obstante, presenta el inconveniente de que los rebaños extensivos precisan un pastor o la instalación de perímetros cerrados donde los animales puedan alimentarse sin ser guiados (cercas). La existencia de cercas en una explotación permite que los animales pastoreen de forma adecuada una superficie no muy grande. La mayor parte del ganado ovino se maneja en la actualidad de forma extensiva. Sólo algunas razas se ordeñan de forma habitual (raza manchega), por lo que la intensidad de manejo es algo superior. Estas razas que se ordeñan están generalmente vinculadas a quesos de denominación de origen o de prestigio y coste considerables. En la actualidad y de forma creciente, ovejas de las razas merina, merina precoz, Fleischschaf, Lanchaff o Ille de France se ordeñan para realizar distintos tipos de quesos.

El ovino es la cabaña más beneficiosa para la alimentación del buitre negro porque su distribución en la península Ibérica solapa con importantes zonas de reproducción de esta carroñera. Además de por la abundancia en las áreas que ocupa el buitre negro, el tamaño de los cadáveres de las ovejas es muy apropiado para su aprovechamiento por estas aves (Donázar, 1993) y, dado el carácter extensivo predominante de este tipo de ganado, permite que los cadáveres queden dispersos con mayor frecuencia en amplias extensiones de terreno para su consumo.

El caprino es el ganado que mejor aprovecha los pastos leñosos, aunque las dificultades de su manejo han hecho que la cabaña vaya descendiendo paulatinamente. La cabaña de caprino, antaño muy numerosa en las regiones con presencia de buitre negro, está hoy poco extendida y se ha visto sustituida en buena medida por el ciervo. Suele distribuirse en rebaños en áreas de montaña, donde su capacidad de ramoneo puede suponer una herramienta de control de la vegetación leñosa, y también provocar su deterioro. Como en el caso del ovino, con el que suele formar rebaños mixtos, se maneja de forma extensiva, aunque en la actualidad se está orientando mucho más hacia la producción de leche, sobre todo para la fabricación de quesos artesanales. Las dificultades que posee su manejo determinan que se empleen sólo unas pocas cabezas por rebaño.

El ganado bovino se ha empleado de forma habitual en la mayor parte del área de distribución del buitre negro. Cumplía la tarea de ganado de labor. Esto ha determinado



Figura 4-13. Vaca de la raza avileña negra ibérica, en una dehesa extremeña.

que exista un considerable número de razas locales (avileñas, retintas, moruchas, berrendas, pajunas, etc.). En general son animales adaptados al consumo de pastos, tanto herbáceos como leñosos, pero de cierta talla. El ganado existente en el área mediterránea está formado por animales adaptados al medio en el que viven, aunque para satisfacer las demandas actuales de carne se cruzan madres de razas autóctonas con sementales de razas eminentemente carniceras no autóctonas (limusín, charolés).

En el medio mediterráneo el ganado bovino se maneja en general de forma extensiva, aunque a escala local existan explotaciones lecheras intensivas. Debido a sus requerimientos, se suele complementar su dieta a partir del inicio del estío hasta que los pastos alcanzan una talla suficiente para su consumo a diente. Parte del alimento proviene de forrajes leñosos, por lo que bajo determinadas condiciones puede suponer un riesgo para la regeneración y persistencia del arbolado y arbustos. A diferencia del ganado ovino, no necesitan pastor, lo que ha provocado su aumento en el medio rural. Debido a la facilidad de su manejo y al rendimiento económico que produce, gracias a las ayudas de la PAC, es una cabaña común en la práctica totalidad de regiones.

Una de las escasas producciones pecuarias que no se encuentra subvencionada es la porcina. La mayor parte de las cabezas existentes en España son de razas del tronco celta dedicadas a la producción intensiva de carne. Pero hay una parte del cerdo que es un genuino producto extensivo: el cerdo ibérico. Las particularidades de la producción del cerdo de bellota y de recebo hacen que los ejemplares destinados al sacrificio deban pasar los últimos meses de su vida alimentándose de bellotas y pasto, que obtienen mediante pastoreo extensivo de las dehesas. Esta producción ha ido incrementado su importancia desde la superación de las epidemias de peste porcina (africana y clásica), al tratarse de un producto escaso, de calidad y muy apreciado.

El porcino ibérico extensivo tiene una influencia importante sobre los ecosistemas de dehesa de las regiones del suroeste peninsular, habiendo crecido su cabaña también de forma reciente, proporcionando rendimientos económicos muy elevados. Este tipo



Figura 4-14. El cerdo ibérico es una de las cabañas ganaderas con poblaciones crecientes en zonas de alimentación de buitre negro, principalmente en Extremadura, Andalucía y Salamanca.

de cabaña, cuando se maneja adecuadamente, aprovecha de forma sostenible los pastos y la producción de bellota de amplias zonas. Pero también, cuando se trata de explotaciones intensivas de cría y cebo, se genera un importante daño a la composición vegetal y al suelo. Estas explotaciones precisan la habilitación de charcas y puntos de agua, así como estructuras de cría, refugio y descanso artificiales (conocidos popularmente como *campings*).

La cabaña equina ha sufrido un descenso acusado de sus poblaciones en España en los últimos 50 años, debido a la mecanización de las tareas agrícolas en el campo. En la actualidad está restringida a actividades deportivas y recreativas, no teniendo influencia sobre los distintos elementos del medio natural y no generando un beneficio económico en amplios sectores sociales. Por su carácter intensivo, las cabañas avícola y cunicular no trascienden como moduladores del paisaje, aunque las infraestructuras que se construyen para mantenerlos sí que pueden afectar a la calidad del hábitat.

4.1.2.2. Evolución reciente de la cabaña ganadera

Las modificaciones acaecidas en el medio rural en el último siglo han tenido notables repercusiones sobre la cabaña ganadera. Son especialmente notables las variaciones que han ocurrido desde los años 50 y 60 del pasado siglo hasta nuestros días. El progresivo abandono del medio rural, provocado por el despoblamiento y la pérdida de valor de los productos agrarios y forestales, ha producido alteraciones en las cifras de la cabaña ganadera.

Los máximos numéricos de ganado extensivo en España, antes de los máximos existentes hoy en día, se alcanzaron en la década de 1940. A partir de entonces se produjo un descenso acusado de las reses en extensivo (de 42.580.000 de cabezas en 1940 a 31.422.000 en 1979), aumentando la ganadería estabulada de porcino y vacuno que, aunque en un principio se consideró poco convenientes para los buitres en cuanto a su disponibilidad y accesibilidad (De Juana y De Juana, 1984), ha jugado un papel fundamental en la recuperación del buitre leonado en la mitad norte peninsular mediante su eliminación en muladares tradicionales (Camiña, 2005). En los últimos 20 años se ha producido un incremento de las cabezas de ganado de todas las especies, pasando de algo más de 36 millones de cabezas de ganado en 1985 a casi 60 millones en diciembre de 2004 (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2004; Instituto Nacional de Estadística, 2006; tabla 4-4). El aumento de la población de ganado se ha producido al amparo de unas condiciones económicas favorables, que han hecho aumentar la demanda de carne para consumo. Desde la incorporación de España a la Unión Europea han existido ayudas para el desarrollo de la actividad ganadera extensiva, a través de la PAC. Este instrumento financiero busca el mantenimiento de la actividad y el paisaje cultural agrario, aunque en su aplicación se hayan modificado las relaciones de las especies existentes, al primar a unas por encima de otras (bovino respecto al ovino, por ejemplo). En las regiones donde el buitre negro se reproduce (Extremadura, Castilla-La Mancha, Castilla y León, Andalucía, Madrid y Baleares), la cabaña más abundante es la ovina, con unos 16 millones de cabezas de ganado.

CCAA	Bovino	Ovino	Caprino	Porcino estabulado	Porcino extensivo
Madrid	79.007	110.335	30.519	45.459	0
Castilla-La Mancha	257.269	3.376.548	397.915	3.578.080	22.406
Castilla y León	1.558.989	4.343.530	140.716	1.679.085	180.802
Extremadura	714.211	4.575.592	289.460	1.669.812	1.247.879
Andalucía	607.459	3.246.650	1.136.358	2.532.693	849.732
Islas Baleares	28.446	346.817	11.378	43.855	0
TOTAL	3.245.381	15.999.472	2.006.346	9.548.984	2.300.819
TOTAL España	6.521.031	22.735.551	2.833.222	24.894.956	2.300.819
% respecto España	49,7	70,3	70,8	38,3	100,0

Tabla 4-4. Cabaña ganadera en las regiones donde cría el buitre negro, en diciembre 2004. Se muestra el total de la cabaña ganadera española y el porcentaje que suponen las Comunidades Autónomas consideradas (fuente: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2006).

4.1.2.3. El pastoreo y su importancia en el paisaje

El ganado ha modelado el paisaje de los ambientes mediterráneos desde hace varios siglos, y su gestión incide directamente en la totalidad de elementos de los sistemas agroforestales. Un pastoreo moderado aumenta la diversidad estructural y biológica, mientras que tanto el sobrepastoreo como el infrapastoreo reducen la heterogeneidad del entorno. El ganado influye sobre las propiedades del suelo, redistribuyendo los nutrientes, aportando materia orgánica e incrementando la fertilidad, aunque también compactándolo y/o erosionándolo por el pisoteo; altera la vegetación herbácea, el recurso del que más se alimenta, potenciando la aparición de sistemas pastorales valiosos gracias al pastoreo; afecta a la vegetación arbustiva y arbórea cuando se alimenta de la misma, condicionando la regeneración del



Figura 4-15. Pastos de montaña en el Parque Natural de Peñalara (derecha) y pastor con rebaño de ovejas sobre rastrojos de cereal en zona de alimentación de buitre negro, en la Comunidad de Madrid (arriba, Pascual Alcázar).

monte mediterráneo; depende de la disponibilidad de agua, muy necesitada para satisfacer su requerimientos de alimentación y reproducción; y compite con otras especies de animales domésticos y silvestres por los mismos recursos tróficos (González y San Miguel, 2004). Por ello, la gestión ganadera es una muy importante herramienta de conservación.

Los rebaños salvajes y de ganado doméstico han configurado históricamente el paisaje. Su presencia ha determinado la evolución y selección de ciertas especies, con especial incidencia en las herbáceas. Al ser la principal fuente de alimento de numerosos animales fitófagos, las herbáceas se han adaptado a ser consumidas, de tal forma que mejoran sus cualidades bromatológicas, por lo que son más seleccionadas por el ganado, a la vez que se permite su propagación con altas cargas pastantes. Es la denominada paradoja pastoral o teoría de optimización del pastoreo (San Miguel, 2001): con un pastoreo adecuado los pastos herbáceos se hacen más densos, productivos y variados, aumentando incluso sus propiedades nutritivas. Esta retroalimentación positiva generada por el pastoreo (aumento de áreas de alimentación favorables por el propio pastoreo y aumento de las poblaciones de fitófagos) ha sido muy importante para la conservación de amplias áreas de pastos en los que se alimentan los buitres negros de los cadáveres de ganado (Costillo, 2005).

Los pastos herbáceos mediterráneos pueden separarse en función de su ciclo productivo (terofíticos o agostantes, xero-mesofíticos y mesofíticos, que permanecen verdes todo el año), en función de la litología que los sustenta (acidófilos y basófilos) y de algunas características especiales (asociadas generalmente a sustratos singulares). Los más habituales en el área de distribución del buitre negro son los pastos acidófilos (sobre sustratos pobres en bases, lo que dificulta la presencia de leguminosas, que son las que aportan calidad al pasto) y agostantes (donde las herbáceas que conforman el pasto pasan el verano en forma de semilla o agostadas, sin actividad vegetativa por la sequía). Para conseguir paliar las carencias naturales de los pastos mediterráneos, los ganaderos desarrollan variadas actividades. Una de las más habituales era la de efectuar desplazamientos en el verano hacia zonas con pastos verdes, generalmente en zonas de montaña, o a verdaderos pastos de puerto o alta montaña, como sucedía en el Sistema Central, por ejemplo. En función de la distancia recorrida, esta actividad se conoce como trashumancia (largas distancias, de varios cientos de kilómetros;



Figura 4-16. La inexistencia de pastos en época veraniega en la mitad sur de España, obliga a aportar constantemente alimentación suplementaria en las explotaciones semi-intensivas de ganado bovino.

Anes y García, 1994) o transterminancia (distancias cortas). En la actualidad apenas se producen movimientos de ganado en general, por lo que los rebaños permanecen en las mismas áreas incluso en verano, cuando no existen pastos verdes adecuados y alimentándose de un pasto seco de menores cualidades bromatológicas. Esto obliga al ganado a ramonear sobre las especies leñosas, más nutritivas en ese momento, y recibir alimentación suplementaria (Muslera y Ratera, 1991; González y San Miguel, 2004). En función de la especie ganadera de la que se trate, el ramoneo y la afección a la vegetación leñosa varían en intensidad.

La ordenación eficaz de los recursos ganaderos depende de numerosos factores. De modo general, se recomienda:

- Elegir la especie de ganado y la raza en función de las características del hábitat en que van a vivir. El equilibrio depende de la obtención de rendimientos económicos máximos y de la viabilidad del aprovechamiento. Se recomienda elegir especies y razas autóctonas, más adaptadas a la vida en el medio. Ello evitará el sobreesfuerzo de mantenimiento que requieren ciertas cabañas ganaderas y el deterioro del paisaje (González y San Miguel, 2004).
- La elección de las cargas ganaderas apropiadas es un aspecto complejo de la gestión pecuaria. Depende del tipo de hábitat y de las condiciones climáticas de la zona. Lo más importante es conocer los factores más importantes que podrían incidir, como la cantidad, distribución y calidad de alimento que ofrece el medio, la durabilidad en el tiempo del alimento de este alimento, la posibilidad de afectar a la vegetación leñosa de la zona y la afección a otros animales o elementos (San Miguel, 2001). En relación con la oferta de alimento para el buitre negro, cabe pensar que a mayor cantidad de ganado, mejor para la carroñera. Esto es así, pero sólo a corto plazo. Una sobreabundancia de ganado puede incrementar la incidencia de problemas sanitarios en las poblaciones, condicionar y limitar la regeneración de la vegetación leñosa en medios como las dehesas o alterar las propiedades de los suelos.
- No pastorear en exceso la vegetación herbácea de una explotación. Han de protegerse estos medios para que puedan cumplir sus funciones de alimentación en el futuro. Para ello, hay que conocer los períodos de pastoreo más apropiados, que son cuando los pastos están verdes. En las épocas de menor disponibilidad o bache alimenticio natural no hay que dejar que el ganado se alimente de la vegetación leñosa, cuya regeneración es más delicada.
- Proporcionar agua a través de charcas o abrevaderos al ganado, puesto que la necesitan en abundancia. Es preciso gestionar bien estos puntos puesto que son un foco de atracción de animales, y podría suponer el sobrepastoreo en áreas circundantes, el aumento de las probabilidades de transmisión de enfermedades, la compactación del suelo o la pérdida de calidad de las aguas (González y San Miguel, 2004).

4.1.2.4. Importancia de la cabaña ganadera en la dieta del buitre negro

El buitre negro tiene en los cadáveres de ganado su principal fuente de alimento (Hiraldo, 1976; Donázar, 1993; ver análisis en capítulo 4.1.1.), aunque existe variación de



Figura 4-17. Los cadáveres de ganado suponen, en conjunto, la principal fuente de alimento del buitre negro en España.

la importancia de este recurso en la dieta a escala geográfica y temporal (Costillo, 2005). El buitre negro es un aliado del ganadero y de las propias poblaciones de ganado en las áreas en que se distribuye. Su papel como eliminador de los cadáveres que quedan muertos ha sido fundamental para evitar la transmisión de enfermedades entre los animales domésticos, ahorrando esfuerzos al ganadero para deshacerse de esos cadáveres. Los buitres acaban con los animales muertos de forma pulcra, dejando únicamente las partes más duras e inertes, como huesos y cueros. No se conoce que los buitres hayan sido vectores ni reservorios de enfermedades entre animales domésticos ni silvestres, y comen incluso los animales muertos por enfermedades transmisibles sin contagiarlas a otros (ver capítulo 4.2.6.2.).

Los distintos estudios de dieta realizados muestran siempre la aparición de ganado. La especie más consumida es la oveja, que se encuentra en los restos analizados en porcentajes que oscilan desde en torno al 10% (Hiraldo, 1976) hasta el 52% (Costillo *et al.*, 2004a). La reducción poblacional del conejo en amplias zonas hace que éste sea sobre todo consumido en lugares donde es muy abundante y en las épocas en que se produce la mortalidad del lagomorfo por las enfermedades que le afectan; el aprovechamiento de los restos de ciervos y jabalíes se realiza básicamente en invierno en las áreas con cotos de caza mayor de Extremadura, Castilla-La Mancha y Andalucía. En cambio, el ganado, y especialmente la oveja, es un recurso abundante en las regiones con buitre negro (Instituto Nacional de Estadística, 2006), bien distribuido (aparece representado en todos los estudios de dieta de España) y potencialmente disponible durante todo el año. La biomasa de sus cadáveres es elevada en comparación con el conejo, por ejemplo, siendo una de las presas más apropiadas para satisfacer los requerimientos nutricionales del buitre negro (Donázar, 1993). A la oveja le siguen en importancia el cerdo

(Guzmán y Jiménez, 1998; Costillo *et al.*, 2004) y la cabra (Hiraldo, 1976). En determinadas áreas los cadáveres de cerdo son consumidos por el buitre negro como alimento básico, cuando hay disponibilidad en muladares, como es el caso de núcleos de Segovia, Madrid o Ciudad Real. El ganado vacuno es menos importante para el buitre negro, porque se trata de una presa demasiado voluminosa (Hiraldo, 1977), consumida más eficazmente por el buitre leonado (Donázar, 1993) y sometida a restricciones legales de depósito en el campo por las encefalopatías espongiiformes transmisibles (Fundación CBD-Habitat, 2005).

Los buitres negros se alimentan de los cadáveres de ganado en distintas situaciones. Las principales fuentes de alimento son dos:

- *Cadáveres de reses muertas por enfermedad o accidente.* Se trata de ganado que muere en el campo en explotaciones extensivas, y que es detectado por los buitres. Son cadáveres que aparecen de forma impredecible, casi siempre como resultado de las epizootias que afectan a mamíferos domésticos y silvestres. Es la forma en que los buitres negros adquieren la mayoría de su alimento (Donázar, 1993), aunque no hay estudios específicos al respecto y existe variación entre distintas áreas geográficas de España. Las tareas de prospección se realizan por los distintos individuos recorriendo amplias zonas ganaderas, siendo los ejemplares adultos más eficaces en el hallazgo de estos restos y en su posterior consumo (Cramp, 1998). La muerte de ganado se produce a lo largo de todo el año, aunque las probabilidades de fallecimiento aumentan cuando las condiciones climatológicas y de disponibilidad de alimento son más adversas, durante los alumbramientos de las crías o en los períodos de mayor incidencia de las enfermedades contagiosas. Parece que en España la disponibilidad de alimento global para los buitres siempre ha estado muy por encima de los requerimientos tróficos de las especies de carroñeras (Camiña, 2004).
- *Restos depositados en muladares o lugares destinados por el hombre.* Es una importante fuente de alimento para los buitres negros. Estos lugares son visitados frecuentemente por las aves carroñeras, puesto que el alimento allí es mucho más habitual y su hallazgo requiere un esfuerzo menor de prospección. Estas fuentes de alimento son especialmente importantes para la supervivencia de la población subadulta, más inexperta en la localización de alimento natural (Donázar, 1992). También a escala local, resulta indispensable como recurso para ejemplares reproductores y juveniles en núcleos de Sierra Morena y Sierra de Guadarrama, por ejemplo. La oferta de comida suele prolongarse a lo largo de todo el año, aunque según el tipo de cadáveres de ganado que se aportan al muladar puede haber más cantidad en determinadas épocas. Los muladares, por tanto, se han convertido en una trascendental herramienta de conservación de especies de aves necrófagas (Donázar, 1992; Piper, 2006). La tipología del terreno en que se encuentran los muladares influye sobre las proporciones en que acuden las distintas especies (Jiménez, 1991).

4.1.2.5. Problemática sanitaria del ganado y su incidencia sobre la alimentación del buitre negro

Uno de los aspectos más importantes de la gestión de la ganadería es el control sanitario de los animales. En primer lugar, por tratarse de productos destinados a consumo



Figura 4-18. Muchos cadáveres de ganado, sobre todo procedentes de explotaciones intensivas, son consumidos por los buitres en lugares destinados a su alimentación, como son los muladares.

humano hay que evitar la posible transmisión de enfermedades al hombre –zoonosis–. Las enfermedades del ganado podrían contagiar a especies animales silvestres, y provocar graves problemas de mortalidad en éstas –por ejemplo, la sarna en la cabra montés–. Las especies silvestres aumentan las tasas de transmisión a otros mamíferos en otras explotaciones ganaderas, por la dificultad en su control sanitario. Por ello, las medidas de higienización son fundamentales, sobre todo los saneamientos estipulados en la normativa vigente.

Las enfermedades que afectan al ganado son muchas y variadas (ver listado en Office International des Epizooties, 2006). Las que más se registran son de origen bacteriano, y suelen producir el deterioro físico del animal, caquexia y con frecuencia la muerte del individuo. Entre las más importantes se encuentran la paratuberculosis, la tuberculosis y la brucelosis (estas dos últimas son zoonosis peligrosas para el hombre). El contagio se produce a través del aparato respiratorio y digestivo. Las masas de agua y heces son potenciales reservorios de los agentes transmisores, por lo que es preciso llevar a cabo el control higiénico en estas situaciones. Las enfermedades transmitidas por virus o agentes proteicos han surgido en los últimos años con especial notoriedad en las cabañas ganaderas europeas, aunque con un número escaso de casos de contagio. Han propiciado el sometimiento de los animales a estrictos controles por la posibilidad de transmisión al hombre de graves enfermedades. Es el caso de la Encefalopatía Espongiforme Bovina (EEB) o *enfermedad de las vacas locas*, que afecta al sistema nervioso del ganado vacuno. Se transmite mediante la ingestión de tejidos que contienen el agente que transmite la enfermedad, una proteína infecciosa llamada príon. Aunque afecta sobre todo a la cabaña bovina, también se han detectado pocos casos en el ovino y caprino. Otras enfermedades importantes cuyo control se está acompañando de rigurosos controles sanitarios son, por ejemplo, la *lengua azul*, de origen vírico y que afecta a la cabaña ovina, aunque en proporciones escasas. La *fiebre aftosa* afecta a todas las especies de ganado, sobre todo al vacuno, y tiene especial virulencia por la alta capacidad de transmisión del virus que la provoca. Las *pestes porcinas africana* y *clásica* también tienen especial virulencia en las poblaciones de cerdo, habiendo provocado numerosos casos en España en las décadas de los años 70 y 80. La reciente dispersión de la altamente contagiosa *influenza aviar*, o *gripe aviar*, está llevando a tomar medidas cautelares de control sobre las aves de granja en numerosos países.

Como consecuencia de la aparición de enfermedades, las autoridades sanitarias han puesto en marcha medidas legales para el control sanitario de las cabañas ganaderas. Estas iniciativas han sido muy numerosas en los últimos 20 años (ver Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2006b, <http://rasve.mapa.es/Publica/InformacionGeneral/Legislacion/legislacion.asp>), y buscan un incremento de la seguridad alimentaria y de las garantías sanitarias de los animales. De forma particular, la aparición de enfermedades espongiformes de transmisión (EET) conllevó la puesta en práctica de medidas de control para evitar el consumo de restos que pudieran estar infectados por el prión causante de la enfermedad. Así, se reguló la gestión y la eliminación de los cadáveres y restos de las especies de ganado a través de distintas normativas europeas (Reglamento CE 1774/2002, *por el que se establecen las normas sanitarias aplicables a los subproductos animales no destinados al consumo humano*, Reglamento CE 808/2003, *que modifica el Reglamento CE 1774/2002*) o nacionales (Real Decreto 1911/2000, *por el que se regula la destrucción de los materiales especificados de riesgo en relación con las encefalopatías espongiformes transmisibles*, Real Decreto 3454/2000, *por el que se establece y regula el programa integral coordinado de vigilancia y control de las encefalopatías espongiformes transmisibles de los animales*, y Real Decreto 1429/2003, *que regula las condiciones de aplicación de la normativa comunitaria en materia de subproductos de origen animal no destinados al consumo humano*). Esta legislación cataloga los distintos restos del ganado en categorías de subproductos, y determina qué hacer con ellos con el objetivo de controlar la transmisión de las EET. Se hace especial referencia a los Materiales Especificados de Riesgo (MER) que poseen los rumiantes y que son los potenciales transmisores del prión causante de la enfermedad. Vacas, ovejas y cabras poseen dicho MER, por lo que las medidas de control establecidas sobre estas especies y sus restos son más rigurosas que para el resto de cabañas ganaderas. A efectos prácticos, obliga a la recogida, análisis y eliminación controlada de todos los cadáveres y restos de vacas mayores de 24 meses de edad, y ovejas y cabras mayores de 18 meses, no pudiendo quedar en el campo ningún resto de este tipo que no haya sido previamente analizado y descartada la existencia de EET.

En aplicación a esta normativa, en las distintas Comunidades Autónomas se han iniciado en los últimos 5-7 años (desde el año 2000-2002) procedimientos de recogida y



Figura 4-19. La enfermedad de las vacas locas ha afectado principalmente a la cabaña bovina en explotaciones intensivas. Ha traído consigo la aplicación de unas estrictas normas de control sanitario de los subproductos animales no destinados a consumo humano.

análisis de los restos y cadáveres de vacuno, ovino y caprino, para el control de las EET. Esta recogida ha ido desarrollándose de forma paulatina e implantándose en cada vez más regiones y áreas distintas. En concreto, durante 2005, en las comunidades ibéricas donde se reproduce el buitre negro se han llegado a realizar seguros de recogida de casi el 45% del ovino y caprino, y de más del 85% del bovino (tabla 4-5). Este eficaz control sanitario tendría *a priori* consecuencias sobre las aves carroñeras por reducción de la disponibilidad de alimento (Parra y Tellería, 2004). Los cadáveres y restos de ganado que antes quedaban en el campo, bien de forma intencionada o bien por falta de detección del ganadero, se han reducido considerablemente en los últimos años, produciendo una disminución de la disponibilidad de comida para las aves necrófagas. En concreto, en las regiones peninsulares donde cría el buitre negro, se estima que se destruyeron en el año 2004 en torno a 4.437.500 cadáveres de ovejas, cabras y vacas, tomando el número de sacrificios (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2006c) como tasa de mortalidad anual para las distintas cabañas ganaderas. Considerando una misma tasa de mortalidad entre animales totales y animales para los que se ha suscrito seguro de retirada de cadáveres, se observa que se ha reducido la disponibilidad de cadáveres que quedan en el campo para el buitre negro en un 50,1% –el 85,5% del vacuno y el 43,7% del ovino y caprino– (figuras 4-20 y 4-21) en el período 1995-2004.

CCAA	Ovino + Caprino			Bovino		
	Cabezas totales	Aseguradas	%	Cabezas totales	Aseguradas	%
Madrid	140.854	121.320	86,13	79.007	88.169	100*
Castilla-La Mancha	3.774.463	2.277.940	60,35	257.269	310.613	100*
Castilla y León	4.484.246	3.536.943	78,87	1.558.989	1.230.725	78,94
Extremadura	4.865.052	1.336.537	27,47	714.211	670.078	93,82
Andalucía	4.383.008	623.155	14,21	607.459	471.571	77,63
TOTAL	17.647.623	7.895.895	44,74	3.216.935	2.771.156	86,14

Tabla 4-5. Cabezas de ganado registrados en las comunidades autónomas ibéricas con presencia de buitre negro reproductor, para las cabañas ovina, caprina y bovina, y número de animales para los que se han suscrito seguros de recogida subvencionados por la Entidad Estatal de Seguros Agrarios (ENESA), año 2004. (Fuente: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 2006 y ENESA, información cedida). *Los datos obtenidos en las estadísticas analizadas registran un número superior de seguros de retirada que de animales registrados por el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.

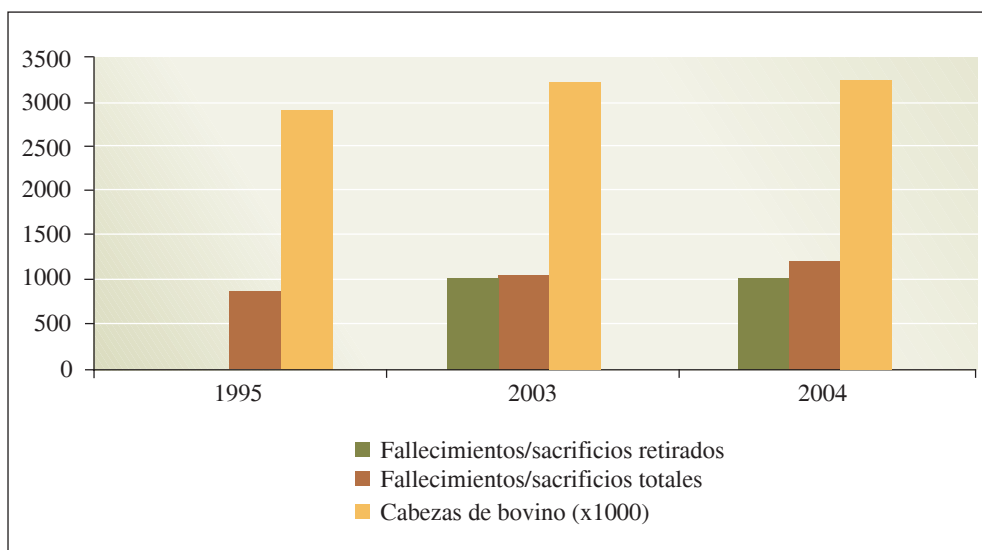


Figura 4-20. Evolución temporal del número de cabezas de vacuno, el número de sacrificios y/o fallecimientos totales y el número de cadáveres retirados para el análisis de MER y posterior destrucción, en las Comunidades Autónomas ibéricas donde cría el buitre negro antes (1995) y después (2003 y 2004) de la entrada en vigor de las medidas sanitarias de control de las EET. (Fuentes: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación 2006, 2006c y ENESA).

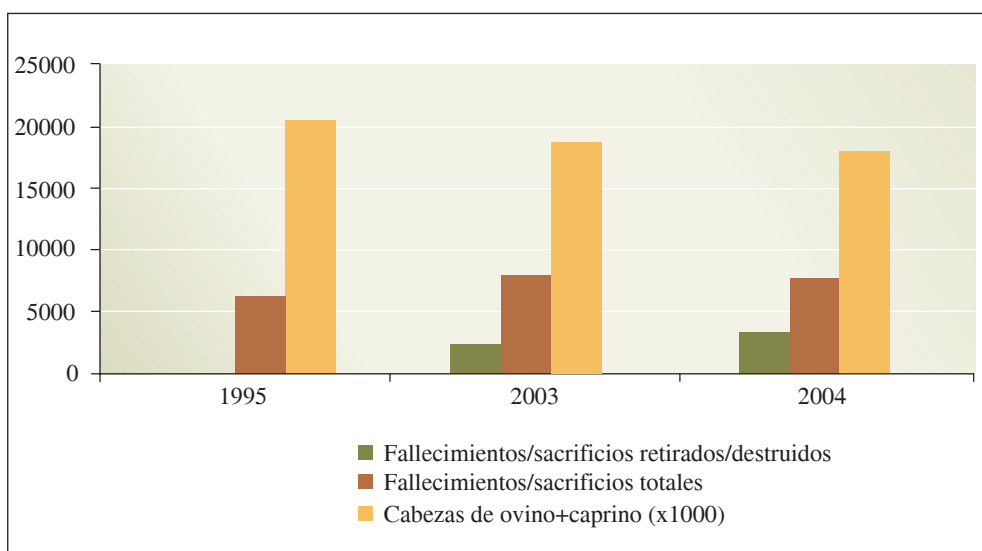


Figura 4-21. Evolución temporal del número de cabezas de ovino y caprino, el número de sacrificios y/o fallecimientos totales y el número de cadáveres retirados para su análisis de MER y posterior destrucción, en las Comunidades Autónomas ibéricas donde cría el buitre negro antes (1995) y después (2003 y 2004) de la entrada en vigor de las medidas sanitarias de control de las EET. (Fuentes: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación 2006, 2006c y ENESA).

La reducción de alimento para las aves necrófagas por la retirada de cadáveres (figuras 4-20 y 4-21) se ha visto aumentada por la imposibilidad de verter los restos mencionados a los muladares tradicionales, y por la propia clausura de muladares, cuando éstos no estaban autorizados por la autoridad ambiental. Este hecho ha afectado a enclaves de alimentación muy importantes de las provincias de Segovia o Soria e incluso comunidades autónomas enteras (Aragón o Navarra, por ejemplo). De los seguimientos anuales (2001-2006) realizados en La Rioja o País Vasco sobre el buitre leonado (Camiña, datos inéditos) se empieza a detectar en el norte peninsular un descenso del número de parejas reproductoras y/o del éxito reproductor. En buena medida, este descenso podría verse agravado por la ausencia de grandes zonas de ganadería extensiva y la alta dependencia que pueden tener los buitres de los muladares en estas áreas. Tal y como cabría esperar, el efecto de la retirada de cadáveres en las aves carroñeras no ha sido inmediato (Camiña, 2004) y sí paulatino, a medida que los sistemas de recogida se han ido implantando en las distintas regiones. En el caso del buitre negro no se han observado hasta la fecha evidencias concluyentes que muestren afecciones a su dinámica poblacional habitual en los últimos 20 años. A pesar de ello, en colonias del suroeste peninsular –Sierra Morena y Sierra de San Pedro– el éxito reproductivo en los años 2004 a 2006 no ha superado el valor de 0,6 (Consejería Agricultura y Medio Ambiente –Extremadura–; ver Anexo II, Fundación CBD-Hábitat, datos inéditos), situándose por debajo de la media de todas las colonias hallado en 1989 (González, 1993) y 2001 (Sánchez, 2004), que lo situaban en torno al 0,75. Además, se ha observado un mayor número de ejemplares fuera de su área de distribución habitual en la península Ibérica durante 2005 y 2006, posiblemente debido a la necesidad de prospectar áreas más extensas en busca de alimento. Quizás el indicio más preocupante acerca de la falta de alimento es el incremento alarmante del número de ejemplares inmaduros desnutridos ingresados en los centros de recuperación de fauna autonómicos; en concreto en Extremadura y Castilla-La Mancha, durante el otoño de 2006, se ha incrementado en más del 60% la tasa de entradas de buitres negros por este motivo respecto al mismo período de 2005 (Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Rural –Castilla-La Mancha– com. pers.; Consejería de Agricultura y Medio Ambiente –Extremadura–; ver Anexo II). No obstante, al tratarse de una especie cuya estrategia vital se caracteriza por una gran longevidad, ciclos reproductivos lentos y un

Figura 4-22. Los ejemplares juveniles de buitre negro son los más propensos a ser afectados por la desnutrición. En los centros de recuperación oficiales son analizados, tratados y rehabilitados para su puesta en libertad.



metabolismo reducido, los problemas poblacionales, sobre todo en la fracción reproductora, se muestran a medio y largo plazo (Newton, 1979), por lo que resulta difícil estimar la afección real actual por la falta de alimento.

4.1.2.6. Posibilidades legales para la alimentación de aves carroñeras

Ante la posibilidad de que se generaran problemas a las aves necrófagas por la aplicación de la legislación sanitaria, las autoridades ambientales previeron la necesidad de regular su alimentación en determinadas condiciones. Así, a nivel comunitario, estatal y autonómico se contemplan alternativas legales para facilitar el acceso de las aves carroñeras a determinados cadáveres.

En inicio, el Reglamento CE 1774/2002 (Comisión Europea, 2002) en su artículo 23, y su transposición a la normativa española Real Decreto 1429/2003 (Ministerio de la Presidencia, 2003), ya exponen como excepción la alimentación de aves de presa y animales salvajes, con subproductos animales de las categorías 2 y 3. No especifica bajo qué circunstancias y cómo se puede realizar esta alimentación. El Real Decreto 1098/2002 (Ministerio de la Presidencia, 2002), *que regula la alimentación de aves rapaces necrófagas con determinados animales muertos y sus productos*, no recogían aún los subproductos autorizados por la normativa europea para ser depositados para alimentar a las necrófagas, aunque ya regula el procedimiento por el que se puede autorizar su alimentación. A partir de este momento,

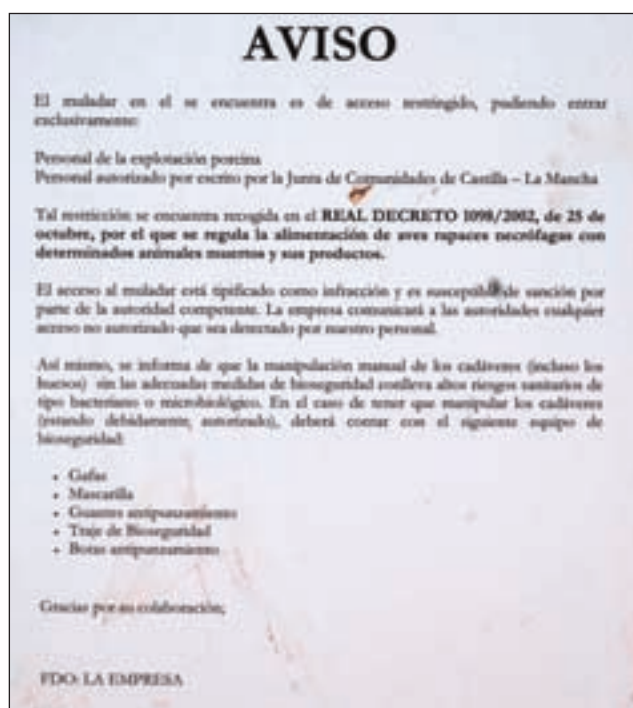


Figura 4-23. Cartel colocado en la entrada de un muladar activo en el que se aportan cadáveres de cerdo para la alimentación de las aves necrófagas.

la instalación de muldares se contempla como única solución legal para la alimentación de las aves carroñeras, no contemplando en ninguna de las normativas posteriores la posibilidad de dejar en el campo los cadáveres que quedan muertos, ni siquiera de animales que no contengan MER (por ejemplo, ovejas y cabras menores de 18 meses de edad, vacas menores de 24 meses, cerdos, caballos, conejos o pollos). No obstante, este tipo de cadáveres pueden quedar en el campo si lo estima oportuno el responsable de la explotación y cuando no se sospeche que hayan podido morir como consecuencia de enfermedades transmisibles a los animales y a los humanos (Reglamento CE 1774/2002), al no existir obligatoriedad de recogerlos para su análisis y destrucción. El Real Decreto 1098/2002 estipula cómo solicitar autorización para la creación de muldares, cómo gestionarlos, cómo transportar los restos y cómo informar de su eficacia a las autoridades ambientales competentes.

Por ello, la Decisión de la Comisión 322/2003/CE (Comisión Europea, 2003), *sobre la alimentación de las especies de aves necrófagas con determinados materiales de la categoría I*, incluye la posibilidad de aportar a los muldares cadáveres que contienen MER, pero sólo si se ha comprobado que están exentos de EET mediante alguna prueba. Esto hacía impracticable la posibilidad de depositar estos restos, puesto que antes había de extraerse el MER (encéfalo y médula espinal, por ejemplo), analizarlo en un laboratorio oficial, y una vez comprobada que no poseía la enfermedad, depositar los restos, que habrían de ser conservados durante un tiempo prolongado en condiciones salubres. Este proceso era desde un principio impracticable desde el punto de vista técnico y económico, no pudiendo ser asumible por el responsable de la explotación ganadera. Para paliarlo, a finales de 2005 se aprobó la Decisión 830/2005/CE (Comisión Europea, 2005), que modificaba la Decisión 322/2003/CE. Esta normativa incorpora un aspecto muy positivo, que incrementa el número de cadáveres y restos a depositar en los muldares. En concreto, permite que todas las canales de ovinos y caprinos que contienen MER sean depositadas para la alimentación de las carroñeras, siempre que se compruebe en el 4% de las canales que se vayan a destinar a tal fin la ausencia de EET, mediante los análisis estipulados en el Reglamento CE 999/2001 (Comisión Europea, 2001).

Por último, el Real Decreto 664/2007 de 25 de mayo, por el que se regula la alimentación de aves rapaces necrófagas con subproductos animales no destinados a consumo humano (Ministerio de la Presidencia, 2007), adopta al ordenamiento español las máximas posibilidades de actuación para la alimentación de los carroñeros. Expone los tipos de subproductos que se pueden destinar a los muldares, incorporando los restos de ungulados silvestres cinegéticos cuando se haya comprobado o no se sospeche que estén infectados por enfermedades transmisibles.

En resumen, como resultado de esta normativa existen algunas conclusiones que muestran las posibilidades de actuación para la alimentación de las aves carroñeras.

- Los productos que se pueden depositar en muldares para alimentar a las aves carroñeras son los siguientes:
 1. Subproductos de categoría 1. Cadáveres que contienen MER (bovino, caprino y ovino):
 - Cadáveres enteros de animales de la especie bovina menores de 24 meses de edad, y de animales de las especies ovina y caprina menores de 18 meses de edad,

- Cadáveres enteros de animales mayores de 24 meses de edad de la especie bovina, siempre que se haya realizado una prueba rápida de diagnóstico de EET con resultado negativo,
 - Cadáveres enteros de animales mayores de 18 meses de las especies ovina y caprina, siempre que se haya realizado, al menos en un 4% de los animales muertos en las explotaciones de origen, una prueba rápida de diagnóstico de EET. Las pruebas rápidas de diagnóstico referidas son las especificadas en el Reglamento CE 999/2001.
2. Subproductos de categorías 2 y 3. Cadáveres que no contienen MER. Esto es, todos los cadáveres de las especies porcina, equina, cunicular o aviar, cuando se sospeche que no están infectados por enfermedades transmisibles a los animales y los seres humanos.
 3. Cadáveres o partes de los mismos de especies silvestres capturadas en el medio natural, incluidas las especies cinegéticas de caza mayor, cuando se sospeche que no están infectados por enfermedades transmisibles a los animales y los seres humanos.
- Se regula a través de normativa legal la alimentación de las aves necrófagas mediante la instalación de muladares y la autorización de los ya existentes. No se contempla la posibilidad de dejar en el campo los cadáveres o restos mencionados en los puntos 2 y 3 del anterior apartado.

Algunas Comunidades Autónomas han aprobado normativa específica para regular la alimentación de las aves rapaces necrófagas, adaptando la normativa europea y estatal a las particularidades locales, y sobre todo, detallando la gestión de los muladares. En concreto, La Rioja, Navarra, Comunidad Valenciana, Andalucía, Aragón y Castilla-La Mancha han aprobado leyes que regulan esta tarea, cada una de ellas con determinadas particularidades a destacar.



Figura 4-24. Además del buitre negro, otras especies de aves necrófagas como el quebrantahuesos *Gypaetus barbatus* dependen de la autorización de depósito de determinados restos y cadáveres de ganado (Alfonso San Miguel).

La Orden 7/2001 del Gobierno de La Rioja es la primera en actuar ante la supresión de una importante fuente de alimento para las aves necrófagas. Como aspectos más novedosos, se apunta a los muladares como lugares idóneos para depositar restos animales. La administración ambiental autonómica es la que autoriza la instalación de los muladares, en función de las necesidades y requerimientos detectados. Se pueden depositar restos carentes de MER, sin otras precisiones. Las autorizaciones de muladares las pueden solicitar particulares, para deshacerse de los cadáveres de sus propias explotaciones. Las explotaciones autorizadas poseen un certificado veterinario que las declara exentas de epizootias.

La Orden Foral de 30 de abril de 2001 de la Comunidad Foral de Navarra crea un sistema para la recogida, traslado y depósito de cadáveres de animales. Como excepciones a la eliminación de los restos está la alimentación de las aves carroñeras en muladares autorizados por la administración regional. En éstos se pueden echar porcinos y equinos, por parte del gestor de residuos o por el responsable de la explotación ganadera, ovejas, cabras y ciervos, siempre que se compruebe que no tienen síntomas de haber padecido ninguna EET. No se permite el empleo de cadáveres de bovino. Posteriormente, la Orden Foral de 27 de junio de 2006 crea una red de comederos de aves carroñeras y dicta las normas de su funcionamiento. Ésta regula el procedimiento para autorizar los muladares oficiales, condicionado al desarrollo de un plan de gestión.

La Orden 1 de octubre de 2001 de la Generalitat Valenciana también regula el uso de muladares, de forma muy similar a lo expuesto por la Orden 7/2001 de La Rioja. Profundiza en las especificaciones acerca de quién puede solicitar la instalación de un muladar, cómo realizar el traslado de restos, cómo solicitar la autorización y qué tipo de características técnicas tienen que tener los puntos de alimentación.

La Orden de 10 de diciembre de 2004 de la Consejería de Agricultura y Pesca de la Junta de Andalucía crea una red de comederos de aves carroñeras. Propone la creación de una serie de muladares por parte de la administración regional, en áreas importantes para las especies de aves necrófagas. Es la propia administración andaluza la que gestiona la red de muladares, su autorización, mantenimiento y transporte de los cadáveres desde las distintas explotaciones. Asegura de este modo el cumplimiento de los protocolos sanitarios y la consecución de los objetivos para los que fueron diseñados. Permite depositar los restos animales según la normativa europea más actualizada y habilita la solicitud de transporte mediante sencillos y ágiles formularios.

El Gobierno de Aragón, en su Decreto 207/2005, regula la autorización y uso de comederos para las aves carroñeras, creando la red de muladares de Aragón. Esta última es la mejor de las aportaciones de la normativa, puesto que inicia los procedimientos para autorizar la instalación de una serie de muladares oficiales en la región. Cada comedero habrá de contar con un plan de gestión, que contemple la actividad y regule su uso. Aunque permite el depósito de restos de las especies bovina, ovina y caprina, depende del permiso de las autoridades competentes en sanidad animal.

El Decreto 108/2006 de Castilla-La Mancha incorpora las posibilidades más actuales de aporte de restos y cadáveres a muladares. Introduce los cadáveres de ungulados de caza mayor como suministrables a los muladares. En general, agiliza las autorizaciones para la instalación y el transporte de restos, por ejemplo cuando se realiza el traslado dentro de la misma explotación



Figura 4-25. Camión de la Junta de Andalucía habilitado para la recogida oficial de cadáveres de ganado y transporte a muladares autorizados.

o acotado de caza. Crea una red oficial de comederos de aves carroñeras, diferenciando los distintos tipos de muladares en función de la entidad gestora y funcionamiento en los mismos.

En general, los textos legales aprobados por las Comunidades Autónomas son muy válidos como herramientas de conservación de las aves necrófagas. En las demás regiones que carecen de esta normativa, también se puede operar con la legislación nacional (Real Decreto 664/2007) de forma eficaz. El problema que impide la puesta en marcha de soluciones es la inactividad que en esta materia demuestran las autoridades competentes. Es preciso que se autoricen muladares en las zonas donde los servicios técnicos ambientales lo estimen más oportuno, tantos como sea necesario. Las administraciones medioambientales autonómicas han de aprobar dotaciones económicas para la instalación y gestión de esos muladares, generar una corriente de opinión favorable entre los agentes sociales implicados, establecer acuerdos de colaboración con los gestores ganaderos para el aporte de cadáveres y agilizar la tramitación de los permisos, en coordinación con las administraciones ganaderas y sanitarias. Una de las principales dificultades, que complica la puesta en práctica de la legislación promulgada, es la interferencia entre competencias de las autoridades ambientales, responsables de la conservación de las aves carroñeras, y las de agricultura y ganadería, encargadas de la gestión y retirada de los animales muertos. En la mayoría de Comunidades Autónomas existe la figura del gestor de residuos, empresa autorizada para el transporte de cadáveres que debe retirarlos de las explotaciones y/o surtir los muladares. El sistema empleado a veces no resulta el apropiado, puesto que el transporte se realiza a menudo en camiones de gran tonelaje, no adaptados al tránsito por caminos que comunican a los muladares. Al recorrer distintas explotaciones ganaderas en los mismos viajes existe riesgo de diseminación de enfermedades. Esto ocasiona, a veces, reticencias indirectas entre ganaderos y responsables municipales para construir muladares en su territorio. Por último, y en otro orden de asuntos, ninguna administración ha aplicado sobre el terreno la Decisión 830/2005 que modifica la Decisión 322/2003, lo que aumentaría las posibilidades de aportes y los tipos de ganados que se pueden utilizar.

Desde el punto de vista del ganadero, se reconoce el papel positivo de las aves necrófagas sobre los sistemas agroforestales. Por otro lado, el operativo de retirada de cadáveres se ve a menudo como un buen procedimiento a pesar de sus costes, aunque la mayoría de los ganaderos consideran como absurdo el procedimiento por el que se realiza, que no solventa

Figura 4-26. Las aves necrófagas son tradicionales aliados de ganaderos puesto que eliminan todos los restos no duros de los cadáveres de ganado, potenciales transmisores de infecciones y enfermedades, dejando sólo restos no consumibles ni corrompibles.



en la mayoría de ocasiones los objetivos para los que fue creado. La alternativa de construcción de muladares es bien recibida en general, pero debido a la limitación biológica necesaria en el número de unidades a autorizar, se plantean agravios comparativos entre explotaciones si sólo unas pocas quedan exentas de pagar los seguros de retirada de cadáveres. Este es un asunto a consensuar y acordar entre administración, organizaciones agrarias y particulares, para la puesta en marcha de muladares a una escala generalizada.

Además, la instalación de muladares no siempre es la única solución adecuada, por lo que hay que buscar otras alternativas para que las carroñeras, y en particular el buitre negro, puedan seguir disponiendo de alimento en el marco de la legislación vigente. Esto se podría potenciar por medio de medidas divulgativas, informando a los ganaderos sobre la no necesidad de recoger cadáveres del campo que no sean potenciales portadores de EET (por ejemplo, vacas menores de 24 meses, ovejas y cabras menores de 18 meses, cerdos, caballos, conejos, etc.) y el consiguiente ahorro económico.

4.1.2.7. Alimentación del buitre negro con ganado. Protocolos de actuación y recomendaciones

Una vez expuesta la situación legal que regula el uso de restos de ganado para la alimentación de las aves carroñeras, se ha comprobado que existen posibilidades de actuación al respecto. Se pueden llevar a cabo iniciativas provechosas para la alimentación del buitre negro, y beneficiosas para los ganaderos, pastores o propietarios de explotaciones. Los propietarios de terrenos y ganado pueden obtener ventajas habilitando muladares o comederos, ahorrando a medio y largo plazo el dinero necesario para la suscripción de seguros para la recogida de cadáveres. También los cadáveres depositados en los muladares se eliminan de forma rápida y aséptica, evitando que un camión o furgón oficial de recogida de cadáveres se adentre en varias explotaciones pecuarias, siendo un foco potencial de transmisión de enfermedades si no cumple con unas estrictas normas higiénicas y sanitarias. Además, y como es lógico, se colabora con la conservación de las aves rapaces carroñeras, que están amenazadas en numerosas áreas geográficas.

Se puede contribuir a la alimentación de las aves carroñeras de distintas formas, en función del tipo de explotación y de las especies de ganado presentes. La mejor opción –cuando las especies de la explotación ganadera no sean vacas, ovejas o cabras– es dejar en el campo, en el lugar donde caen muertas (siempre que estén alejadas de la presencia humana y en sitios visibles para las aves), los cadáveres de cerdos, cérvidos, equinos o conejos cuando no se sospeche que hayan muerto como consecuencia de enfermedades transmisibles a los animales o a las personas.

Pero desde el punto de vista legal, la alimentación del buitre negro está sólo contemplada mediante la habilitación de muladares. Por ello, es imprescindible instalar dentro de la explotación o acotado de caza un lugar para echar los restos de especies que contengan MER. Las entidades que soliciten la instalación y gestión de un muladar pueden ser varias, desde la administración ambiental autonómica, la más importante en esta materia, a ganaderos, propietarios de terrenos, ayuntamientos, corporaciones de desarrollo local u organizaciones conservacionistas. Para instalar un muladar en la explotación es preciso:

- Inicialmente, comprobar que en la zona en que se encuentra la explotación habitan especies de aves rapaces carroñeras, con especial atención al buitre negro. Si se trata de zonas muy alejadas de los núcleos de cría de esta especie o de otras necrófagas, no resultará conveniente la iniciativa (como pueden ser las llanuras manchegas o de Tierra de Campos o Galicia, por ejemplo).
- Elegir un lugar apropiado para la instalación del muladar. Ha de estar en un emplazamiento despejado con matorral disperso no muy cerrado. Destinar una extensión, de al menos una hectárea, de forma lo más cuadrada posible. El muladar no se debe encontrar en las proximidades de cursos de agua que pueda resultar contaminada, ni a menos de 1 km de distancia a asentamientos o construcciones humanas. Ha de estar en un emplazamiento lo más tranquilo posible y alejado del tránsito de vehículos. No debe tener cerca aerogeneradores ni tendidos eléctricos, en los que las aves pueden colisionar y/o electrocutarse.



Figura 4-27. Los perímetros de los muladares han de cumplir requisitos técnicos que permitan la salida de las aves del interior y eviten la entrada de carnívoros terrestres oportunistas (Javier de la Puente).

- Solicitar autorización a la administración medioambiental autonómica, responsable de la gestión y declaración de los muladares en su región. Los requisitos varían entre unas Comunidades Autónomas y otras, y algunas de ellas ni siquiera los tienen definidos (todas las que no tienen normativa propia), por lo que el proceso puede ser tedioso y complicado. Se puede solicitar asesoramiento a las entidades ganaderas y conservacionistas, que pueden prestar ayuda para llevar a cabo esa solicitud e informar de cuáles son las necesidades globales de la zona.
- Para cumplir los requisitos de autorización, se ha de delimitar el muladar, con cerramientos perimetrales que impidan el acceso de animales terrestres oportunistas, como perros, zorros y jabalí. Los cerramientos no han de afectar a la salida en vuelo de las aves carroñeras, por lo que la altura recomendada en general es de unos 2 m de altura. El tipo de malla ha de ser de simple torsión, para evitar su deterioro rápido por la acción de los mamíferos oportunistas que intenten acceder al recinto. Al muladar se podrá entrar por un único acceso, delimitado con una puerta.
- Normalmente, salvo que existan restricciones sanitarias en una explotación, se puede realizar el transporte de los cadáveres sin necesidad de solicitar autorización cada vez que se aporte, siempre que se realice dentro de la misma explotación y no a otras distintas.
- Los productos que se pueden depositar son los que aparecen en el apartado 4.1.2.5. Para el ovino o caprino, se podrán destinar los cadáveres de los individuos mayores de 18 meses, cuando se haya comprobado en el 4% de los cadáveres la ausencia de EET. Aunque no existen procedimientos aprobados para llevar a cabo este control, en principio resultaría suficiente con contratar los servicios oficiales de recogida, análisis y eliminación para el 4% de los cadáveres que se produzcan en la explotación. Esto serviría como garantía de la ausencia de EET para el total de cadáveres de la explotación, que se podrían depositar en el muladar.
- Se echarán tantos cadáveres como sea posible al muladar a lo largo de todo el año. Si se detecta que no son consumidos por las aves carroñeras durante largos períodos de tiempo, se cesará el aporte hasta comprobar cuál es la causa real de esta ausencia, tomando medidas de actuación posteriores.
- Es necesario llevar un registro riguroso de cantidades de cadáveres aportados, las especies y los códigos de identificación de los animales, para informar a las autoridades ambientales.
- Resulta más conveniente instalar muladares en cada explotación que un muladar común a varias explotaciones. De este modo, el aporte de carroña a ese lugar será menos constante y más parecido a la situación natural de disponibilidad de alimento en medios extensivos. Se reduce también la acumulación prolongada de aves en puntos concretos y posibles variaciones en el comportamiento.
- Solicitar ayudas económicas a las administraciones autonómicas para la instalación de los cercados que limitan los muladares, dentro de las líneas de subvención para actividades de conservación de espacios naturales y especies protegidas (que

al menos convocan anualmente Andalucía, Castilla-La Mancha, Extremadura y Madrid).

- Para favorecer al buitre negro en el consumo de los restos aportados se recomienda que éstos se suministren en trozos lo más pequeños posible. El buitre negro defiende mejor las presas ante los leonados si éstas son de dimensiones pequeñas, apoderándose de esos trozos y no dejando que se alimenten los leonados. Por contra, si la presa se presenta como un cuerpo entero y de gran tamaño, los buitres leonados se congregan en grandes números (König, 1973), quedando los buitres negros alrededor y consumiendo despojos periféricos. Es también conveniente que se repartan en un radio lo más amplio posible dentro del muladar.

Selección de resúmenes de artículos publicados

Consecuencias de la Encefalopatía Espongiforme Bovina (EEB) sobre el éxito reproductor y la disponibilidad de alimento en las poblaciones de buitres españolas

Álvaro Camiña

Apdo. de Correos 339. 28220. Majadahonda. Madrid. acamia@vodafone.es

Artículo original: Camiña, A. 2004. Consequences of Bovine Spongiform Encephalopathy (BSE) on breeding success and food availability in Spanish vulture populations. En: Chancellor, R. D. y Meyburg, B.-U. (eds.). *Raptors Worldwide*. WWGBP/MME.

La puesta en marcha de muldares ha sido considerada una herramienta de conservación eficaz para conservar las poblaciones de buitres. Desde que fue descubierta la Encefalopatía Espongiforme Bovina (EEB) o mal de las vacas locas en España, el depósito de cadáveres en el campo para alimentar a los buitres quedó prohibido y regulado mediante legislación. A partir de 2001 las administraciones competentes comenzaron a retirar los cadáveres del campo y las granjas (ese año se retiró el 0,58% del total de animales censados). Los resultados del *Plan de Control ante la EEB* ha tenido distinta implantación según las regiones. Sólo en La Rioja se ha llevado a cabo un buen plan de retirada de cadáveres, destruyendo 48.025 y 31.277 cadáveres en 2001 y 2002, respectivamente. Sin embargo, desde la aparición de la EEB en España, las aves carroñeras han tenido suficiente disponibilidad de alimento. El efecto del programa de retirada de cadáveres sobre el éxito reproductivo de las distintas especies de buitres de España ha sido analizado. El estudio abarcó las áreas de distribución del 84% de poblaciones buitre leonado, 50% de buitre negro, 51% de alimoche y 100% de quebrantahuesos. No se han detectado diferencias significativas en el éxito reproductor debidas a la falta de alimento en ninguna de las especies estudiadas, entre antes y después de la entrada en vigor del programa de retirada de cadáveres. El quebrantahuesos es la única especie con un programa de alimentación suplementaria ampliamente implantado. Para el resto de especies, la protección y promoción de los lugares de alimentación es insuficiente en la actualidad. Ni el Real Decreto (RD 1098/2002) ni la legislación europea promulgada posteriormente han considerado las posibilidades de alimentación de los buitres a partir de los rumiantes existentes en áreas extensivas. Se necesita un acuerdo urgente entre naturalistas y veterinarios para evaluar las técnicas ganaderas y de tratamiento de cadáveres que faciliten alimento a los buitres bajo determinadas circunstancias.

Reducción de la disponibilidad de alimento para el buitre leonado *Gyps fulvus* en el valle del Ebro por las medidas de control contra la Encefalopatía Espongiforme Bovina (EEB)

Álvaro Camiña

Apdo. de Correos 339. 28220. Majadahonda. Madrid. acamia@vodafone.es

Artículo original: Camiña, A. y Montelío, E. 2006. Griffon vulture *Gyps fulvus* food shortages in the Ebro valley (NE Spain) caused by regulations against Bovine Spongiform Encephalopathy (BSE). *Acta Ornithologica*, 41: 7-13

Las granjas del valle medio del Ebro fueron objeto de seguimiento para conocer el depósito de cadáveres y la consiguiente disponibilidad de alimento para las aves carroñeras, antes y después de la puesta en marcha del programa de retirada de cadáveres. Al mismo tiempo, se realizaron censos de buitres leonados en el entorno de esas granjas. Durante 2004, los buitres se alimentaron casi por completo de cerdos. Desde 2005 los cadáveres dejaron de estar disponibles para los buitres leonados, pero éstos han continuado presentes en la zona aproximadamente en las mismas cantidades de ejemplares. La mayoría de buitres presentes en principio fueron no reproductores, en busca de recursos con los que poder aumentar las posibilidades de supervivencia lejos de las colonias de cría. Desde el comienzo del programa de retirada de cadáveres la situación ha cambiado, con ejemplares adultos superando en número a las aves inmaduras. La puesta en marcha de los programas de recogida de cadáveres en toda España podría afectar la estabilidad y evolución futura de las poblaciones de buitre leonado. Con el objetivo de aplicar programas eficaces de conservación de las especies de buitres, es necesario que se investiguen las necesidades y problemas actuales derivados de la posible falta de alimento.

4.1.3. Caza menor y buitre negro. Fomento de las poblaciones de conejo de monte

Francisco Guil, Sandra Agudín, Fernando Silvestre, Rafael Higuero y Javier Inogés

4.1.3.1. Introducción

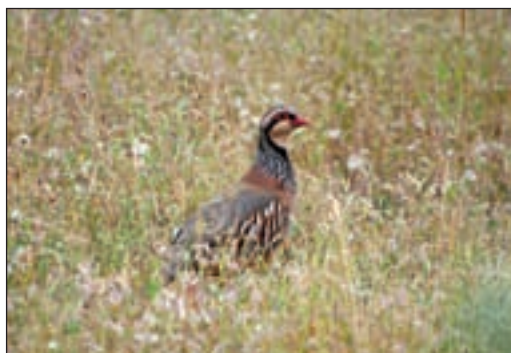
Las especies de caza menor y en especial el conejo son elementos clave del funcionamiento del medio mediterráneo. Sobre el conejo de monte llegan a preñar 39 especies distintas (Delibes e Hiraldo, 1981), con una intensidad variable. Algunas especies, las más especializadas en la captura de conejo, como el lince ibérico, consumen casi exclusivamente conejos (Delibes, 1980; Aymerich, 1982). En el caso de las aves, el conejo supone la base de la dieta de gran parte de rapaces, en especial de algunas de las más amenazadas (Jaksic y Martín, 1979; González, 1991; Ontiveros y Pleguezuelos, 2000; Castaño, 2005).

Tal y como se ha descrito en el capítulo 4.1.1, a mediados de los años 70 el conejo constituía una parte preponderante de la dieta del buitre negro en la mayor parte de su área de distribución. Aunque el buitre negro sea una especie cuya plasticidad ecológica le ha permitido superar el drástico declive de las poblaciones de conejo, parece mostrar cierta preferencia por el lagomorfo. Es decir, parece que, cuando y donde dispone de conejos, los utiliza como fuente de alimentación. Por lo tanto, es evidente que un aumento de las poblaciones de conejo de monte favorece al buitre negro.

Debido a su capacidad de desplazamiento, las áreas con buenas poblaciones de conejo suelen formar parte de las áreas de campeo del buitre negro. Estas áreas son especialmente frecuentadas por ejemplares no reproductores (Guzmán y Jiménez, 1998), lo que las hace



Figura 4-28. Las actuaciones para la mejora de las poblaciones de conejo favorecen a otras especies, como la liebre, la paloma torcaz o la perdiz roja.



muy importantes para garantizar la viabilidad futura de la población ibérica. Estas zonas se han reducido en tamaño –las poblaciones de conejo han sufrido en los últimos 30 años un descenso que puede establecerse entre el 80% y el 90% (Bárcena *et al.*, 2000; Virgós *et al.*, 2005)– y han propiciado problemas de disponibilidad de alimento.

A los conocidos cambios en los usos tradicionales del suelo, expuestos en los capítulos 3.1.2. y 3.2., a las poblaciones de conejo de monte se le han añadido otros efectos negativos como son dos enfermedades víricas, la mixomatosis y la Enfermedad Hemorrágico-Vírica (EHV). La primera de las enfermedades diezmo las poblaciones del lagomorfo a mediados de los años 50 del pasado siglo (Soriguer, 1977). Cuando parecía que el conejo comenzaba a recuperarse (Fenner y Ross, 1994), a finales de los años 80, irrumpió la EHV (Blanco y Villafuerte, 1993). Desde entonces (figura 4-29), la tendencia que ha seguido el conejo es bastante inestable. Tanto la mixomatosis como la EHV son enfermedades víricas, contagiadas mediante diversos vectores y mediante contacto directo en el caso de la EHV (Soriguer, 1980; Cooke, 2002). Afectan de manera diferente, tanto a grupos de edad como en época. Los brotes de mixomatosis son más habituales en conejos jóvenes y su máxima incidencia se produce en verano, mientras que la EHV afecta a conejos de todas las edades, generalmente en primavera (Soriguer, 1977; Moreno *et al.*, 1994; Villafuerte *et al.*, 1995).

Las modificaciones que se han producido en el medio suponen, igualmente, un escollo para la recuperación del conejo de monte, así como para otras especies de caza menor (Rands, 1986). Estos cambios se han debido a una intensificación y cambios de aprovechamientos ganaderos y agrícolas, y una creciente importancia de la caza mayor (ver capítulos

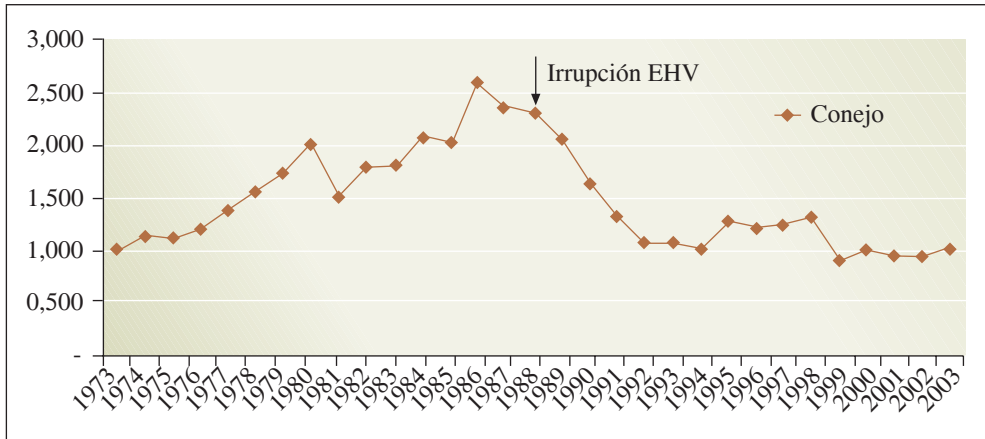


Figura 4-29. Evolución relativa de las capturas de conejo de monte en las provincias ibéricas con nidificación de buitre negro (Ávila, Badajoz, Cáceres, Ciudad Real, Córdoba, Jaén, Huelva, Madrid, Salamanca, Segovia, Sevilla y Toledo). Las piezas cazadas en 1973 se toman como referencia (valor de partida 1,00, que no corresponde con ninguna unidad de medida; fuente: Anuario de Estadística Agroalimentaria, 1975-2006).

3.2., 4.1.2. y 4.1.4; González-Bernáldez, 1991; Gómez-Limón y De Lucio, 1999). Esta pérdida de interés en la gestión del conejo de monte, se ve reforzada por la pérdida de la especie como «escudo» de las restantes especies de caza menor (Ballesteros, 1998). Es decir, el conejo se ha potenciado tradicionalmente para poder lograr elevadas densidades de otras especies de mayor interés o valor unitario, como la perdiz roja *Alectoris rufa*. Al lograr criar las perdices rojas en granja a bajo coste, cosa que sucede desde mediados de los años 90, muchas explotaciones cinegéticas abandonan la gestión que tradicionalmente se ha realizado para el fomento del conejo y la perdiz, ya que resulta más rentable a corto plazo la suelta directa de perdices (González, 2004).

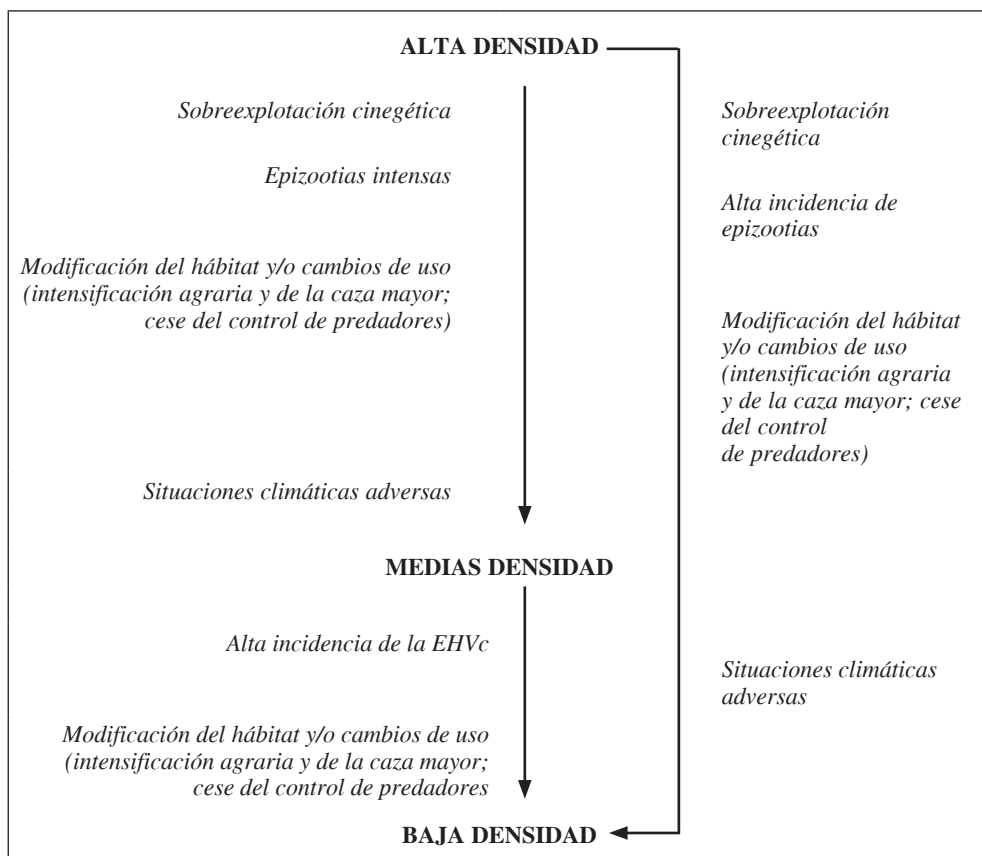


Figura 4-30. Esquema de las causas de la reducción y la evolución de las poblaciones de conejo en España desde mediados del siglo XX, desde densidades altas hasta la situación actual, con alusión a los principales factores causales conocidos.

A pesar de esta reducción, aún quedan áreas donde las poblaciones de conejo mantienen buenas densidades dentro del ámbito del área de distribución del buitre negro (valle del Tajo, campos de Calatrava y Montiel y campiña yesífera de Guadalajara en Castilla-La Mancha; entorno del río Magasca y sureste de Badajoz en Extremadura; valles del Tajo y el Torote en Madrid; Andévalo, Sierra de Andujar, áreas del valle de Los Pedroches, áreas de la Sierra Norte de Sevilla y áreas de la campiña del Guadalquivir en Andalucía; Farfán *et al.*, 2004; Castaño, 2005; Virgós *et al.*, 2005a). En general, estas zonas coinciden con aquellas donde el conejo era abundante antes de la irrupción de la EHV (Villafuerte *et al.*, 1995).

4.1.3.2. Opciones para el fomento del conejo de monte

Antes de analizar las medidas, y atendiendo a las causas que han provocado la reducción de las poblaciones de conejo (ver figura 4-30), se muestra una tabla resumen (tabla

4-6) con las actuaciones propuestas agrupadas en los cuatro grandes bloques en los que se ha estructurado el apartado. De todas ellas se hace una propuesta de idoneidad de aplicación según el tamaño de la población de partida, clasificadas en:

- Poblaciones de alta densidad: en general, son poblaciones aprovechadas cinegéticamente, con abundantes efectivos y en equilibrio con las enfermedades, lo que les permite automantenerse. En general, por ser fuente de ingresos, son objeto de mejoras e inversiones.
- Poblaciones de media densidad: son mucho menos estables que las de alta densidad, y con menos efectivos. Su automantenimiento se ve comprometido por sobreexplotación o epizootias intensas.
- Poblaciones de baja densidad: son poblaciones residuales, que apenas se aprovechan en la actualidad, normalmente en zonas donde, además de una incidencia intensa y prolongada de las enfermedades, los usos se han modificado mucho. En muchos casos, sus efectivos han descendido tanto que su tasa de crecimiento no compensa las pérdidas por predación (*trampa del predador*).



Figura 4-31. Conejo de monte junto a un lindero (Alfonso San Miguel).

MEDIDAS RECOMENDABLES		POB. ALTA	POB. MEDIA	POB. BAJA
I. ORDENACIÓN CINEGÉTICA	Mayor	S(1)	S	S
	Menor	S	S	S
II. CONTROL DE LA PREDACIÓN (2)		S	S	S
III. GESTIÓN DIRECTA DEL HÁBITAT E INDIRECTA (SIN MANEJO) DE LAS POBLACIONES	Recursos alimenticios: -ordenación agrícola y ganadera -fertilización pastos naturales -reducción espesura arbórea y arbustiva: desbroces, claras, resalveos -revegetaciones -ordenación cinegética -aportes suplementarios	S	S	S
	Refugio: -artificial -protección vivares naturales -revegetaciones -ordenación cinegética y ganadera	S	S	S
	Puntos de agua: -charcas, fuentes, abrevaderos, etc. -bebederos artificiales	S	S	S
IV. GESTIÓN DIRECTA (CON MANEJO) DE LAS POBLACIONES	Repoblación con conejo de monte	N	N	S
	Traslocaciones dentro del mismo coto	S	N	N
OTRAS MEDIDAS HABITUALES EN COTOS DE CAZA, DE EFICACIA NO CONTRASTADA		POB. ALTA	POB. MEDIA	POB. BAJA
IV. GESTIÓN DIRECTA (CON MANEJO) DE LAS POBLACIONES	Vacunaciones de poblaciones naturales	N	N	N
	Desparasitación de madrigueras	N	N	N

Tabla 4-6. Principales medidas de fomento de conejo propuestas con alusión a su idoneidad según tamaño de la población remanente. S: aconsejable; N: no aconsejable; en negrita las consideradas prioritarias.

(1): no se ha considerado prioritaria porque, en general, los cotos de caza mayor en los que las poblaciones de conejo alcancen densidades altas no suelen hacerlo en área compartidas con densidades altas de mayor.

(2): tal como se ha descrito, según la normativa vigente, profesionalizada, tras un estudio de su necesidad real de aplicación y según el mejor método (disuasión, fomento de presas alternativas, retirando efectivos,...).

4.1.3.3. Ordenación cinegética

Gestión cinegética de la caza menor y buitre negro

La gestión cinegética es un conjunto de prácticas que tienen por objetivo fomentar determinadas especies frente a otras, para lo cual se puede actuar sobre las distintas espe-

cies o sobre el medio en el que viven. En el caso de la caza menor, estas prácticas tendrán por objeto favorecer a estas especies, aunque de manera secundaria favorezcan a especies con problemas de conservación (Stoate, 2002). En el área de distribución del buitre negro las principales especies de caza menor son el conejo, la perdiz roja y, secundariamente, la paloma torcaz *Columba palumbus* y la liebre *Lepus granatensis* (Sánchez, 2003; Farfán *et al.*, 2004).

El aprovechamiento de la caza menor ha tenido lugar, de manera más intensa, en áreas fuertemente antropizadas, mientras que eran las áreas más agrestes aquellas en las que sobrevivía la caza mayor (Conde de Yebes, 2002). En las primeras, fundamentalmente agrícolas y ganaderas, la estructura de la propiedad se corresponde con pequeñas propiedades, que se separaban mediante majanos, ribazos, setos y linderos. En todos estos elementos del paisaje encontraba la fauna menor refugio, mientras que el alimento se fundamentaba en los cultivos de cereal que ocupaban gran cantidad de parcelas hoy abandonadas.

Presión cinegética

Definir posibilidades de caza *a priori* en el caso de una especie como el conejo es, casi con seguridad, garantía de fallo. Una especie que ve condicionada su dinámica por factores tales como la climatología (Bell y Webb, 1991; Villafuerte *et al.*, 1997; Palomares, 2003), las enfermedades (Villafuerte *et al.*, 1995; Calvete *et al.*, 2002) y la gestión del medio (García, 2005; Calvete *et al.*, 2006), y donde además los distintos factores interactúan entre sí (Calvete, 2006a), es difícilmente modelizable, y con ello conocer cuál va a ser su dinámica poblacional (aunque es recomendable ver Marboutin *et al.*, 2003; Angulo y Villafuerte, 2004).

Así, la pregunta de cuánto conejo se debe cazar resulta extremadamente complicada de responder. Además de por lo variable de su dinámica poblacional, resulta difícil estimar las densidades absolutas de conejo (además de resultar inexacto en muchas ocasiones;



Figura 4-32. La actividad cinegética sobre el conejo ha de ser gestionada adecuadamente para poder conservar las poblaciones a largo plazo en un coto.

Taylor y Williams, 1956; Palomares, 2001; Poole *et al.*, 2003). Por ello, en la mayor parte de los casos sólo se podrán estimar cupos de caza una vez comenzada la temporada (Martínez y Jurado, 2003), a fin de preservar a los ejemplares reproductores. Se estima que el conejo no debe ser objeto de caza cuando su densidad poblacional anual media sea inferior a 1 conejo/ha (Consultora de Recursos Naturales, 2005).

La organización de la caza debe hacerse de tal manera que no se provoquen molestias a las especies protegidas. Para lograrlo es preciso no cazar en el interior de las áreas críticas durante los períodos críticos (ver González y San Miguel, 2004). El número de cazadores y perros debe adecuarse a las posibilidades del terreno (en cuanto a condiciones de seguridad) y a las posibilidades del coto (número de piezas que se desean abatir).

Modalidades

La caza del conejo se efectúa habitualmente al salto con perro (de rastro o de muestra, principalmente), aunque se practiquen otras modalidades, como el rececho, el aguardo o el gancho (Ballesteros, 1998; Otero, 2005). Una modalidad usualmente empleada para el control de las poblaciones de conejo es la caza con hurón y escopeta, que está prohibida en muchos lugares, aunque aún se permite en caso de daños a los cultivos. El hurón no sólo captura y mata gazapos en el interior del vivar si no está debidamente preparado (Soriguer, 1981), sino que además marca habitualmente en su interior, lo que hace que los conejos supervivientes recelen y tarden en recopular el vivar huroneado (Fundación CBD-Hábitat; datos propios). Además, la caza de conejos expulsándolos de la madriguera hace que la tasa de captura de hembras sea superior a la que se obtiene al cazarlos sólo con perro (Smith *et al.*, 1995). Por lo tanto, cuando el objetivo de la caza sea el aumento o mantenimiento de la población deben sustituirse modalidades como la caza con hurón.



Figura 4-33. El huroneo conlleva importantes riesgos para los conejos de un vivar, que pueden ser dañados por los hurones, aunque es uno de los métodos más empleados para la captura en vivo de ejemplares y para realizar repoblaciones.

Fechas

Con respecto a las fechas, dentro de las actualmente vigentes, si las poblaciones no son especialmente densas se recomienda concentrar la caza en el inicio del otoño, antes del inicio del período de reproducción, con el objeto de evitar perturbaciones en esa actividad tan trascendental para la supervivencia del lagomorfo. La caza realizada a partir de noviembre-diciembre coincide con el período reproductor, por lo que es conveniente adelantarla si se desean fomentar las poblaciones (Soriguer, 1981; Smith *et al.*, 1995).

Áreas de reserva

El establecimiento de *áreas de reserva* es una práctica habitual en muchos cotos, que además está recogido como obligatorio por algunas legislaciones (por ejemplo Decreto 182/2005 que aprueba el Reglamento de la Ley de Caza de Andalucía; Ley de 2/1993 de caza de Castilla-La Mancha) y como voluntarios primados por otras (por ejemplo, Ley 4/1996 de caza de Castilla y León). En función de la comunidad autónoma los porcentajes del área de reserva varían, aunque es recomendable establecer al menos un 10% del total del coto. Estas áreas deben considerarse con independencia de las áreas en las que se encuentra prohibido el ejercicio de la caza (*zonas de seguridad*).



Figura 4-34. Vivar natural con elevada actividad de conejos.

Es recomendable establecer las áreas donde las poblaciones de conejo sean más densas como *áreas de reserva*. Esto hará que a partir de estas áreas de poblaciones densas el conejo pueda recolonizar el resto del coto, a través de ejemplares dispersantes (Vitale, 1989). Aunque las enfermedades muestren un componente densodependiente, su circulación puede ser positiva en el contexto de la población (Calvete, 2006b; Forrester *et al.*, 2006). Además, es bueno que los conejos entren en contacto con la enfermedad cuando son gazapos, pues se estimula así la presencia de anticuerpos (Marchandeu y Boucraut, 1999; Calvete *et al.*, 2002; Calvete, 2006c), lo que les confiere mayor resistencia a las enfermedades en la edad

adulta. Con respecto al emplazamiento, conviene que las *áreas de reserva* se sitúen lo más centradas posible en el coto, de manera que los conejos que se dispersen desde esta área fuente puedan alcanzar la mayor superficie posible dentro del coto (Vitale, 1989).

4.1.3.4. Control de la predación

Existen múltiples opciones que permiten manejar la predación sobre el conejo, aunque de manera tradicional se ha entendido por control de la predación la eliminación de los predadores. Debemos entender el manejo de la predación de forma más amplia e integrada, incluyéndolo como una herramienta más de la adecuación del medio a las necesidades del conejo (ver 4.1.3.5. y 4.1.3.6.). La eliminación de los predadores (zorros) ha sido tradicionalmente empleada por los gestores de caza. Pero a esta perspectiva tradicional es necesario añadirle meras técnicas que permiten evitar la predación de forma no cruenta (Shivik *et al.*, 2003).

El control de predadores ha ejercido y ejerce una gran influencia sobre el buitre negro. La primera y más directa se debe al empleo ilegal de veneno como método para llevarlo a cabo. La incidencia de este factor sobre el buitre se trata con detalle en el apartado 4.2.1. Dejando aparte ese indiscriminado e ilegal método de control de predadores, en este apartado se expone el efecto que el resto de los métodos puede tener sobre el conejo, así como un breve repaso de la legislación vigente, de las principales herramientas y sus peculiaridades. Además, el desarrollo de nuevos métodos de control de predadores, selectivos y eficaces, puede ser de ayuda para el buitre negro, si se consigue convencer de la utilidad de este tipo de prácticas.

La predación es un factor fundamental en la dinámica del conejo (Lockley, 1965; Parer, 1977; Soriguer, 1981; Calvete *et al.*, 2002; Reddiex *et al.*, 2002). Relacionadas con la predación se encuentran las enfermedades (pues los conejos enfermos son más susceptibles a ser predados, Calvete *et al.*, 2002), su etología (Villafuerte y Moreno, 1997) o su ecología (Palomares *et al.*, 1997; Banks *et al.*, 1999). Es decir, la dinámica poblacional del conejo de monte y los factores que la condicionan quedan fuertemente influidos por la predación. Es por ello que el control de sus predadores se ha empleado habitualmente como herramienta de fomento del conejo, lo que, paradójicamente, también ha afectado de manera determinante a especies protegidas (Delibes y Rodríguez, 1990; González, 1991; Villafuerte *et al.*, 1998).

De forma relativamente reciente se ha ido haciendo más patente la necesidad de fomentar las poblaciones de conejo de una forma integrada, actuando la mayor cantidad posible de factores que condicionan su dinámica (Calvete, 2002; Moreno, 2002; García, 2003; García, 2005; Muñoz, 2005). La predación como factor que condiciona las poblaciones de conejo ha sido menos estudiada (ver Herranz, 2000), probablemente debido a la dificultad de desacoplar los factores y sus interrelaciones. Lo que parece evidente es que un control de predadores no selectivo afecta a especies distintas del zorro (Virgós y Travaini, 2005b). El zorro es la especie objetivo principal de las acciones de control de predadores, al menos en la mayor parte de los cotos del área de distribución del buitre negro. Al igual que para muchos otros carnívoros mediterráneos, el conejo supone un importante porcentaje de su dieta (Calzada y Palomares, 1996). El zorro afecta con especial incidencia en las gazaperas y vivares, ya que su olfato le permite detectarlas y excavarlas hasta acabar con la camada (Blanco, 1998). Esta forma de preñar le hace el responsable más visible del descenso del conejo ante los gestores de caza (Heydon y Reynolds, 2000). En el caso de las repoblaciones,

estos efectos son todavía más acusados, pudiendo hacerlas ineficaces (Calvete *et al.*, 1997; Gortázar *et al.*, 2000).

Uno de los principales inconvenientes que tienen los programas de control de predadores es la escala de aplicación. La mayor parte de los cotos de caza menor son de superficie reducida. Esto hará que en la mayor parte de los cotos que lleven a cabo estos programas de manera aislada en el espacio y en el tiempo, se pueda incluso aumentar las densidades de zorro. Al eliminar los ejemplares territoriales, se incrementa la inmigración de otros individuos (Baker y Harris, 2006). Por tanto, es necesario un esfuerzo sostenido de control o un trabajo a gran escala, siempre integrado en el resto de la planificación del coto (creación de refugios, mejora del medio, etc.).

Una especie sobre la que no se centran excesivos esfuerzos en su control es el jabalí. Este predador, que ha aumentado de forma considerable en los últimos 30 años (ver capítulo 4.1.4.), actúa de igual forma que el zorro, levantando las gazaperas. En el caso del jabalí, los conejos consumidos apenas resultan relevantes en un análisis de la dieta (Schley y Roper, 2003), pero debido a lo elevado de su población y a su forma de preñar pueden resultar determinantes en la dinámica del lagomorfo (Fernández-Llario y Mateos-Quesada, 2003).

Legislación vigente

Esta actividad tradicional está regulada legalmente, y para poder realizarla en la actualidad debe tenerse la autorización administrativa pertinente. En la mayor parte de los casos dicha autorización administrativa se concede sólo si se contempla en el Plan Técnico que regula el aprovechamiento cinegético del coto. Queda regulada por legislación europea, estatal y autonómica. De forma general, estas legislaciones han desembocado en la prohibición de los métodos de captura masivos y no selectivos, como el veneno o los cepos. Un método es selectivo, según interpreta la Comisión Europea, si se permite liberar al animal capturado en caso de no ser la especie-objetivo. De igual manera, es necesario que se cumplan los acuerdos internacionales establecidos en cuanto a captura no cruel (Decisión 98/487/CE y Decisión 98/142/CE, por las que se establecen acuerdos con Estados Unidos y con Canadá y Rusia).

A modo de resumen, las distintas legislaciones autonómicas en materia de caza y conservación de la naturaleza hacen mención a la necesidad de emplear métodos selectivos y no masivos en el control de predadores. En toda la legislación se resalta la necesidad de cumplir los acuerdos internacionales establecidos.

Efectos del control tradicional de predadores sobre el conejo

Acerca de si el control habitual de predadores consigue favorecer a las especies presa hay una extensa bibliografía (ver revisiones en Reynolds y Tapper, 1996; Côté y Sutherland, 1997; Sinclair *et al.*, 1998). En el caso del conejo de monte, las evidencias empíricas parecen confirmar que un adecuado control de predadores (centrado en el zorro) les permite aumentar su población (Newsome *et al.*, 1989; Banks *et al.*, 1998).

La hipótesis del *pozo de la predación* se ha presentado como plausible para explicar la situación actual del conejo (Pech *et al.*, 1992). Esta hipótesis predice que para especies con



Figura 4-35. Zorro capturado mediante disparo en un coto de caza.

una dinámica explosiva, como el conejo, cuando su número es inferior a una determinada cantidad, la predación que se produce es capaz de mantenerlos por debajo de esta cantidad (Krebs, 1996). Tal y como demuestra la experiencia de los gestores tradicionales de caza, este esfuerzo de control debe ser continuado, ya que el nivel poblacional del conejo puede volver a caer cuando el zorro re-invada un lugar donde se controlaba (Banks, 2000).

De forma resumida, el control de predadores puede ser una herramienta eficaz para el fomento de las poblaciones de conejo (Banks *et al.*, 1998). Para lograr esta eficacia debe ser mantenido en el tiempo, es decir, debe realizarse un esfuerzo sostenido de extracción (Banks, 2000). Además, el control de predadores, en caso de llevarse a cabo, debe realizarse de forma integrada en el resto de la gestión del coto (Covisa, 1998). Por ejemplo, si se realiza a la vez que se crean refugios, de forma que los conejos que no sean predados encuentren lugares adecuados para criar, los efectos sobre la población deben ser apreciables en el medio plazo. Además, la creación de los refugios debe estar integrada en la planificación del coto, siendo más convenientes establecerlos en las áreas de reserva (Consultora de Recursos Naturales, 2005).

Herramientas

Las herramientas que más se han empleado para trampear de forma tradicional, venenos y cepos, han quedado totalmente prohibidas por la legislación vigente. En la actualidad, las herramientas que se autorizan para realizar el control de predadores son métodos selectivos extrínsecamente, es decir, aquellos en los que el controlador puede liberar o dejar escapar al animal no objeto de la autorización. Todas las herramientas para el control de la predación debieran ser manejadas por personal acreditado. Debemos distinguir entre herramientas para trampear y para eliminar. Los métodos de trampeo (cajas trampa, lazos con freno, etc.), debieran ser manejados por personal capacitado y acreditado. Por su parte, para el manejo de armas de fuego es preceptivo una licencia administrativa.



Figura 4-37. Zorro joven capturado en una jaula trampa.

Acerca de las herramientas más habituales para realizarlo, también son pocos los estudios realizados hasta el momento (Shivik *et al.*, 2005), especialmente en España (ver Ferreras, 2003). En la actualidad se está experimentando con nuevos métodos de captura que ofrecen resultados esperanzadores en cuanto a selectividad, eficacia y bienestar animal (Muñoz *et al.*, 2007). Los nuevos métodos probados, Belisle® y Collarum®, parecen cumplir todos los estándares exigibles, por lo que es de desear que se puedan poner en marcha, mediante las autorizaciones preceptivas, allí donde sean necesarios.

Con respecto a los métodos habituales es necesario resaltar la baja efectividad de las cajas trampa para la captura de zorros (Baker *et al.*, 2001) y su baja selectividad intrínseca (Duarte y Vargas, 2001). Esto es contrarrestado por su alta selectividad extrínseca, pues permite la liberación de la especie-objetivo sin daños cuando se opera debidamente (Muñoz *et al.*, 2007). Su selectividad depende decisivamente del instalador (Otero, 2005), de manera que cuando están entrenados, aquella puede ser alta (Muñoz *et al.*, 2007). Los métodos basados en el disparo (aguardos, batidas y, parcialmente, la caza con perros de madriguera) muestran una alta selectividad, aunque son poco flexibles en su aplicación, ya que sólo suelen autorizarse en los días hábiles de la temporada general de caza. La caza con perros de madriguera se basa en el control de los zorros durante el período de cría. Se introducen en la zorrera perros de tipo terrier (principalmente jagd-terrier o teckel) que, o bien matan al zorro en el interior de su madriguera, o bien lo hacen huir, lo que se aprovecha para dispararle.

Los lazos con freno se han empleado en algunas zonas mediante alares, que consisten en baterías de lazos instalados en los pasos habituales de los zorros. A fin de que los zorros pasen por el hueco se amontonan restos de poda a los lados del mismo. Este paso forzado hace que los zorros caigan en el lazo con freno, de forma que se pueda proceder a su control. Es un método cuya selectividad depende del instalador (Otero, 2005), permitiendo buena selectividad y eficacia cuando los instaladores están entrenados (Muñoz *et al.*, 2007).

Aunque su efectividad está poco comprobada, se han empleado otros métodos basados en la exclusión territorial por competencia, tanto intra como interespecífica. En el caso del

zorro, y a fin de fomentar la competencia intraespecífica, se han llevado a cabo diversos programas de esterilización (Bradley, 1994), sin eliminar a los ejemplares capturados. Los resultados de dichos programas son esperanzadores, siempre y cuando se realicen adecuadamente (Caughley *et al.*, 1992). Aun así, se ha detectado una reducción de la territorialidad en las hembras esterilizadas (Saunders *et al.*, 2002). En relación al área en la que se distribuye el buitre negro se han llevado a cabo acciones en el Parque Nacional de Monfragüe, con resultados también positivos (datos inéditos).

4.1.3.5. Actuaciones sobre el medio para el fomento del conejo

La mayor parte de las medidas de gestión del medio que resultan favorables al conejo han quedado ampliamente expuestas en otros capítulos del presente manual, al tratar la relación de aquellas con el buitre negro. Por ello, a continuación nos limitamos a enumerar las más relevantes según el tipo de gestión, y remitimos a los capítulos del presente manual en los que se desarrollan con detalle.

A. Gestión agraria (agrícola y ganadera, ver capítulo 3.2):

1. Cultivos herbáceos de secano y ordenación agrícola.
2. Cultivos herbáceos de regadío.
3. Cultivos leñosos.
4. Cerramiento de cultivos.



Figura 4-38. Aspecto del sotobosque de una repoblación de *Pinus nigra* en el mes de abril, en la que se observa la ausencia de matorral protector para la fauna y la escasez de pasto.

5. Tratamientos fitosanitarios.
6. Conservación y restauración de linderos.
7. Implantación y mantenimiento de praderas.
8. Fertilización de pastos.
9. Descolinado y desbroces.
10. Charcas y abrevaderos.
11. Combate de plagas.
12. Rozas de regeneración.

B. Gestión forestal (ver capítulos 3.1. y 3.2.):

1. Claras y clareos de repoblaciones de coníferas:

La incidencia directa que poseen sobre el buitre negro ya ha sido comentada en el capítulo 3.1. y 3.2., pero no así su repercusión sobre el conejo de monte. Tal y como se ha recordado con anterioridad, parte del área de distribución del buitre negro fue objeto de repoblaciones con coníferas (*Pinus pinea* y *Pinus pinaster*, principalmente) a densidades muy altas (1.500 a 2.200 pies/ha y más). Con posterioridad a la plantación apenas se han llevado a cabo tratamientos intermedios. Por ello, actualmente presentan densidades y espesuras tales que:

- impiden el crecimiento y fructificación óptima de la masa;
- suponen un fuerte riesgo de incendio y un estado sanitario deficiente de los pies (falta de vigor);
- y presentan una ausencia general de matorral y pasto bajo la cubierta (ausencia de luz) y un escaso desarrollo individual de los pies (ver figura 4-38). Es por esto último que suponen un hábitat poco idóneo para el conejo y para el buitre negro.

No obstante, para el fomento del conejo, resulta aconsejable intervenir estas masas, fundamentalmente a base de claras y clareos (dada la edad y estructura de la mayoría). Para una descripción detallada de qué tratamientos aplicar en cada caso para fomentar las poblaciones de conejo y cómo ejecutarlos para no interferir con el buitre negro recomendamos lo expuesto en los capítulos 3.1.1 y 3.1.2 (además de Vignote *et al.*, 2001a y b; González y San Miguel, 2004; San Miguel, 2006).

2. Áreas cortafuego (ver capítulos 3.1.2.3 y 3.1.2.5)

4.1.3.6. Actuaciones sobre las poblaciones de conejo

1. Refugios para el conejo

La conservación, mejora o creación de refugio de calidad para el conejo es una medida muy aconsejable para la recuperación de sus poblaciones, que persigue facilitar y acelerar el crecimiento natural de las poblaciones existentes reduciendo su tasa de mortalidad y aumentando la de éxito reproductivo. No obstante, la utilidad de esta acción está muy influida por la presencia de alimento y agua. Si estos elementos no están presentes en calidad y cantidad



Figura 4-39. Los majanos de piedra forman parte del paisaje tradicional en numerosas regiones ibéricas. Imagen de uno en San Carlos del Valle, Ciudad Real.

suficientes, los resultados del fomento de refugio se ven mermados. Supone poner a disposición de los conejos lugares seguros en los que:

1. escapar o resistir los ataques de los predadores, tanto aéreos como terrestres, y los efectos del sobrepastoreo;
2. reproducirse;
3. y generar madrigueras nuevas (o que crezcan las existentes) a partir del refugio.

Antes de abordar la variada tipología de refugios para el conejo, merece la pena resumir las siguientes recomendaciones generales sobre los mismos:

1. Sobre la estructura:

- Exteriormente deben ser compactos y resistentes, con materiales impermeables o amortiguadores de la temperatura.
- Interiormente deben reproducir lo mejor posible la estructura de los vivares naturales: oscuridad, pocas variaciones de temperatura (y amortiguados respecto a la exterior), con cámaras y compartimentos diferenciados y surcos o galerías.
- Grandes (al menos 10 m²) y con el mayor número posible de bocas.
- Forma indistinta, según materiales.

2. Sobre la ubicación:

- Próximos a zonas de alimentación de calidad, o complementarios a mejoras de pastizales (ver capítulo 3.2.5).

- Próximos a vegetación que actúe de refugio complementario adicional.
- Cerca de arroyos o puntos de agua, no en posiciones inundables y sí alejados de las escorrentías locales.
- Cerca de vivares naturales, que supongan fuente de ejemplares jóvenes para colonizar los refugios.
- Complementando núcleos de repoblación, en su interior o en la periferia, para contribuir a extender el núcleo de suelta inicial.

Según sustratos y objetivos, se pueden destacar los siguientes tipos de refugios:

CATEGORÍA	DURABILIDAD	TIPO	CRÍA (1)
1. Superficiales (terrenos encharcables)	Alta	De piedra (majanos)	CP
		De palets	CP
		Prefabricados, de ladrillo o cerámica	CP
	Media-Baja (complementarios)	De restos vegetales	MP-LP
		De tierra	MP-LP
2. Subterráneos (terrenos permeables)	Alta	De tubos de hormigón y cámaras	CP
		<i>Gazaperas</i> (tubos y cámaras)	CP
3. Mejora cobertura arbustiva	Alta	Protección individual pies	MP-LP
		Protección superficies (> 1 ha)	MP-LP
		Revegetaciones	LP

Tabla 4-7. Tipos de refugios para fomento del conejo recomendables clasificados según el tipo de sustrato para el están indicados y su durabilidad natural estimada.

(1): Se refiere a la aptitud de cada tipo de refugio para servir, además de como tal, como lugar de cría para el conejo. Las siglas aluden a si se considera que el conejo puede criar en ellos a corto plazo (CP): primera temporada reproductora siguiente a la instalación; medio plazo (MP): segunda o tercera temporada reproductora siguientes a la instalación; o largo plazo (LP): cuarta o sucesivas temporadas reproductoras siguientes a su instalación. Si bien estos plazos están condicionados por la abundancia inicial de conejo en el área.

1.1. Refugios superficiales o semienterrados:

1.1.1. De durabilidad alta

1.1.1.a. De piedra (*majanos*): los más característicos (*Montiel*) son circulares, con varios niveles de piedra. Éstas se disponen capas superpuestas dejando calles vacías en el nivel inferior (10-15 cm) que hacen de galerías, por las que los conejos puedan transitar y a partir de las que los conejos puedan excavar nuevas. Utilizan piedra de diferente tamaño para darle consistencia (sin huecos) y evitar que los depredadores accedan a las galerías.

Existen algunas variaciones sobre este tipo (ver figura 4-40). Cuando la piedra no abunda, hay varias posibilidades de reducir la cantidad de necesaria:



Figura 4-40. Encierro: majano típico de *Despeñaperros*, dos años después de su construcción. Obsérvense las galerías excavadas por los conejos sobre la tierra que lo cubre. Se encuentra integrado en una parcela de siembra.

- interior con paños de mallazo (de luz que permita el paso de los conejos, doblado en los bordes a modo de patas, compartimentado con piedras también y granes para los conejos se sientan seguros en su interior);
- emplear tubo de hormigón en los orificios, del diámetro menor posible, con lo que además se refuerzan las entradas frente a la escarbadura de predadores;
- o bien bloque de hormigón para construir las propias paredes del refugio.

1.1.1.b. De palets y otros materiales: se construyen disponiendo varios palets sobre tierra removida, separados entre sí unos 15 cm, a la manera de galerías de madriguera. Esta estructura se cubre con piedra, tierra, monte o una combinación de los tres. Resulta recomendable reforzar con mallazo por encima y en el perímetro, con tubos las bocas y con piedras o troncos el perímetro.

1.1.1.c. Prefabricados, de ladrillo o material cerámico: para lugares en los que se quiera manejar con posterioridad y facilidad la población de conejos (por ejemplo, para revacunaciones o extracciones), hay ejemplos de refugios menos *naturales*:

- circulares (3 m de diámetro) de polipropileno inyectado comercializados por *Mayoral*;
- de ladrillo, mallazo y aislante sintético, diseñados por D. Antonio Arenas. Se construyen disponiendo una plancha de mallazo (para evitar la excavación de galerías nuevas que dificulten el manejo) sobre una capa de gravilla y arena (para el drenaje).

1.1.2. De durabilidad media o baja

1.1.2.a. De restos vegetales: los refugios de esta categoría tienen el inconveniente fundamental de ver reducida su resistencia inicial a medida que pasa el tiempo (los restos se



Figura 4-41. Refugio para conejos construido con palets y piedra, y reforzado con tubos en las bocas.

secan y parten hasta hundir parte o toda la estructura). Por ello, su efectividad a largo plazo depende de:

- reaporte y ahuecado periódicos del material;
- reforzamientos (mallazo, troncos gruesos, tierra, etc.);
- tamaño y disposición de los restos (lo más imbricado posible).

1.1.2.a.1. Enramados y chozos (con restos de diámetro pequeño): son, junto a los majanos de piedra, un refugio tradicional muy empleado. Se construyen con restos procedentes de podas, desbroces o resalveos (con ramas, ramillas o haces de jaras o brezos). La parte superior debe ser también firme a la penetración de predadores, con muchas ramillas, muy imbricadas.



Figura 4-42. Enramado con restos de poda de encina en un área de baja cobertura arbustiva pero con presencia de conejo.

1.1.2.a.2 Con restos de gran diámetro: se construyen con restos de corta de pies maderables (fundamentalmente claras y clareos), disponiendo dos niveles de troncos descortezados en el suelo y cubiertos por abundante ramaje. Los troncos, cortado en trozas de aproximadamente 1 m, se disponen separados entre sí 15-20 cm en cuatro módulos y en diferentes direcciones. Es importante que las ramas se dispongan como en el caso de los enramados, simulando un cono y llegando hasta el suelo, para cubrir los espacios entre bocas (ver figura 4-43).

1.1.2.a.3. Tocones y tierra (*boliches*): en áreas donde se llevan a cabo trabajos de eliminación de repoblaciones de eucalipto, se han construido refugios con tocones y tierra dispuestos en grandes grupos (20 m³ aproximadamente), o incluso amontonamientos sólo de tocones, imitando la estructura de majanos de piedra (con huecos accesibles a conejos, pero no a predadores).

1.1.2.b. De tierra: es conocido el carácter excavador de los conejos y su predilección por la tierra removida, por lo que proporcionarles cúmulos de tierra excavables es una opción válida y sencilla para que creen nuevas galerías en ellos. Su objetivo final es similar al expresado para los *beetle banks* (ver capítulo 3.2.5).



Figura 4-43. Refugio para conejos construido en un área de tratamiento de pinar (claras) con los restos de los trabajos.

1.2. Refugios subterráneos

En terrenos sin problemas de permeabilidad (con abundancia de arenas), es posible construir refugios artificiales, enterrados, que se acercan aún más a las condiciones y estructura de los naturales.

1.2.1. De tubos de hormigón y cámaras

Se trata de estructuras diseñadas y utilizadas por la Fundación CBD-Hábitat, imitando las condiciones de los vivares naturales (Kolb, 1985). Se disponen totalmente

Figura 4-44. Aspecto de un núcleo de refugios subterráneos de tubos inmediatamente después de su construcción. Se han dispuesto entre el berrocal y el pastizal.



enterradas, y están compuestas por tubos de hormigón (1 m de longitud y 15 cm de diámetro) y cámaras de paso (unión de los tubos) y de cría (contiguas a las de paso), de resina o plástico. Tienen la ventaja de quedar perfectamente integrados en el entorno a corto plazo, cuando la vegetación espontánea crece sobre la tierra que los cubre. Su efectividad ha sido comprobada en recientes estudios (Muñoz, 2005; Fundación CBD-Hábitat 2006a, b, c).

1.2.2. Gazaperas

Para el crecimiento poblacional del conejo tiene importancia que las hembras secundarias cuenten con refugios resistentes en los que completar la cría (sin predación de los gazapos). Las gazaperas son un refugio pensado para este problema. Se trata de estructuras similares a las de los refugios de tubos y cámaras antes explicados pero simplificadas. Se componen de sólo 2-3 tubos y 1-2 cámaras.



Figura 4-45. Pie de lentisco muy ramoneado, protegido por malla cinégetica para permitir que recupere la forma globular que proporciona refugio al conejo.

1.3. Mejora de la cobertura arbustiva como refugio

1.3.1. Protección individual de pies o pequeñas manchas de arbustos y regenerado: una manera muy útil de fomentar el refugio de calidad para el conejo, especialmente en hábitat sobrepastoreados, es fomentar la vegetación que de manera natural cumple esa función. Así, se puede optar por vallar temporalmente pies o pequeñas manchas (2-3 m de lado). Debe emplearse un vallado permeable a los conejos, de manera que cumplan el objetivo perseguido desde el momento de su instalación (por ejemplo, malla cinegética).

1.3.2. Protección de grandes manchas (> 1 ha): para casos similares a los anteriores (pérdida excesiva de cobertura arbustiva por sobrepastoreo o incendio), en aquellos lugares donde no se interfiera con otros usos, la exclusión a grandes herbívoros es una opción admisible. Se puede hacer de forma similar pero abarcando áreas más grandes (> 1 ha).

1.3.3. Revegetaciones arbustiva (generales, de ribera y de *beetle banks*): en aquellos casos en los que la ausencia de vegetación es especialmente intensa, se puede optar por la revegetación arbustiva, plantando especies autóctonas, adecuadamente protegidas de los herbívoros.

2. Protección de vivares naturales

Se trata de protegerlos de la acción de otros animales, fundamentalmente de los herbívoros, que no predan sobre el conejo pero que, en exceso, deterioran la cobertura vegetal (Paton *et al.*, 2004), de los carnívoros y algunos ungulados, que sí predan sobre él, aunque sea sólo ocasionalmente, como en el caso del jabalí (Schley y Roper, 2003).

2.1. Exclusión a ungulados de áreas grandes (> 1 ha): hay experiencias positivas con cerramientos eléctricos, que tienen la ventaja de su fácil movilidad, por lo que se puede ir rotando por distintas áreas de vivares, si bien lo más frecuente es el vallado con malla cinegética. Asimismo, se pueden llevar a cabo acciones en el interior de estos acotados que aceleren la recuperación de la vegetación (revegetación arbustiva), siempre con precaución de no dañar los vivares.

2.2. Protección o reforzamiento de vivares naturales individuales: otra opción es acotar individualmente una madriguera con todas sus bocas (normalmente, más de 500 m²). Los efectos son similares a los expuestos para áreas grandes. Resulta más costoso en cuanto a unidad de superficie protegida. También existen algunas experiencias de reforzamiento de la superficie y/o las bocas de los vivares más afectados por escarbaduras mediante distintas estructuras.

2.3. Entaramado de vivares naturales: es una práctica muy arraigada en muchos cotos de caza menor, consistente en cubrir los vivares naturales con ramas y otros restos de podas, resalveos o desbroces manuales, de manera que las ramas creen una estructura permeable a los conejos, pero inaccesible a los predadores. La manera de realizarlo adecuadamente es disponer las ramas y demás elementos vegetales generando una estructura que cubra el vivar respetando los pasos habituales a las bocas (se sabe que los conejos son especialmente sensibles a alteraciones en sus caminos habituales de huida; Otero, 2005). Así, no se aconseja entaramar vivares naturales activos que no hayan sido tratados así tradicionalmente, o hacerlo al borde de éstos



Figura 4-46. Entaramado tradicional sobre vivares naturales: a la izquierda aspecto general, y a la derecha se pueden ver dos conejos refugiados delante de la boca.

para ampliar su superficie. No conviene proteger a la vez todos los vivares de una zona, para que los conejos se acostumbren gradualmente. Los trabajos deben llevarse a cabo fuera de la época de reproducción y con cuidado para no colapsar ni hundir el vivar al trabajar sobre él. Necesita mantenimiento (reaporte de ramas y ahuecado) para resultar resistente.

3. Alimentación y agua suplementarias para la caza menor

Se ha comprobado que la carencia de agua puede provocar la reabsorción de fetos o interrumpir la lactación en las hembras de conejo (Myers y Poole, 1961). En el medio mediterráneo esta circunstancia resulta especialmente significativa, puesto que a finales de primavera el pasto aparece seco. Una medida recomendable para aumentar la productividad de las poblaciones de conejo es la presencia y mantenimiento de una red de puntos de agua activos en las épocas más secas. Sobre la importancia de la disponibilidad de alimento para el conejo puede decirse algo similar, especialmente en los momentos en los que el medio es deficitario en la oferta de proteínas y minerales. Se ha comprobado la relación entre el comienzo de la época reproductiva y el incremento de la disponibilidad de alimento de calidad (Villafuerte *et al.*, 1997). La disponibilidad de alimento en el medio mediterráneo es muy variable en calidad



Figura 4-47. Un conejo bebe en una charca pequeña, que mantiene agua en verano.

y cantidad, por lo que su búsqueda, una vez agostados los pastos, se hace una tarea ardua para el conejo, traducida en pérdida de condición corporal y cese de período reproductor (Boyd y Myhill, 1987). Además, aumenta el riesgo de predación (más tiempo de búsqueda fuera y lejos del refugio, Wallage-Drees y Michielsen, 1989). Por ello, otra medida aconsejable, especialmente en áreas de alta densidad de conejo, es el aporte adicional de alimento de calidad.

Respecto a la selección del alimento adecuado, conviene recordar que cambios bruscos en la dieta pueden desencadenar procesos intestinales negativos en el conejo (disbiosis, enteropatías,...). Tras varios ensayos, parece ser la alfalfa, en rama o granulada de reducido tamaño (tipo pellet; De Blas, 1988), el alimento indicado, si bien también se pueden suministrar cereales como el trigo o la avena.

Las medidas para el aporte suplementario de agua y alimento pueden ser:

1. Bebederos artificiales: constan de depósitos de capacidad variable y piletta pequeña, para minimizar la evaporación. Se aconseja disponerlos a la sombra de árboles o arbustos, orientados hacia el norte para minimizar las horas de insolación directa, y en lugares accesibles para su relleno.

2. Pequeñas charcas: otra forma de proporcionar agua a los conejos es la creación de puntos de agua de tipo charca de pequeñas dimensiones (menos de 10x10 metros). Se pueden aprovechar veneros que conserven agua en verano y adecuarlos allanando y ampliando una superficie donde se acumule el agua que brota.

3. Adecuación de fuentes, abrevaderos y pozos: dejando rebosar directamente el agua, o soterrando pequeñas tuberías desde el abrevadero o el pozo hasta piletas pequeñas. Estas piletas pueden protegerse para asegurar su uso por fauna menor y evitar los daños por ungulados. En el caso de fuentes, se pueden hacer adaptaciones para conejos y otra fauna menor, protegiendo (tapando con piedras) el nacimiento del manadero e instalando una superficie para recibir y acumular el agua; por ejemplo, con cemento.

4. Comederos artificiales: puede disponerse alimento en algún modelo de tolva, que habrá que proteger de los ungulados con estructuras suficientemente resistentes.

5. Aporte directo de grano en red de caminos: otra opción, empleada en terrenos excluidos a herbívoros, es repartir alimento adicional (grano de cereal, por ejemplo).

4. Repoblaciones con conejo

Las repoblaciones con conejo de monte son una práctica habitual en muchos cotos de caza y, más recientemente, en proyectos de conservación de especies amenazadas, para las que el conejo es una presa relevante. El objetivo general es el mismo: lograr poblaciones de conejo en buen estado que soporten un aprovechamiento cinegético o sustenten poblaciones de especies amenazadas.



Figura 4-48. Cagarrutero de conejo con excrementos antiguos y recientes. Puede usarse para estimar la presencia de conejo en la zona receptora, antes de emprender una repoblación.

En el caso de muchos cotos en los que se aprovecha el conejo pero éste no es abundante, las repoblaciones se entienden como una herramienta para hacer crecer las poblaciones a corto plazo y satisfacer demandas puntuales. Las repoblaciones asociadas a proyectos de recuperación de fauna son menos ambiciosas en términos absolutos (número de conejos puestos en carga), y más en su sostenibilidad temporal.

Las cuestiones más relevantes para las repoblaciones con conejo, por orden de ejecución, son:

1. *Evaluación previa de su idoneidad:* debe evaluarse bien la presencia remanente de conejo y los factores que causaron su escasez o ausencia actual ya que, de existir una población autóctona aceptable o de no haberla albergado nunca, la introducción de ejemplares de otras poblaciones está, en general, contraindicada.

2. *Adecuación del medio receptor:* el área donde se quiera repoblar deberá asegurar alimento y refugio en cantidad y calidad suficientes para el conejo, así como la presencia de



Figura 4-49. Aspecto general de un cercado de repoblación de conejos. Su interior contaba con un 60% de matorral y un 40% de pastizal.

agua en verano. Se deben elegir zonas con matorral y pastizal en mosaico, con piedra sólo si proporciona refugio, mejor en suelos excavables, cerca de arroyos y alejados de focos de furtivo.

3. *Procedencia*: Es una de las cuestiones más delicadas por su relación con las enfermedades y la adaptación al medio. La recomendación general es traslocar desde la zona geográfica más cercana ejemplares del mismo linaje: A o B (ADN mitocondrial; Alda *et al.*, 2006).

4. *Capturas*: suponen una gran fuente de estrés para los conejos (Letty *et al.*, 2003), pudiendo condicionar la viabilidad de la repoblación. Deben elegirse los métodos que lo minimicen, teniendo en cuenta la época del año sobre todo. Una opción poco lesiva es utilizar trampas con o sin cebo en las proximidades de madrigueras (cercones), o en áreas de alimentación (cercones, redes).

5. *Manejo, almacenamiento y transporte*: también son prácticas muy estresantes para el conejo, provocando, junto con la captura, un efecto inmunodepresor muy fuerte. Para minimizarlo:

- Los tiempos de almacenamiento y transporte (entre la captura y la cuarentena o la suelta) deben ser los menores posible, y durante ellos, los conejos deben permanecer en ambientes oscuros, frescos, con alimento hidratante y/o agua.
- Los recintos (jaulas) que ocupen deben estar muy compartimentados y no ser muy altos, para evitar que se hacinen unos conejos encima de otros.
- Deben incluirse grupos pequeños de conejos en cada compartimento, de manera que puedan moverse y se reduzcan las posibilidades de agresión entre ellos.
- Cada compartimiento debe contar con material absorbente en el suelo.



Figura 4-50. A la izquierda, colocación de las jaulas para el transporte de conejos de repoblación y, a la derecha, un detalle de la vacunación.

- La manipulación directa del conejo debe hacerse con la técnica de sujeción más adecuada, pinzando la piel del lomo, de manera que se evitan daños a los conejos y al manipulador. Nunca sujetar por las patas, las orejas, la cintura o los riñones, que pueden producir fracturas o lesiones internas.

6. *Control epidemiológico; vacunación, desparasitación y cuarentena:* la idoneidad de vacunar a los conejos de repoblación frente a las enfermedades que más les afectan (mixomatosis y EHV) está siendo objeto de estudio actualmente. De hecho, hay algún ejemplo de repoblaciones exitosas en las que ningún ejemplar fue vacunado antes de la suelta. No obstante, la vacunación de los conejos para repoblaciones es una obligación establecida por la normativa que las regula en la mayoría de las comunidades autónomas. En general, se recomienda lo siguiente:

- Vacunar adultos y subadultos contra las dos enfermedades (mixomatosis y EHVc). Los jóvenes que se vacunan sufren mayor mortalidad por efectos secundarios (Calvete y Estrada, 2004), y no es aconsejable en caso de hembras preñadas, pues provoca aborto.
- Respetar las condiciones de conservación de las vacunas en todo momento y aplicar todas las normas profilácticas necesarias.
- Limpieza y tratamiento de las posibles lesiones (colirios, cicatrizantes,...), y desparasitación externa.
- Mantenimiento de período de cuarentena en instalaciones acondicionadas. Debe durar, al menos, 6 días.
- La cuarentena post vacunación, además de interesante para descartar conejos portadores de enfermedad, sirve para que los conejos superen el período de inmunodepresión que sigue a la vacunación.

- A la vez que se vacunan y tratan, conviene sexar y repartir en los compartimentos disponibles grupos tal y como se quieran soltar (un macho adulto, dos hembras adultas y jóvenes o gazapos, hasta cinco por compartimento).
- Vigilar temperatura y aireación, alimento e hidratación, así como brotes de enfermedad para ir retirando posibles enfermos cuanto antes.

7. Seltas:

- Las mejores épocas para la suelta son principios de otoño o de primavera. Resultan preferibles las sueltas de otoño, pues hay mayor proporción de adultos y la supervivencia es mayor.
- Para reducir la dispersión inicial y la depredación en el momento de más desorientación (primera semana), es aconsejable que el núcleo de repoblación esté «cerrado». Una opción son los cerramientos eléctricos con varios hilos o bandas muy bajos y cercanos (Mayer y Ryan, 1991).
- Es preferible la suelta a primera hora de la mañana, para mantener los conejos encerrados unas horas –con algún alimento hidratante– y abrirlos al atardecer.
- Aunque depende del tipo y tamaño del vivar en el que se suelta, es recomendable soltar grupos pequeños (5-7 conejos/vivar), procurando respetar los grupos de la cuarentena, con la misma distribución de sexos y edades indicada.



Figura 4-51. Suelta de conejos en vivares de tubos. Obsérvese la manera correcta de manipular un conejo para no causar lesiones, y el aspecto de pasto con abundancia de leguminosas alrededor.

8. Mantenimiento:

- Alimento y agua: debe aportarse mediante comederos y bebederos si el medio no los ofrece en abundancia.



Figura 4-52. Cagarrutero de conejo a la entrada de un vivar artificial de tubos.

- Vigilancia de la predación: si se ha dispuesto algún sistema que evite el acceso de predadores debe revisarse su buen funcionamiento, especialmente en las primeras semanas.
- Reforzamiento de vivares, aporte de refugio y ampliación del núcleo: las instalaciones cercadas y los vivares artificiales, aunque se construyan resistentes pueden sufrir pequeños desperfectos por el paso del tiempo (deterioro de mallas) o por la acción reiterada de la fauna.
- También es conveniente observar la evolución del núcleo, e ir disponiendo refugios y vivares artificiales nuevos a medida que la densidad aumenta.

9. Seguimiento y evaluación: Por la importancia que su eficacia tiene para el sector cinegético y el conservacionista, que se traduce en inversiones, es recomendable y lógico seguir las repoblaciones de conejo (Muñoz, 2005).

5. Traslocaciones dentro del mismo coto

En aquellos cotos de caza que cuentan con una distribución desigual de conejo, es una práctica relativamente común trasladar ejemplares desde zonas de gran densidad a zonas

menos pobladas. Se trata de una medida aceptable si la distancia entre los lugares de origen y suelta es pequeña (3-5 km), por motivos similares a los expuestos a las procedencias en las repoblaciones con conejo.

6. Control epidemiológico de poblaciones naturales

La preocupación por las disminuciones poblacionales debidas a la incidencia de la mixomatosis y la EHVC ha llevado a la extensión de prácticas que tratan de controlar estas enfermedades en algunos cotos de caza menor. Las más habituales son campañas periódicas de vacunación de las poblaciones naturales, ya que las vacunas de las dos enfermedades tienen una duración limitada (6 meses-1 año), y la desparasitación de madrigueras, para evitar la presencia de vectores de los virus responsables.

1. Vacunación de poblaciones naturales: esta medida debe ser rigurosamente sopesada antes de acometerla, ya que presenta inconvenientes importantes. Las campañas de vacunación tienen un impacto negativo a corto plazo debido al estrés del manejo, que se añade al efecto inmunodepresor propio de las vacunas vivas (Calvete y Estrada, 2004).

2. Desparasitación de vivares: consiste en fumigar las bocas con productos tipo piretroides (piretrinas sintéticas) o malatión, insecticidas habituales en cosechas y jardines. El objetivo es eliminar o alejar los vectores de las enfermedades del conejo (mosquitos y garrapatas, fundamentalmente).



Figura 4-53. Conejo subadulto en la entrada a un vivar.

4.1.4. Caza mayor y buitre negro

Rubén Moreno-Opo, Francisco Guil y Alfonso San Miguel

4.1.4.1. Los unguados cinegéticos. Introducción

La caza mayor ha adquirido en los últimos años un auge importante, pasando de ser un recurso secundario a convertirse en la principal fuente de ingresos en numerosas fincas y explotaciones donde cría y se alimenta el buitre negro, por encima incluso de la ganadería, la agricultura y determinados aprovechamientos forestales. A pesar de que su producción no está subvencionada por primas y fondos europeos, genera una importante inyección económica en los terrenos donde se gestiona.

El incremento de la demanda de caza mayor ha venido provocado por la valorización de la actividad, el prestigio que otorgan los trofeos conseguidos y el aumento de la afición deportiva entre amplios colectivos sociales. Al tratarse de una actividad creciente, la gestión para su promoción no ha estado arraigada en el territorio durante mucho tiempo histórico. Por ello, en la actualidad se están ensayando y concretando los métodos más convenientes para aumentar la rentabilidad de la caza mayor, en calidad, cantidad y carácter deportivo, y para hacerla compatible con la conservación del resto de elementos del medio natural. Esto resulta importante para los ecosistemas mediterráneos donde habita el buitre negro, puesto que un crecimiento desmesurado de las poblaciones de unguados cinegéticos puede conllevar daños sobre distintos elementos del paisaje si no se gestiona de forma adecuada (Fernández Olalla, 2006).



Figura 4-55. El ciervo es el unguado cinegético más característico de los montes mediterráneos donde habita el buitre negro.



Figura 4-56. El jabalí es la especie cinegética más ampliamente distribuida por toda la península Ibérica.

Son varias las especies de caza mayor presentes en las áreas en que habita el buitre negro. El ciervo *Cervus elaphus* es la especie más característica en las fincas de caza mayor de las zonas mediterráneas. Vive prácticamente en todos los cotos dedicados al aprovechamiento cinegético y tiene unos requerimientos ecológicos bien conocidos por los gestores, basados en necesidades de hábitat, alimento y tranquilidad (Caballero, 1985; Ballesteros, 1998; Montoya, 2000).

Otra especie que cohabita con el buitre negro es el jabalí *Sus scrofa*, auténtico todoterreno de los montes mediterráneos y el más abundante artiodáctilo silvestre de España. Es la especie de caza mayor que más conflictos genera con los agricultores, debido a los daños que causa sobre las cosechas; con los ganaderos, pues levanta los prados y pastizales en busca de alimento, y con los cazadores, ya que depreda sobre especies de caza menor. Es omnívoro, y puede aprovechar un amplio espectro de tipos de alimento (Herrero, 2004). Esto le proporciona la posibilidad de adaptación a distintos ecosistemas, desde los pastizales y bosques de montaña hasta las llanuras más secas. Tiene un crecimiento poblacional elevado (Garzón, 1991), debido también a la ausencia actual de depredadores naturales y a la imposibilidad de control de todas sus poblaciones mediante vallados cinegéticos.

El resto de especies cinegéticas son más escasas, y algunas han sido introducidas por el hombre en cotos de caza mayor. Es el caso del gamo *Dama dama* y el muflón *Ovis ammon*, muy adaptables a los distintos medios mediterráneos. Ambas son especies introducidas en la península con fines cinegéticos. Cuando conviven en los mismos espacios pueden aparecer fenómenos de competencia por el alimento, sobre todo entre el ciervo y el gamo (González y San Miguel, 2004).

El corzo *Capreolus capreolus* es una especie autóctona del monte mediterráneo, el cérvido de menor tamaño de los presentes en España, mucho más escaso y especialista que el resto. Se alimenta de brotes de vegetación leñosa y herbácea (Fandos *et al.*, 1987), viéndose desplazado cuando las poblaciones de ciervos son muy abundantes, entre otras causas por competencia trófica (Blanco, 1998). Se distribuye, de forma discontinua, por los macizos montañosos del centro y sur de la península y por la mayor parte del norte peninsular. En el centro y norte la especie está expandiendo sus efectivos (San José, 2002). En el sur sus poblaciones son más escasas, están en regresión y poseen un notable interés, al tratarse de poblaciones de diferente morfología (Delibes, 1996).

La cabra montés *Capra pyrenaica*, endémica de la península Ibérica, coincide con el área de distribución del buitre negro en el Sistema Central y Sierra Morena, lugares donde quedó relegada tras un descenso acusado de sus poblaciones hasta la década de los 1950-1960 por la presión humana (Blanco, 1998), ya que se trata de un trofeo de caza muy apreciado. Adaptado a la vida en roquedos, selecciona un amplio espectro de recursos tróficos (Martínez, 1987). Sus poblaciones se ven afectadas por la pérdida de hábitat adecuado, numerosas enfermedades –sobre todo la sarna sarcóptica– y la fragmentación de sus poblaciones (Granados *et al.*, 2002).

4.1.4.2. Tendencia y dinámica poblacional

Las poblaciones de ungulados cinegéticos han experimentado, en términos generales, un aumento de sus poblaciones en los últimos 30 años en España. Analizando las estadísticas de caza, las dos especies de caza mayor más comunes, el ciervo y el jabalí, han aumentado sus poblaciones de forma espectacular (Ministerio de Agricultura, varios años). Al evaluarlo de forma relativa, podemos observar cómo las capturas casi se han multiplicado por 8 en el plazo de 30 años (figura 4-57).

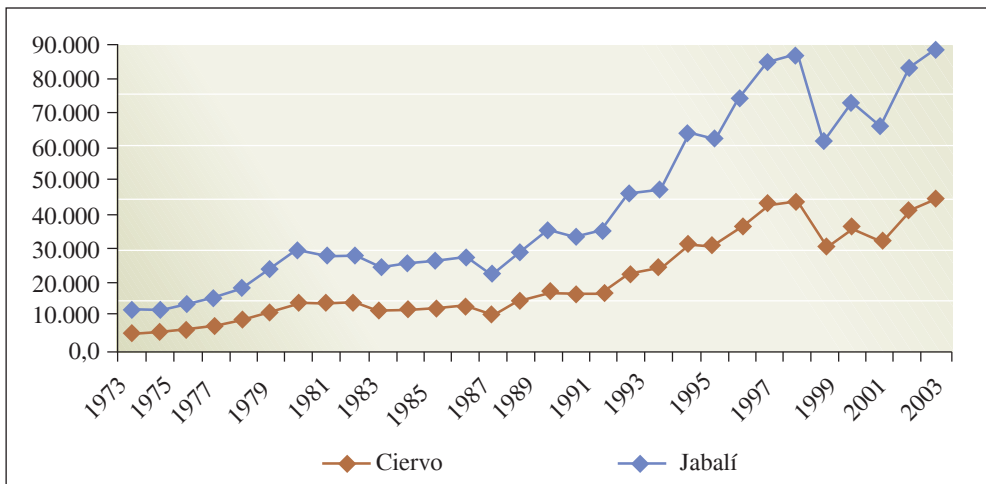


Figura 4-57. Evolución del número total de piezas de caza mayor (ciervo y jabalí) abatidas en las provincias donde cría el buitre negro, obtenido de series de caza (Instituto Nacional de Estadística 2006).

Las implicaciones de este incremento poblacional son aún desconocidas, aunque en muchos casos no son compatibles con la regeneración o conservación de la cubierta vegetal, especialmente en el caso del ciervo (Montoya, 2000). El jabalí presenta actualmente unas densidades de hasta 12 individuos/km² (Rosell y Herrero, 2002) y se dan abundantes casos de fincas con densidades de más de 50 ciervos/km² (Ballesteros, 1998). Son valores muy altos para mamíferos herbívoros del tamaño y requerimientos de las especies mencionadas. Las necesidades de realizar monterías competitivas (con elevado número de piezas abatidas) obligan a la presencia de elevadas densidades de ungulados. Parece necesario que, para garantizar la compatibilidad de la actividad cinegética con la preservación del medio, se valoren los que han sido de forma tradicional los elementos de la caza (contacto con la naturaleza, belleza del espacio, emoción del lance, presencia de especies amenazadas, etc.), por encima del número de piezas abatidas.

Este incremento poblacional ha llevado consigo un considerable aumento de las rentas económicas. Así, el valor económico resultante de la caza mayor se ha multiplicado por cinco desde el año 1986 hasta 2002, pasando de unos ingresos mínimos de unos doce millones de euros por temporada de caza (57.330 piezas cazadas en 1986) a casi cincuenta y siete millones de euros (216.282 piezas cazadas en 2002, según el Instituto Nacional de Estadística, 2006). Junto al valor de las piezas, debe considerarse la importancia de la caza mayor como motor económico de las zonas donde se lleva a cabo la actividad, con incidencia positiva sobre sectores como el turismo (hoteles, restaurantes), guardería de fincas, rehalas, postores, arrieros, taxidermistas, armerías, etc.

4.1.4.3. Importancia de la caza mayor para el buitre negro

Las poblaciones de ungulados cinegéticos tienen gran importancia para el buitre negro (ver una exposición en capítulo 4.1.1). Los cadáveres de especies de caza mayor y despojos de monterías contribuyen a alimentar a las carroñeras de forma importante. También los individuos que quedan heridos y posteriormente mueren en el monte. Los estudios de dieta realizados para la especie muestran que el ciervo y jabalí aparecen en porcentajes significativos en las egagrópilas analizadas.



Figura 4-58. Buitre negro juvenil alimentándose de despojos de ciervos, principalmente patas y vísceras, tras una montería.

El consumo de restos de ungulados de caza mayor se produce sobre todo durante la época invernal, coincidiendo con las jornadas de monterías. Los buitres negros acuden a las zonas donde se caza para aprovechar los restos y despojos de las piezas cobradas, o incluso alguna res muerta antes de ser recogida por el personal de la montería. Entre octubre y febrero, un importante porcentaje de la población ibérica no reproductora se mueve en las fincas de caza mayor de Sierra Morena, Montes de Toledo, sierras de Extremadura y Sistema Central para aprovechar los abundantes restos que quedan en el campo. Los buitres negros no sólo dependen de la abundancia de ungulados silvestres existente, sino también de la voluntad de los gestores cinegéticos y guardas de las fincas para poner a disposición de las carroñeras los restos de los animales cazados. Durante el resto del año los buitres negros también se alimentan de restos de ungulados cinegéticos, aunque de forma mucho más escasa (muerte naturales, restos de placentas, recién nacidos en primavera y descastes realizados en verano).

Por tanto, los cadáveres de ungulados cinegéticos y sus despojos son una fuente de alimento trascendental para el buitre negro, de forma aparentemente creciente. El aumento de las poblaciones de estas especies de caza mayor hace que los buitres exploten estos recursos cada vez con más frecuencia. A esto se une, además, el descenso de las poblaciones de conejo sufrido en España en los últimos 15 años con la aparición de la enfermedad hemorrágica vírica, así como la reducción del número de cadáveres de ganado ovino, caprino y bovino que se dejan en el campo para que los buitres se alimenten y el cese de actividad de determinados muladares.



Figura 4-59. Una buena gestión de las poblaciones de ungulados cinegéticos resulta beneficiosa para la conservación del medio natural en general. Ha de realizarse de acuerdo con unos objetivos y criterios de actuación concretos.

La caza mayor también resulta importante para el buitre negro desde otros puntos de vista. Las acciones para la gestión de los ungulados cinegéticos pueden influir también en la viabilidad poblacional de la carroñera (ver capítulos 3.1.1., 3.1.2. y 3.1.3.). La apertura de tiraderos, pistas y su mantenimiento (Galán *et al.*, 1997), o la instalación de comederos

para las reses, pueden influir negativamente si se producen molestias en las áreas de cría. La presión que sufren algunas masas boscosas por el ramoneo de ciervos reduce la calidad del hábitat por pérdida de vegetación arbustiva y arbórea en regeneración (González y San Miguel, 2004; Fernández Olalla, 2006) y puede condicionar en el futuro esas áreas como receptoras de parejas reproductoras de buitres negros. En cualquier caso, si la gestión se realiza de forma adecuada, controlando las cargas mediante descastes, suplementando con alimento adecuado, respetando fechas y áreas para realizar las actividades y destinando los despojos de las cacerías a las necrófagas, los buitres negros se verán muy favorecidos por la gestión de la caza mayor.

4.1.4.4. La situación sanitaria y legal de los ungulados silvestres

Si existe una elevada densidad de ungulados en fincas cerradas, la probabilidad de transmisión de enfermedades entre los individuos es mayor, pudiendo ser reservorios de éstas durante largos períodos de tiempo. La prevalencia de las enfermedades aumenta por el incremento del contacto a través de puntos de agua, puntos de alimentación, heces, etc. Por eso, la prevención de enfermedades y la detección a tiempo de episodios de contagio resultan fundamentales para no producir problemas sanitarios graves en los ungulados cinegéticos (González y San Miguel, 2004; Gortázar *et al.*, 2006).

Son varias las enfermedades y parásitos detectados en las especies de caza mayor, sobre todo en el ciervo y el jabalí. Pueden tener una incidencia grave y son de muy distinto tipo; además de afectar a las poblaciones animales también pueden ser transmitidas al hombre y al ganado doméstico. Entre los parásitos, se conocen varios tipos de garrapatas, que pueden afectar gravemente a las crías, dípteros hipodérmicos, dípteros que provocan miasis y nemátodos intestinales y pulmonares, que pueden causar eleaophorosis (Soriguer *et al.*, 1994; San Miguel *et al.*, 2000; Baños, 2004). También, parasitaciones por helmintos pueden producir triquinosis y toxoplasmosis, sobre todo en el jabalí (Gortázar, 2005). Las enfermedades más incidentes son de origen bacteriano, siendo comunes la tuberculosis, la



Figura 4-60. Tras la celebración de las sesiones de caza, las piezas cobradas son analizadas por los veterinarios asistentes. Se comprueba el estado sanitario de cada animal antes de que los carniceros procedan a su desuello y transporte.

paratuberculosis, la brucelosis, el carbunco y la queratoconjuntivitis en el ciervo (Baños, 2004), y la tuberculosis y brucelosis en el jabalí. Las enfermedades de origen vírico afectan en mayor nivel a los jabalíes, como la enfermedad de Aujeszky, la peste porcina africana y la clásica o parvovirus y circovirus (Gortázar, 2005). En ciervo también se han detectado enfermedades espongiiformes de transmisión (EET), como la caquexia crónica, aunque aún no hay casos comprobados en la Unión Europea (Comisión Europea, 2005). La expansión de las mencionadas enfermedades, y sobre todo de esta última EET, tendrían consecuencias negativas para el buitre negro, por los posibles cambios en la legislación para controlar el contagio de enfermedades y las limitaciones en los restos a poder depositar para la alimentación de las aves carroñeras.

Los ungulados cinegéticos son animales silvestres catalogados en la Ley de Caza del Estado español (Ley 1/1970 de 4 de abril) y en las distintas leyes de caza autonómicas. Son especies sometidas a una regulación normativa que permite su aprovechamiento regulado, según los planes cinegéticos particulares y las ordenanzas regionales sobre vedas, cupos y modalidades. Los cadáveres y restos de ungulados cinegéticos, desde el punto de vista sanitario y de su manejo, son clasificados como material de la categoría 3 si se incluyen como animales sometidos a control humano, o no pertenecientes a ninguna categoría si son animales salvajes (Reglamento CE 1774/2002; Comisión Europea, 2002). Por lo tanto, su depósito para la alimentación de las aves carroñeras está autorizado bajo determinadas prescripciones (Real Decreto 1098/2002 y Real Decreto 1429/2003; Ministerio de la Presidencia, 2002, 2003).



Figura 4-61. El muflón está presente en algunas fincas de caza mayor, donde ha sido introducido por el hombre.

4.1.4.5. La actividad cinegética

La caza mayor se realiza mediante distintas técnicas que dependen de la especie objetivo, el hábitat en que se encuentra y las cantidades a extraer (San Miguel *et al.*, 1996). De una buena práctica cinegética depende la revalorización económica de una finca, y esto engloba tanto al cuidado del monte y las propias reses durante todo el año como al saber acertar en el tipo de cacería, las fechas y las proporciones de animales a cazar.

La gestión de las poblaciones de ungulados cinegéticos a través de la caza es una herramienta imprescindible, especialmente si tenemos en cuenta que apenas poseen depredadores naturales. En la caza mayor, el objetivo principal son los trofeos que proporcionan los machos de las distintas especies. Pero si se cazan únicamente machos se producirá una desviación de la razón de sexos natural (1:1). Este problema se hace más acuciante si las reses están limitadas a un espacio cercado donde no pueden intercambiar sus genes con los de otras áreas geográficas. Por ello, se compensa la estructura poblacional cazando hembras, generalmente las viejas o las que no han tenido descendencia. Es también habitual realizar descastes de ejemplares defectuosos, viejos y de crías en mal estado de desarrollo para seleccionar determinadas características fenotípicas en la población. Se busca de esta forma conseguir buenos trofeos y potenciar la presencia y reproducción de ejemplares de buena calidad física. De un control adecuado depende la viabilidad futura de la caza mayor en una finca, su calidad y que exista un adecuado equilibrio poblacional. La relación de sexos debe aproximarse a 1:1, y la proporción de ejemplares jóvenes (0 a 2 años) ha de acercarse al 30-40% del total poblacional (Montoya, 1999).

Las posibilidades de caza han de ser muy bien analizadas por el gestor cinegético, puesto que no siempre se puede cazar todo lo que se pretende y se corre el riesgo de no llegar a las expectativas creadas. Se deben mantener controles periódicos de la población cinegética que habita la finca, teniendo en cuenta las tasas reproductivas de las especies cada año, la mortalidad natural, el sistema de caza previsto, la relación entre machos y hembras, el número de ejemplares inmaduros, etc. Si hay más reses de las recomendables en una finca habría que cazar más, mientras que si se quiere aumentar el número de ejemplares, entre otras cosas, hay que reducir el número de ejemplares cazados por debajo del nivel ideal (Covisa, 1998). Para el ciervo, se considera apropiado cazar cada año entre el 15 y el 25% de ejemplares de una finca, equivalente a la tasa de crecimiento anual de las poblaciones en condiciones controladas, y así mantener estable el número de reses presente (Soriquer *et al.*, 1994).

Los sistemas de caza más habituales son la montería y el rececho. El primero de ellos consiste en un aprovechamiento intensivo de un espacio determinado durante un corto período de tiempo (un día), mientras que el rececho busca la captura de ejemplares de forma dirigida a un ritmo menor de extracción pero más prolongado en el tiempo. En la montería el gestor no puede controlar con exactitud el número de reses a cazar, aunque sí que se establecen unas capturas máximas según los cupos por puesto. Hay mucha variación de tipos de monterías entre fincas, en cuanto al número de rehalas y puestos. Es un sistema que causa una importante alteración de la tranquilidad en el medio durante las jornadas en que se produce, aunque, a cambio, se realiza en poco tiempo. Por la presencia de numerosos perros se corre el riesgo de afectar a especies no objetivo de la montería, como corzos, cabras monteses o crías de distintos ungulados, como jabalíes. Los buitres negros también pueden ser perjudicados por el escándalo que se crea durante una montería, sobre todo cuando ésta se realiza en febrero, momento en que ya están ocupados los nidos por la especie e incluso ya



Figura 4-62. Las monterías se realizan con rehalas de perros, que espantan a las piezas de caza mayor hasta los puestos de caza. En la foto se observa de fondo un nido de buitre negro.

están incubando. En cambio, durante los meses iniciales del invierno, los buitres acuden a la zona donde se están produciendo los disparos en busca de alimento. En el caso del rececho, al seleccionar los ejemplares a cazar, se controlan mejor las poblaciones y no se producen molestias generalizadas en las fincas. Es este un método de caza selectiva, en busca de trofeos previamente elegidos. El descaste de hembras y ejemplares defectuosos es otro tipo de caza selectiva, que busca ajustar la población a las proporciones numéricas adecuadas.

Las fechas recomendadas de descaste son primavera y verano, épocas en la que se beneficia enormemente a los buitres negros que crían en la zona y que coincide con un bache de disponibilidad de alimento importante para ellos. Tradicionalmente se realiza a finales de verano, pero es más recomendable iniciar antes los descastes en una finca. Por un lado, durante la primavera se pueden cazar los ejemplares defectuosos existentes y los machos jóvenes mal desarrollados, mientras que en el verano se pueden localizar para su descaste las hembras viejas y no reproductoras (de acuerdo a la fenología de la especie; Álvarez, 1999), así como las crías con desarrollo deficiente.

4.1.4.6. Recomendaciones generales de gestión de las poblaciones de ungulados y de la actividad cinegética

Para poder gestionar de forma adecuada las poblaciones de las especies cinegéticas, el estado físico y sanitario de los animales y la conservación del hábitat se recomienda:

- Organizar las últimas monterías de la temporada hasta mediados de enero como máximo y nunca en febrero, en las proximidades de colonias de cría de buitre negro. Más adelante de esta fecha se producirán molestias sobre los ejemplares reproductores, que ya están seleccionando y arreglando los nidos e incluso ya han realizado las puestas y están incubando. Si el trasiego de perros y rehalas es muy ruidoso, se puede ocasionar el fracaso de las puestas.
- Elegir adecuadamente qué especies de caza mayor se quieren tener en una finca. Es muy conveniente apostar por lo autóctono y por un número reducido de especies. El querer tener un poco de todo se convierte en un mucho de todo (Montoya, 1999; González y San Miguel, 2004), lo que suele generar problemas de superpoblación, competencia entre especies y deterioro del hábitat, y su control posterior resulta muy dificultoso.
- Adecuar las cargas de ungulados cinegéticos. Aunque tener muchas reses resulta muy apetecible para cazar abundantemente y para generar considerables beneficios económicos, se producen a medio plazo importantes daño en el medio natural y aparecen problemas sanitarios. Controlando y proporcionando adecuadamente recursos alimenticios, se pueden alcanzar densidades de 25-30 ciervos/km², de forma sostenible (Cano y Ruiz, 1997; González y San Miguel, 2004). Si las condiciones no son muy favorables, hay escasez de puntos de agua o de pastos herbáceos, es recomendable adaptar la densidad hasta 10 ciervos/km².
- Proporcionar alimento a los ungulados silvestres cinegéticos, sobre todo en períodos de escasez de disponibilidad de alimento natural, cuando las condiciones climatológicas han sido muy desfavorables o cuando las hembras están en período de lactancia. De esta forma se reducirá la presión de ramoneo sobre amplias zonas de la finca.
- Controlar que los alimentos aportados posean una calidad nutritiva superior a la del monte que se quiere preservar. Evitar el empleo de piensos y alimentos con urea, ya que este producto genera apetencia por los forrajes leñosos.



Figura 4-63. La concentración prolongada de animales en torno a unos determinados puntos de alimentación puede incrementar las probabilidades de contagio de enfermedades transmisibles, por lo que conviene variar la ubicación de estos lugares.

- Mejorar las condiciones de los pastos naturales de las fincas, para mejorar las posibilidades de alimentación de los ungulados. Es una actuación más duradera en el tiempo, que se mantiene de forma autónoma sin apenas cuidados del hombre, más económica y ofrecida a todos los ejemplares por igual ya sean machos, hembras, jóvenes o adultos. Las actuaciones han de realizarse en terrenos con orografía apropiada. Es eficaz bajo cualquier climatología, siempre que se aporten los nutrientes que necesita el suelo.
- Suministrar correctores minerales, en forma de bloques, de sales minerales y ricos en calcio y fósforo. Resulta una buena medida para suministrar estos elementos a las reses, que son muy escasos en la naturaleza en la mayoría de las áreas geográficas. Se favorece el crecimiento de las cuernas y, en consecuencia, la calidad de los trofeos de cérvidos.
- Alternar la disposición de los puntos de alimentación, de forma que se eviten sobrecargas asociadas a su empleo. Se pueden disponer de forma alternativa o bien distribuida para evitar daños al medio.
- Facilitar puntos de agua para las reses. Puesto que es un elemento limitante en numerosas áreas geográficas durante el verano, se recomienda construir un número adecuado de charcas para ungulados. Si la disponibilidad de agua es elevada las reses se repartirán entre todas ellas, reduciendo el contacto que podría facilitar la transmisión de enfermedades contagiosas.
- Conseguir que las proporciones entre sexos se aproximen a 1:1 y que el número de ciervos jóvenes (de 0 a 2 años) suponga el 30-40% de la población.
- Para limitar la incidencia de enfermedades, es conveniente mantener las densidades poblacionales adecuadas, teniendo en cuenta la posibilidad de que un año sea malo en oferta de recursos. Hay que evitar concentraciones de reses en puntos de agua o alimentación suplementaria, que son focos potenciales de transmisión de enfermedades. Las charcas han de estar lo más limpias posibles, para que al beber no se puedan adquirir los agentes patógenos de heces, por ejemplo. Es imprescindible analizar el estado sanitario de las reses abatidas en las cacerías y tomar las medidas veterinarias apropiadas. Eliminar los ejemplares en mala condición física, potenciales receptores y transmisores de patógenos, y los que presenten síntomas de poseer alguna enfermedad. Si se detecta algún indicio de presencia de enfermedad intentar suministrar medicamento apropiado a través de la alimentación supletoria y reducir en lo posible las densidades de reses.
- Eliminar, en la medida de lo posible y en aquellas zonas con prevalencias grandes de enfermedades contagiosas (tuberculosis, brucelosis), que ungulados domésticos y silvestres empleen los mismos puntos de agua, los mismos sesteaderos, etc.

4.1.4.7. Recomendaciones de actuación para la alimentación de buitre negro. Posibilidades legales y protocolos

La legislación actual permite que los restos, despojos y cadáveres enteros de las especies de ungulados cinegéticos sean destinados a la alimentación de las aves carroñeras, y en particular para el buitre negro.



Figura 4-64. Los despojos de las piezas abatidas son los que se podrán emplear para la alimentación de las aves necrófagas en las monterías, cuando se haya comprobado la ausencia de enfermedades transmisibles.

A pesar de que no existe pronunciamiento oficial sobre la categorización sanitaria, los restos de las piezas de caza mayor no se incluyen en las categorías de subproductos animales que estipula el Reglamento CE 1774/2002; en caso contrario, se considerarían subproductos animales de categoría 3, al tratarse de «partes de animales sacrificados que se consideren aptos para el consumo humano pero que no se destinan a este fin por motivos comerciales», o «animales sacrificados rechazados por no ser aptos para el consumo humano pero que no presenten ningún signo de enfermedad transmisible a los seres humanos o los animales, y que procedan de canales que son aptas para el consumo humano de conformidad con la normativa comunitaria» (Reglamento CE 1774/2002; Comisión Europea, 2002). Esto significa que los cadáveres abatidos en las sesiones de caza pueden llevarse a lugares dentro de la misma finca o coto para que los buitres se los coman, siempre que se compruebe que no tienen enfermedades transmisibles (Real Decreto 1429/2003; Ministerio de la Presidencia, 2003). Esto lo debería cerciorar el veterinario oficial que asiste a las cacerías para comprobar el buen estado de las reses que van a ser destinadas a consumo humano, según estipulan los planes cinegéticos de cada coto. Las reses cuya carne no vaya a destinarse al consumo humano, si no tienen síntomas externos de enfermedad alguna, no han de ser analizados por un veterinario y se pueden dejar directamente para que la coman las aves carroñeras. Igual ocurre, por supuesto, con las reses que aparecen muertas en el campo sin causa aparente de enfermedad transmisible. Los animales que presenten signos de padecer alguna enfermedad no se pueden dejar en el campo para que se lo coman los buitres y han de ser eliminados de acuerdo a los procedimientos especificados en cada plan técnico de caza, recogidos por la autoridad competente para ser incinerados en una planta autorizada o transformados en una planta de transformación o, según el uso tradicional de cada finca, normalmente enterrándolos o incinerándolos (ver figura 4-65).

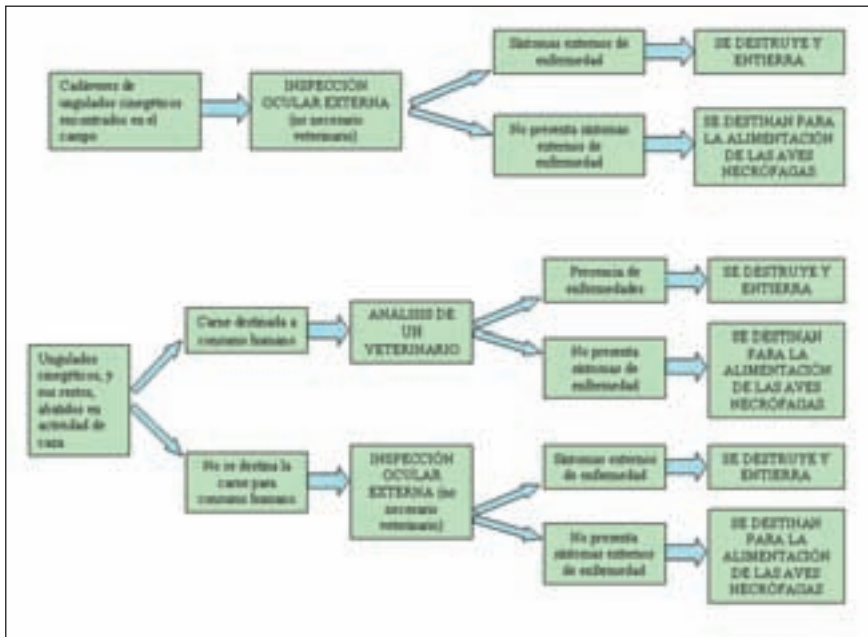


Figura 4-65. Posibilidades y protocolo de actuación para el depósito de restos de ungulados cinéuticos para la alimentación del buitre negro.

Los órganos ambientales competentes han de controlar y conocer esta utilización de los restos por parte de las carroñeras, y habrán de emitir una autorización expresa cuando se pretendan instalar muladares con recintos cerrados, se aporten restos procedentes de otros cotos o la explotación tenga algún tipo de restricción sanitaria. La habilitación de muladares será autorizada por la administración, si lo estima oportuno, en lugares donde se compruebe la necesidad de establecer protocolos de alimentación para las aves carroñeras (Real Decreto 664/2007; Ministerio de la Presidencia, 2007). Algunas Comunidades Autónomas –La Rioja, Navarra, Comunidad Valenciana, Andalucía, Aragón, Castilla-La Mancha– tienen regulada la alimentación de las aves carroñeras y la instalación de muladares, aunque su diseño y funcionamiento está más dirigido al aporte de restos de ganado.

Los cadáveres y restos de ungulados cinéuticos que se destinen a la alimentación de las aves necrófagas serán consumidos por éstas si se echan en el campo en unas determinadas condiciones. Si no se siguen unas pautas generales para el depósito de los restos se corre el riesgo de que las aves carroñeras no los localicen o no se atrevan a alimentarse de ellos, pudriéndose y generando un potencial foco de infección sanitaria. Se recomienda realizar el aporte de restos de caza en las fincas con presencia de buitres, por lo que si es un espacio donde habitualmente se ven volar buitres negros, buitres leonados, alimoches o milanos, *a priori* es conveniente aportar carroña. Las recomendaciones de actuación más importantes son:

- Depositar los restos en los mismos puntos de la finca. Elegir tres o cuatro lugares fijos para echar las carroñas, que se irán alternando en función de la idoneidad y la no interferencia con las actividades de gestión del territorio.

- Las áreas donde se depositen los restos han de ser despejadas, sin mucha cobertura arbórea ni arbustiva, para que sean fácilmente localizables por las aves carroñeras. No suministrar los restos dentro de una masa boscosa ni en una mancha de matorral denso.
- No echar los restos de las cinegéticas cerca de charcas, manantiales o arroyos, por la posibilidad de contaminar esas masas de agua.
- Distanciar los lugares de depósito a más de 800 m de casas, construcciones o cualquier otro foco de actividad humana, así como de tendidos eléctricos o aerogeneradores.
- Evitar disponer los restos en recintos vallados que carezcan de una superficie mínima de una hectárea, por los riesgos de colisión de las aves a la hora de aterrizar o iniciar el vuelo.
- Variar la localización de las carroñas entre los distintos puntos seleccionados para evitar atraer a mamíferos terrestres oportunistas, como zorros, perros o jabalíes.
- No molestar a las aves mientras están comiendo, acercándose a distancias menores de 400 m, puesto que levantarán el vuelo y dejarán de alimentarse por un tiempo prolongado.
- Aunque los buitres no consuman la carroña en las primeras horas desde su depósito, dejarla estar los días que sea preciso, puesto que muy probablemente entrarán a comer con el paso del tiempo.

Una vez emitidas recomendaciones generales de depósito de los restos para las carroñeras, conviene favorecer a las especies que, por su situación poblacional, más acciones de conservación necesitan. El buitre negro es una de ellas y a continuación se exponen algunas cuestiones destinadas a mejorar su alimentación en relación a otras aves, sobre todo al buitre leonado, su principal competidor en las carroñas. Los buitres negros consumen un amplio espectro de presas potenciales, preferentemente de un peso que oscila entre 0,9 kg. y 90 kg. (Hiraldo, 1976). Se trata de cada-



Figura 4-66. La forma en la que se depositan los despojos y vísceras de las monterías puede resultar más beneficioso para el buitre negro si se disponen los trozos esparcidos en un radio aproximado de 50 m (como a la derecha). Se evita así la acumulación excesiva de buitres leonados en un único punto (como en la izquierda) que hará más difícil el acceso de los buitres negros a los restos, por competencia directa.

veres y restos de pequeño y mediano sobre todo, de forma similar a lo que selecciona el alimoche (Hiraldo, 1977). En cambio, los buitres leonados se alimentan sobre todo de grandes cadáveres, de ovejas, vacas, ciervos o equinos (Donázar, 1993). Un cadáver suele ser consumido por varias especies de aves carroñeras, presentes en cantidades y proporciones variables, que dependen de la ubicación de la carroña, el tamaño de ésta y la abundancia de ungulados en el área (Houston, 1974). Cuanto más voluminoso es el cadáver más buitres se congregan, sobre todo leonados, puesto que los negros y alimoches bajan en números más bajos (Donázar, 1993). El buitre negro defiende el alimento ante los leonados de forma más eficaz si éste es de dimensiones reducidas, apropiándose de esos trozos y no dejando que se alimenten los leonados. En cambio, si la presa es unitaria y muy voluminosa se genera una gran concentración de buitres leonados (König, 1973), quedando los buitres negros alrededor y esperando despojos periféricos. Se recomienda:

- Echar la carroña en trozos lo más pequeños posibles. De un cadáver de ciervo o jabalí entero se recomienda separar las extremidades, vísceras, cabeza y tronco si es posible.
- Esparcir los trozos de carroña en un radio de unos 50 m aproximados, separados entre sí.
- Seleccionar un lugar abierto con escasa vegetación de matorral para echar los despojos.
- Prolongar el suministro de carroña de ungulados cinegéticos lo máximo posible a lo largo de todo el año. Además de los mondongos y restos de las monterías, es muy recomendable realizar descastes y proporcionar carroña a los buitres negros en primavera y verano, cuando mayores requerimientos de alimento precisan para sacar adelante sus polladas (Hiraldo, 1983).



Figura 4-67. Los buitres negros aprovechan de forma óptima los despojos de pequeño tamaño de ungulados cinegéticos. Son capaces de extraer trozos de carne y tendón de patas de ciervos, como se muestra en la imagen.

ÍNDICE

	<i>Págs.</i>
AGRADECIMIENTOS	9
PRÓLOGO	13
Capítulo 1. Presentación	15
1.1. Por qué un manual de gestión para el buitre negro	15
1.2. Estructura del manual	20
1.3. El buitre negro y el proyecto LIFE 03/NAT/E/0050	21
Capítulo 2. El buitre negro	25
2.1. Biología de la especie. Exigencias ecológicas	25
2.1.1. Características físicas	25
2.1.2. Datado y sexado	27
2.1.3. Selección del hábitat	28
2.1.4. Reproducción	28
2.1.5. Organización social	30
2.1.6. Movimientos. Áreas de campeo	32
2.1.7. Alimentación	32
2.1.8. Interacción con otras especies	34
2.2. Situación poblacional. Distribución, censos y tendencia	35
2.3. Problemática de conservación. Actuaciones desarrolladas	40
2.4. Protección del buitre negro y de su hábitat. Estado y bases legales	43
Capítulo 3. Gestión del hábitat del buitre negro	47
3.1. Áreas de nidificación	47
3.1.1. El buitre negro en pinares	47
3.1.1.1. Introducción	47
3.1.1.2. Selección del hábitat de nidificación en pinares	53
3.1.1.3. El buitre negro y el aprovechamiento forestal en pinares	58
3.1.1.4. Recomendaciones de actuación para una gestión compatible ..	80
3.1.2. El buitre negro en masas de monte mediterráneo	90
3.1.2.1. Introducción	90
3.1.2.2. Selección del hábitat de nidificación en monte mediterráneo...	91



4.2. Actuación ante factores de mortalidad

4.2.1. Intoxicaciones y envenenamientos de buitres negros en España: situación y evolución

Mauro Hernández y Javier Oria

4.2.1.1. Introducción

En el pasado reciente, la relación entre el declive de las poblaciones de algunas aves de presa y la contaminación por pesticidas organoclorados ha sido ampliamente establecida en la literatura científica (Ratcliffe, 1970; Grier, 1974; Wiemeyer *et al.*, 1989; Bowerman *et al.*, 1995; Pain *et al.*, 1999) y en la actualidad es todavía un problema para la recuperación de algunas especies (Helander *et al.*, 2002). Tras la constatación científica de los efectos de los contaminantes persistentes de uso agrícola sobre las especies silvestres, en los países desarrollados han sido sustituidos por compuestos de elevada toxicidad aguda pero de baja persistencia ambiental, básicamente insecticidas anticolinesterásicos (organofosforados y carbamatos), de forma que en la actualidad son ubicuos en el ámbito agrícola, forestal y ganadero (Barnett *et al.*, 2002). Muchos casos de mortalidad de especies silvestres están asociados al uso y abuso de este tipo de tóxicos en agricultura y ganadería (Henny *et al.*, 1987; Mineau *et al.*, 1999; Barnett *et al.*, 2002; Roy *et al.*, 2005), mientras que en el caso particular de las rapaces, con frecuencia se han utilizado ilegalmente para darles muerte (Allen *et al.*, 1996; Elliott *et al.*, 1996; Wobeser *et al.*, 2004; Hernández, 2006).

Existe muy poca información bibliográfica del impacto que tienen los productos fitosanitarios en las poblaciones de especies silvestres en España. Por otro lado, desde mediados



Figura 4-68. Pollo de buitre negro muerto en nido, probablemente envenenado, y parcialmente depredado por otras aves carroñeras (Javier de la Puente. SEO/BirdLife-P. N. Peñalara).

de los años 90, la mortalidad por intoxicación se ha incrementado de forma notable en muchas especies de rapaces y en la actualidad existen evidencias de que constituye una de las principales causas de mortalidad en algunas de ellas (Hernández, 2006). Sin embargo, la problemática de las intoxicaciones en la dinámica de las poblaciones de las especies amenazadas y el impacto que está teniendo en su recuperación han sido escasamente revisados de forma objetiva (Margalida *et al.*, 2007).

En el presente trabajo se analizan por primera vez las intoxicaciones de buitre negro registradas en España entre 1990 y 2006 y se evalúan los factores responsables de estas muertes, la toxicidad de los productos utilizados y el impacto que pueden haber tenido en la población y la conservación de la especie.

4.2.1.2. Material y métodos

Se han estudiado los incidentes de mortalidad por intoxicación de buitre negro registrados por las diferentes autoridades autonómicas y estatales, incluyendo ingresos en Centros de Recuperación, Facultades de Veterinaria, laboratorios de diagnóstico y los resultados de las investigaciones realizadas en el Laboratorio Forense de Vida Silvestre (Madrid), en el marco del Grupo de Trabajo de Ecotoxicología del Comité de Flora y Fauna Silvestres.

De cada episodio considerado en este estudio se utilizó la información facilitada en los informes de necropsia o de hallazgo. Se investigó la fecha de hallazgo, el número de ejemplares afectados, su edad, si se especificaba, los ejemplares de otras especies encontrados asociados a la mortalidad de buitre negro, el lugar de hallazgo y las investigaciones realizadas para determinar el origen de la intoxicación y, en su caso, su autoría. Estas investigaciones incluían la vía de entrada del tóxico, tipo de exposición, tóxico implicado, tipo de investigación realizada y posibles causas del uso del tóxico o tóxicos implicados. En algunos casos no ha sido posible determinar si varios episodios constituyen un caso único o corresponderían a varios episodios solapados en el tiempo, por ejemplo el hallazgo de varios adultos

o pollos muertos en una colonia. En estos casos, las discrepancias en períodos postmortem, tipo de alimento ingerido o tóxico identificado eran criterios para considerarlos por separado. En caso de no poder constatar tales diferencias, se consideraban como un único episodio.

Se asignaron cuatro clases de edad de acuerdo con las diferencias del plumaje (Martín y Fajardo, 2006): 1) adultos a los ejemplares con plumaje adulto; 2) adultos reproductores si eran encontrados en nido; 3) inmaduros, a los ejemplares de entre 1 y 3 años; 4) jóvenes, a los ejemplares del primer año desde que abandonan el nido; y 5) pollos a los ejemplares en crecimiento. En algunos episodios no existía en los registros una diferenciación clara entre subadultos y adultos, por lo que se consideraron todos como adultos.

Para determinar la causa de la muerte de los ejemplares se emplearon métodos estándares de necropsia y examen anatomopatológico. Éstos incluyen la determinación del intervalo postmortem e investigaciones radiológicas, bacteriológicas, histopatológicas y toxicológicas rutinarias. Los métodos empleados variaron entre episodios, provincias y comunidades autónomas debido al largo período de tiempo considerado y la gran extensión geográfica del estudio y que implica a varias administraciones. La historia, resultados de los métodos diagnósticos empleados en cada caso, así como las investigaciones realizadas posteriormente al hallazgo para determinar el origen, causas y posible autor, se utilizaron para categorizar los episodios.



Figura 4-69. Buitre negro adulto muerto por envenenamiento en su nido, cuyo cadáver fue comido por otras aves necrófagas.

Los episodios fueron clasificados, de acuerdo con la información disponible, en tres categorías: 1) episodios en los que se dispone de información completa del incidente, incluyendo el examen postmortem de al menos uno de los ejemplares hallados y confirmación toxicológica mediante métodos de análisis específicos, y de las circunstancias del incidente, como causa, tipo de exposición y posible origen; 2) episodios en los que se dispone de información del incidente pero las investigaciones se limitaron a un simple análisis toxicológico de al menos uno de los ejemplares o de la ruta de exposición o que se llegó a determinar el tóxico empleado por simple observación de éste o por las investigaciones posteriores; y 3) episodios en los que no se investigó el tóxico y que se consideraron intoxicados en virtud de

las circunstancias del hallazgo, la sintomatología que presentaban los ejemplares o eliminación de otros posibles diagnósticos (enfermedad, electrocución, disparo o trauma).

Las causas se determinaron en base a la información disponible sobre el lugar y momento del hallazgo, usos de los terrenos donde aparecieron o antecedentes de conflictos con la caza, ganadería o agricultura. Se ha utilizado también información proporcionada durante la necropsia para asignar el tipo de exposición o la posible causa. Así, existían dos casos típicos como son los cebos preparados para dar muerte a predadores que pueden afectar la caza menor y los cebos preparados por los ganaderos (Hernández, 2006). El tipo de cebo o de alimento ingerido fue clasificado en 8 grupos: 1) cadáver de rumiante pequeño (oveja o cabra), 2) cadáver grande, 3) cadáver de caza menor (conejo), 4) cadáver de caza mayor (ciervo, jabalí o gamo), 5) cebo de despojos cárnicos o embutido, 6) huevos envenenados, 7) cadáver de animal intoxicado, y 8) cebo desconocido.



Figura 4-70. Para analizar los casos de envenenamiento resulta fundamental la detección de ejemplares muertos (arriba izquierda, adulto y pollo envenenados en su nido) y la puesta en marcha de protocolos de recogida de muestras, promovidos por las Comunidades Autónomas, que se inician por la recogida de los ejemplares (arriba, derecha) y la ejecución de protocolos de levantamiento de cadáveres (foto derecha: Javier de la Puente. SEO/BirdLife-P. N. Peñalara).

Los tipos de intoxicaciones se clasificaron en siete categorías para su estudio: 1) ingestión directa de un cebo no destinado a buitres o carroñeros, 2) ingestión directa de un cebo dirigido a buitres o carroñeros, 3) consumo de un cadáver de animal muerto por envenenamiento, 4) consumo de un animal muerto contaminado por un producto de uso ganadero, 5) consumo de un cadáver de animal muerto por intoxicación tras un tratamiento agrícola, 6) ingesta accidental de un tóxico, y 7) desconocida.

Las causas del uso de tóxicos en cada episodio se organizaron en uno de los siguientes grupos: 1) gestión de la caza menor, 2) gestión de la caza mayor, 3) ganadería, 4) uso en control de plagas en vertederos, 5) conflictos con la administración, 6) uso ilegal en protección de cultivos, 7) contaminación accidental, y 8) desconocidas.

Se ha obtenido muestras de sangre de 88 ejemplares. Para la obtención de las muestras se han utilizando jeringuillas comerciales de 2 ml y agujas del calibre 23. Las muestras se extrajeron de la vena braquial tras la reducción manual del ave y se conservaron en tubos comerciales de plástico a 4 °C hasta su análisis. Del total de ejemplares estudiados, 27 corresponden a pollos en nido, 17 a ejemplares jóvenes, 7 a inmaduros y 37 a adultos. Los análisis de plomo en sangre se realizaron mediante espectrofotometría de absorción atómica (EAA), de acuerdo con la metodología desarrollada para la determinación de plomo en sangre aviar por Pain *et al.* (1993), utilizando un espectrofotómetro con cámara de grafito Perkin Elmer modelo 3030 AAE, con un autosampler Perkin Elmer AS60 y horno de grafito Perkin Elmer HGA-600 equipado con plataformas L'vov y corrección Zeeman del efecto de fondo. El límite de detección de la técnica fue de 0.02 ppm ww (peso húmedo) y las recuperaciones medias, determinadas utilizando una solución conteniendo 1.0 ± 0.002 ppm de plomo en ácido nítrico, estuvieron en el rango 93-103%.

Un sistema pasivo de obtención de información presenta algunos inconvenientes. En primer lugar, no es posible determinar que porcentaje de la mortalidad producida representa la mortalidad estudiada. En los casos de intoxicación de especies silvestres, sólo se recupera una parte de los ejemplares afectados (Hernández, 2006) ya que la muerte se puede producir en cualquier lugar y no existe una referencia, como en otras causas de mortalidad a la hora de localizar los cadáveres; en los casos de atropello o electrocución la infraestructura sirve de guía para localizar las bajas; los disparos ocurren en medios más humanizados, etc.

En segundo lugar, el resultado de una exposición o una intoxicación no es siempre la muerte del animal, o la muerte puede tener lugar lejos del punto de exposición, por lo que un sistema de recogida de información que se basa principalmente en el estudio de las causas en ejemplares que han muerto infravalora el impacto real. En tercer lugar, la muerte de un ejemplar de gran tamaño, como es el caso del buitre negro, es más llamativa y los cadáveres o restos tienen más posibilidades de ser hallados. Igualmente, al tratarse de una especie estrictamente protegida por la ley (Sánchez, 2005) el seguimiento de los ejemplares y de la mortalidad es más intenso que en otras especies. En cuarto lugar, un episodio de muerte de varios ejemplares tiene más probabilidades de ser detectado y éstos ocurren con más frecuencia en especies como el buitre negro.

Igualmente, los envenenamientos tienen más probabilidad de afectar a varios ejemplares que las intoxicaciones secundarias o la contaminación, que afectan mayoritariamente a individuos aislados, por lo que pueden presentar menor índice de detección. Los envenenamientos son, con frecuencia, el resultado del empleo de un tóxico en un cebo en concentra-

ciones mucho más altas que en el uso habitual para el que están autorizados, por lo que la muerte se produce de forma más rápida y la capacidad de desplazamiento de los animales se ve muy limitada, facilitando su localización y su vinculación con el cebo encontrado. Además, los casos de intoxicación secundaria o contaminación pueden estar enmascarados con otras causas de muerte. La investigación del grado de exposición a tóxicos rara vez se realiza en causas de mortalidad accidental o intencionada en las que hay un diagnóstico o unas lesiones claras (disparo, electrocución, colisión o ahogamiento), cuando en estos casos pueden estar precipitando la muerte (Porter, 1993). Por último, en las especies o en las regiones en las que existe un seguimiento activo de la reproducción las probabilidades de detectar mortalidades en nido son mucho más altas.

4.2.1.3. Resultados

Episodios de intoxicación y ejemplares afectados

Se han investigado las circunstancias de 259 episodios de intoxicación ocurridos en España en el período 1990-2006, en los que se vieron afectados a un total de 501 ejemplares buitres negros, de los cuales 492 fueron encontrados muertos y $n = 9$ (1,8%) fueron encontrados con vida. El número medio de ejemplares que se vieron afectados en cada episodio fue de 2.02 ± 3.126 (rango 1-38). El mayor número de ejemplares afectados en un único episodio corresponde a un envenenamiento producido en mayo de 1993 en Villanueva de los Castillejos (Comarca de Andévalo, Huelva) en el que se hallaron 38 ejemplares muertos. Los otros dos episodios masivos de mayor mortalidad por envenenamiento registrados hasta la fecha se produjeron en 1998 en Alanís (Parque Natural de la Sierra Norte de Sevilla), con 14 ejemplares hallados muertos, y en 1990 en Hornachuelos (Córdoba), con 10 ejemplares muertos. La zona con mayor mortalidad registrada en este período es la colonia de Sierra Pelada y Ribera del Aserrador (Huelva), en la que desde mediados de los 90 hasta 2000 se registró una fuerte mortalidad de adultos reproductores. Sin embargo, al ser registrados como ejemplares hallados muertos en nido, no es posible determinar el número de episodios a los que pertenecen.

Investigación de la causa de muerte

En un 28,6% de los episodios ($n = 74$) no se realizó ninguna investigación para determinar la causa de muerte de los ejemplares y se consideraron como intoxicados por las circunstancias del hallazgo o la sintomatología que presentaban. En un 43,6% de los episodios ($n = 113$) el estudio fue completo en al menos uno de los cadáveres encontrados y en un 27,8% de los episodios el estudio se limitó a la simple analítica toxicológica o identificación macroscópica del contenido gastrointestinal de al menos un ejemplar o del supuesto cebo o a la averiguación posterior del tóxico empleado en la investigación de la autoría o de las causas que motivaron el episodio.

Mortalidad según clases de edad

En 244 de los 259 episodios (94,2%) y en 413 de los 501 ejemplares (82,4%) se pudo determinar la edad de los buitres afectados (tabla 4-8). Del total de adultos reproductores

encontrados (n = 86), un 61,6% (n = 53) fueron hallados muertos en el nido, lo que representa un 49,1% (n = 26) de los episodios estudiados (n = 53).

Clase de edad	Nº Episodios	% Episodios	Nº Ejemplares	% Ejemplares
Adultos reproductores	53	20,5	86	17,2
Adultos	128	49,4	220	43,9
Inmaduros	34	13,1	42	8,4
Jóvenes	13	5,0	23	4,6
Pollos	16	6,2	42	8,4
Edad desconocida	15	5,8	88	17,6
Total	259		501	

Tabla 4-8. Distribución por edades de los episodios de envenenamiento y número de ejemplares de buitre negro de cada clase de edad.

Evolución temporal de la mortalidad

La mortalidad por intoxicación del buitre negro durante el período de estudio muestra un incremento desde 1994, con máximo y un punto de inflexión en el año 1999 (figura 4-71). En la evolución temporal de la mortalidad por intoxicación tienen notable influencia los episodios de mortalidad registrados en las colonias de Andalucía, en especial de la Sierra Pelada y Ribera del Aserrador (Huelva), del Parque Natural de la Sierra Norte de Sevilla y de Hornachuelos (Córdoba).

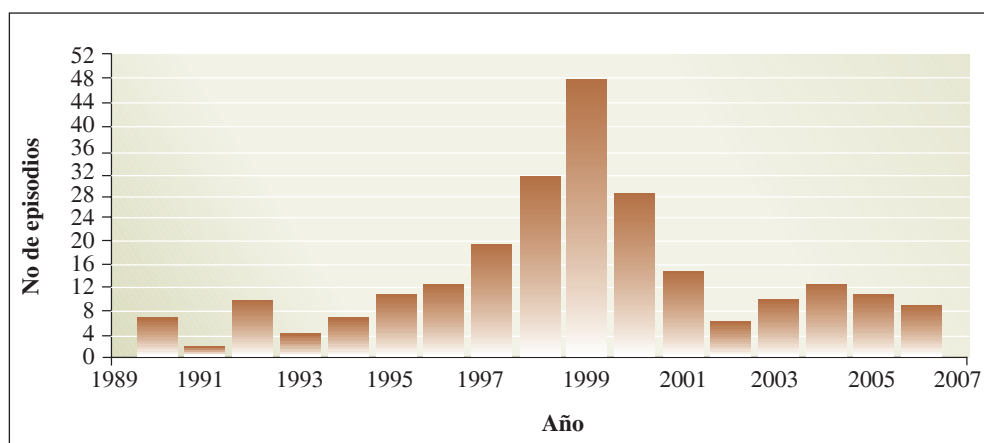


Figura 4-71. Evolución temporal de los episodios de intoxicación registrados a lo largo del período de estudio.

Relación con la mortalidad de otras especies

Del total de 259 episodios investigados, se registró mortalidad de otras especies en al menos 28 episodios (10,8%), siendo el buitre leonado la especie que con mayor frecuencia aparece intoxicada con los buitres negros (tabla 4-9). Sin embargo, estos resultados pueden presentar un importante sesgo al ser muy elevado el número de episodios en los que se detecta mortalidad de adultos en nido (49,1% de los episodios afectando a adultos reproductores y 10,0% del total de episodios), en los que la exposición se produjo fuera del área de cría y, por lo tanto, se desconoce si se vieron afectadas otras especies.

Especie	Nº Episodios	% Episodios
<i>Gyps fulvus</i>	22	50,0
<i>C. familiaris</i> / <i>V. vulpes</i>	5	11,4
<i>Neophron percnopterus</i>	5	11,4
<i>Milvus milvus</i>	4	9,1
<i>Aquila chrysaetos</i>	4	9,1
Córvidos	4	9,1
Total	44	16,8

Tabla 4-9. Frecuencia de aparición de otras especies afectadas en los episodios de intoxicación de buitre negro.

Tipo de cebos detectados

En un 30,1% de los episodios (n = 78) se desconoce el tipo de cebo empleado o la forma en la que el tóxico iba vehiculado. El alimento implicado en las intoxicaciones con mayor frecuencia es el cebo cárnico de pequeño tamaño (tabla 4-10), en el que principalmente se emplean despojos cárnicos, restos y carcasas de pollo y todo tipo de derivados cárnicos. Son también importantes los cadáveres de animales grandes o medianos empleados como cebos, que en su conjunto representan el alimento encontrado en el 21,0% de los 118 episodios investigados (n = 38). En el 100% de los casos de empleo de huevos envenenados, la mortalidad de buitres negros se produjo por intoxicación secundaria por consumo de cadáveres de animales envenenados.

En el 75,0% de los casos (n = 3) en los que la mortalidad de buitre negro estaba asociada a mortalidad de águila real *Aquila chrysaetos* se habían empleado cadáveres de rumiantes grandes y de especies de caza mayor como cebo. Igualmente, en el 69,6% de los casos (n = 16) en los que la mortalidad de buitre negro estaba asociada a mortalidad de buitre leonado se habían empleado cadáveres de rumiantes pequeños y grandes.

Tipo de alimento	Nº Episodios	% Episodios
Cadáver rumiante pequeño	33	18,2
Cadáver rumiante grande	3	1,7
Cadáver caza mayor	2	1,1
Cadáver caza menor	28	15,5
Cebo cárnico pequeño	111	61,3
Huevos envenenados	4	2,2
Total	181	

Tabla 4-10. Frecuencia de los diferentes alimentos (cebos) encontrados en los episodios de intoxicación de buitre negro.

Tóxicos identificados

Se ha identificado o aproximado el tóxico implicado en un 71,4% de los episodios investigados (n = 185). Los tres tóxicos identificados en mayor frecuencia (tabla 4.11) son el carbofurano (36,8% de los episodios n = 68), el aldicarb (28,1% de los episodios, n = 52) y la estricnina (23,2% de los episodios, n = 43). En total, los carbamatos de uso agrícola representan la gran mayoría de los tóxicos identificados en las intoxicaciones (64,9%, n = 120).

Tóxico identificado	Nº Episodios	% Episodios
Carbofurano	68	36,8
Aldicarb	52	28,1
Estricnina	43	23,2
Clorfenvinfos	4	2,2
Fentión	4	2,2
Paratión	2	1,1
Malatión	2	1,1
Monocrotofos	1	0,5
Dimetoato	1	0,5
Fosfamidón	1	0,5
Metomilo	1	0,5
Organofosforado no identificado	1	0,5
<i>Mezclas</i>		
Estricnina + Fentión	2	1,1
<i>Accidentales</i>		
Lindano	2	1,1
Plomo	1	0,5
Total	185	

Tabla 4-11. Frecuencia de aparición de los diferentes tóxicos identificados en los episodios de intoxicación de buitre negro en el presente estudio.

Evolución temporal de los tóxicos identificados

La evolución temporal de los tóxicos identificados en las intoxicaciones de buitre negro (figura 4-72) muestra un claro declive del uso de la estricnina a lo largo de los años 90, en los que a partir del año 96 es sustituida paulatinamente por los dos carbamatos identificados en los episodios en mayor frecuencia (aldicarb y carbofurano), de forma que la estricnina desaparece totalmente a partir del año 2000.

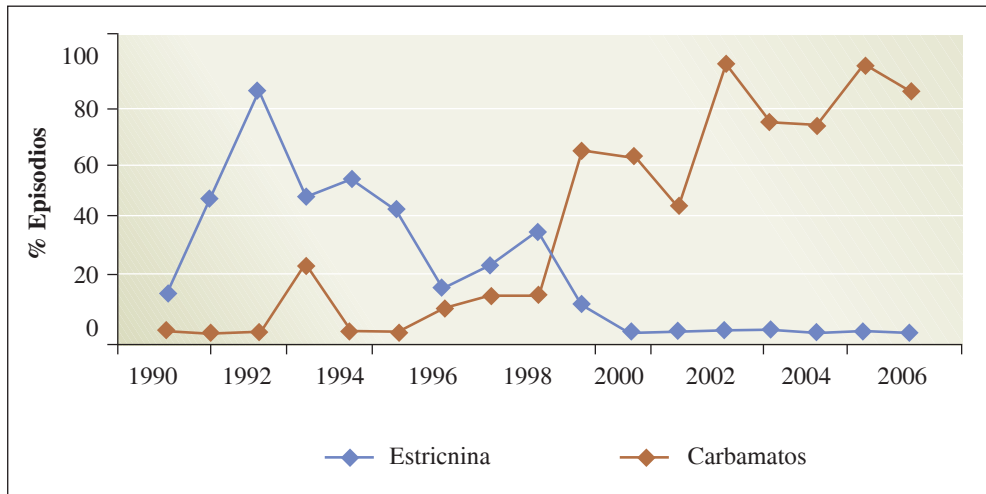


Figura 4-72. Evolución temporal del uso de estricnina y carbamatos en los episodios de intoxicación de buitre negro registrados a lo largo del período de estudio.

Tipo de exposición a los tóxicos

La principal vía de exposición del buitre negro a los tóxicos identificados es por ingestión directa de un alimento contaminado intencionadamente (envenenado) ya que esta forma de intoxicación representa el 50,2% de los casos totales (n = 130) y el 67,4% de los episodios en los que se conoce el tipo de exposición. El tipo de alimento que con mayor frecuencia se ha identificado son aquellos que llevan vehiculado un tóxico (veneno) para provocar la muerte de los animales que lo ingieran, es decir, la mayor parte de las intoxicaciones registradas son en realidad envenenamientos. Sólo en una pequeña proporción, despreciable frente al resto de los casos, la intoxicaciones son no intencionadas (1,0%, n = 2) o accidentales (0,5%, n = 1). Sólo en un 4,7% (n = 9) de los casos de envenenamiento, el cebo iba dirigido específicamente para los buitres o, al menos, para las especies carroñeras.

Se ha registrado un alto número de intoxicaciones secundarias (26,4%, n = 51) por consumo de carcasas de animales envenenados (intoxicados intencionadamente). En el caso de las intoxicaciones accidentales, los dos casos registrados son intoxicaciones agudas por ingestión de lindano, mientras que el único caso de contaminación es un caso de intoxicación aguda por plomo registrado en agosto de 2003 en Mallorca, en un ejemplar adulto que ingirió fragmentos de proyectil embebidos en la musculatura de una carroña.

Niveles de plomo en sangre

Los niveles medios de plomo en sangre de los 88 buitres negros investigados han sido de 0.125 ± 0.201 ppm ww (rango 0,02-1,02 ppm ww). Se han encontrado diferencias en los niveles medios de plomo en sangre entre edades (tabla 4-12), siendo las diferencias estadísticamente significativas (ANOVA, $F = 3,2397$, g.l. = 84, $p = 0,0261$) aunque sólo entre adultos y pollos (test de Scheffé, $p = 0,0373$). Se han encontrado también diferencias en los niveles medios de plomo entre regiones, aunque en este caso las diferencias no son estadísticamente significativas entre grupos (ANOVA, $f = 1,514$, g.l. = 84, $p = 0,2169$), posiblemente debido a las diferentes proporciones de las clases de edad en cada grupo geográfico.

Clase de Edad	N	Tasa de plomo
Pollos	27	$0,04 \pm 0,02$
Jóvenes	17	$0,149 \pm 0,24$
Inmaduros	7	$0,068 \pm 0,03$
Adultos	37	$0,184 \pm 0,24$
Total	88	$0,124 \pm 0,20$

Tabla 4-12. Niveles medios de plomo en sangre (ppm ww) encontrados en buitre negro por clases de edad.

Origen de los envenenamientos

Se conocen los posibles motivos de uso de veneno en un 81,5% (n = 211) de los episodios investigados (tabla 4-13). El principal motivo de uso de veneno que afecta al buitre negro está relacionado con el control ilegal de predadores en la gestión cinegética (83,4% de los episodios en los que se conoce, n = 176), principalmente la caza menor (75,4% de los episodios, n = 159). Los conflictos con la administración, en especial ligados a la gestión forestal en espacios naturales protegidos, aunque despreciable frente a otras causas, ha originado el 5,2% (n = 11) de los episodios estudiados y están principalmente relacionados con la gestión forestal en la colonia de Sierra Pelada y Ribera del Aserrador (Huelva).

A pesar que en los últimos años los principales tóxicos identificados son carbamatos (insecticidas) de uso agrícola (fitosanitarios), no hay evidencia, en ninguno de los casos investigados, en que el origen de la intoxicación sea debido a contaminación agrícola, bien en tratamientos autorizados o en casos de abuso. El único caso que podría tener una relación indirecta con la agricultura

se registró en agosto de 2006 en la provincia de Salamanca en el que se utilizaron cebos cárnicos para proteger un cultivo de vid de la predación por parte de zorros, tejones y mustélidos.

Motivo de uso de veneno	Nº Episodios	% Episodios
Gestión de la caza menor	159	75,4
Gestión de la caza mayor	17	8,1
Gestión ganadera	16	7,6
Conflictos con la administración	11	5,2
Uso en vertederos	4	1,9
Contaminación	3	1,4
Protección de cultivos	1	0,5
Total	211	

Tabla 4-13. Motivos del uso de veneno en los episodios de envenenamiento de buitre negro investigados.

Letalidad de los tóxicos identificados

Se ha investigado la letalidad de los diferentes tóxicos identificados estudiando el número medio de ejemplares que son afectados en cada episodio de envenenamiento en función del tóxico (veneno) identificado (tabla 4-14). El veneno que mayor mortalidad media por episodio produce es el aldicarb, seguido de la estricnina. Sin embargo, las diferencias en el número medio de ejemplares que resultan intoxicados en cada episodio en función del tóxico identificado no son estadísticamente significativas (ANOVA, $f = 0,5596$, $g.l. = 168$, $p = 0,642$).

Tóxico identificado	Nº Episodios	Media \pm d.e.
Aldicarb	53	2,68 \pm 5,35
Estricnina	46	2,26 \pm 1,91
Carbofurano	56	1,82 \pm 3,22
Organofosforados	17	1,82 \pm 1,81
Total	172	

Tabla 4-14. Letalidad de los diferentes tóxicos en los episodios de envenenamiento de buitre negro investigados.

Efectividad según el cebo empleado

Se ha investigado la efectividad de los diferentes tipos de cebos empleados produciendo la muerte de buitres negros (tabla 4-15). Se han encontrado diferencias estadísticamente sig-

nificativas en el número medio de ejemplares de buitre negro que aparecen afectados en cada episodio de envenenamiento en función del tipo de cebo empleado (ANOVA, $f = 6,866$, $g.l. = 169$, $p = 0,00136$). Los cebos que mayor mortalidad producen son el preparado con piezas de caza menor, particularmente conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus*) y los cadáveres de rumiantes pequeños. Sin embargo, las diferencias entre estos dos tipos de cebos no son estadísticamente significativas (Test de Scheffé, $p = 0,8617$), mientras que entre estos dos tipos y los cebos cárnicos sí son estadísticamente significativas (Test de Scheffé, $p = 0,0088$ para las piezas de caza menor y $p = 0,344$ para los cadáveres de rumiantes pequeños).

Cebo empleado	Nº Episodios	Media \pm d.e.
Cadáver rumiante pequeño	33	3.06 \pm 2.978
Cadáver caza menor	28	3.50 \pm 6.90
Cebo cárnico pequeño	111	1.432 \pm 0.890
Total	172	

Tabla 4-15. Efectividad de los diferentes cebos empleados en los episodios de envenenamiento de buitre negro investigados.

Sólo se han registrado envenenamientos de ejemplares jóvenes (tabla 4-16) cuando se emplearon cebos pequeños (cebos cárnicos y piezas de caza menor). Sin embargo, las diferencias son inexistentes entre inmaduros y adultos, mostrando hábitos alimenticios y estrategias tróficas muy similares, a excepción del consumo de piezas de caza menor que no aparece en los ejemplares inmaduros, posiblemente debido al bajo número de ejemplares estudiados.

Tipo de alimento	Jóvenes	Inmaduros	Adultos
Cadáver rumiante pequeño	0%	13,0%	16,7%
Cadáver rumiante grande	0%	0%	1,6%
Cadáver caza mayor	0%	0%	1,6%
Cadáver caza menor	16,7%	0%	17,5%
Cebo cárnico pequeño	83,3%	73,9%	60,3%
Huevos envenenados*	0%	8,7%	2,4%
Cadáver de animal envenenado	0%	4,4%	0%

Tabla 4-16. Frecuencia de los diferentes alimentos (cebos) encontrados en los episodios de intoxicación de buitre negro en función de la edad.

* Todos los casos de mortalidad por huevos envenenados se produjeron por intoxicación secundaria por consumo de cadáveres de animales envenenados.

En el 100% de los casos investigados en los que había mortalidad asociada de buitre leonado, los buitres negros afectados eran adultos.

4.2.1.4. Discusión

Como en cualquier otro estudio basado en un sistema pasivo de recogida de información, los resultados obtenidos representan una fracción de los realmente producidos (Mineau *et al.*, 1999), no siendo posible determinar el número total de ejemplares que realmente se vieron afectados y la representatividad que tiene la información analizada. Así, el número de buitres y episodios estudiados deben ser considerados como números mínimos. El resultado final de muchas exposiciones no es la muerte del ejemplar (Fry *et al.*, 1998; Hooper *et al.*, 1989). Es posible, por tanto, que existan episodios en los que haya ejemplares expuestos al tóxico pero que no hayan muerto o que no presentaran sintomatología clínica (Porter, 1993). El porcentaje de ejemplares vivos encontrado en los episodios estudiados (1,8%) es posible, por tanto, que esté infravalorado. Igualmente es posible que en algunos episodios la muerte se produjera lejos del lugar de exposición y, por lo tanto, no hayan sido registrados o lo hayan sido como pertenecientes a un episodio diferente.

Por ello, sería de mucha utilidad el empleo de biomarcadores no destructivos de forma rutinaria en los ingresos de buitre negro en los centros de recuperación. Ya que los principales tóxicos que están afectando actualmente al buitre negro son insecticidas anticolinesterásicos (carbamatos y organofosforados), la determinación rutinaria de la actividad sérica o plasmática de la acetil colinesterasa (AChE) podría facilitar mucha información sobre el grado de exposición de la población a este tipo de tóxicos (Porter, 1993; Buck *et al.*, 1996, Roy *et al.*, 2005) y debería ser empleada no sólo como parte del chequeo al que son sometidos los ejemplares capturados para el marcaje o anillamiento, sino también en los ejemplares que ingresan en los centros de recuperación, con independencia de la causa de ingreso. Se ha demostrado que en ocasiones estas exposiciones a anticolinesterásicos están enmascaradas con otras causas (Mineau *et al.*, 1999) o son las desencadenantes (Porter, 1993).

A pesar de que la mayor parte de los tóxicos que están afectando al buitre negro son insecticidas (carbamatos y, en menor medida, organofosforados) de uso agrícola (fitosanita-

Figura 4-73. En los casos en que se producen envenenamientos en explotaciones ganaderas, éstos tienen su motivación principal en la protección de crías recién nacidas ante depredadores oportunistas, como el zorro o perros asilvestrados.



rios), en ningún caso, de acuerdo con la ruta de exposición, tipo de alimento, concentración del tóxico y lugar de hallazgo de los episodios, se ha podido vincular su presencia al uso legal (correcto o abusivo) en agricultura. En ningún caso investigado el tóxico encontrado estaba relacionado con los usos agrícolas de las zonas donde fueron hallados. Por ello, los casos que hemos estudiado, con la excepción de las intoxicaciones accidentales con lindano (0,9%) y el caso de la contaminación por plomo (0,5%), son en realidad intoxicaciones intencionadas o premeditadas, es decir, envenenamientos.

La principal vía de exposición del buitre negro a los tóxicos identificados es la ingestión directa de un alimento cárnico que ha sido tratado con un producto tóxico, es decir, por consumo o como consecuencia del uso de cebos envenenados. No existe, por tanto, ninguna duda de que en los casos estudiados la intoxicación de los buitres se debió a empleo ilegal de veneno en el medio natural para el control de predadores, con independencia de la actividad que generó este control.

Sólo en un 4,7% ($n = 9$) de los casos de envenenamiento estudiados el cebo iba dirigido específicamente para los buitres o, al menos, para las especies carroñeras, lo que revela la escasa selectividad del uso ilegal de veneno en el medio natural para el control de poblaciones silvestres, sean por daños producidos a la caza, a la agricultura o a la ganadería. Igualmente, se ha registrado un alto número de intoxicaciones secundarias (26,4%, $n = 51$) por consumo de cadáveres de animales envenenados (intoxicados intencionadamente), lo que refleja también la gravedad del uso ilegal de veneno en el medio natural por la falta de selectividad y especificidad y, por tanto, el impacto que produce en eslabones superiores de la cadena trófica.

Los resultados obtenidos indican que aún en la actualidad el envenenamiento es una de las principales causas de mortalidad para el buitre negro en España. El elevado número de ejemplares afectados que se han registrado posiblemente no es superado ni en intensidad ni en distribución geográfica por ninguna otra causa de mortalidad. Constituye un riesgo para la conservación del buitre negro, contribuyendo a frenar la tendencia positiva de la población, al menos en algunas áreas (Soto-Largo y Oria, 2000; Sánchez, 2005).



Figura 4-74. Los muladares ofrecen un alimento indispensable al buitre negro y al resto de aves necrófagas. Por ello, han de ser bien regulados sanitariamente y protegidos ante la posibilidad de que en ellos se generen episodios de contaminación o envenenamientos intencionados.

En el caso de especies con el grado de amenaza del buitre negro, el incremento de la mortalidad por exposición a pesticidas puede ser un factor determinante en su dinámica poblacional al afectar a la estructura de la población y a su potencial reproductivo (Elliott *et al.*, 1997; Mineau *et al.*, 1999). Es particularmente grave el elevado porcentaje de buitres adultos y reproductores (en conjunto 69,9%) que se han encontrado afectados por el veneno. El incremento de la mortalidad de ejemplares adultos y reproductores tiene un doble efecto. Por un lado, la mortalidad directa, y por otro, el efecto sobre el potencial reproductivo (Newton y Wyllie, 1992). Se ha demostrado que las intoxicaciones o exposiciones a tóxicos en las aves de presa el efecto de la mortalidad directa de adultos es mucho más devastador para la dinámica de la población que los efectos sobre la reproducción (Newton, 1979; Newton y Willye, 1992) y se ha sugerido como causa más probable de los recientes declives en algunas rapaces, incluido el buitre negro (Noer y Secher, 1990; Davis, 1993; Antoniou *et al.*, 1996) y el fracaso en la recolonización de antiguas áreas de distribución (Elliott y Avery, 1991).

Por otro lado, se han podido vincular los repentinos descensos en el número de parejas reproductoras –e incluso del descenso en la productividad y éxito reproductor de algunas colonias de buitre negro en España– al incremento de la mortalidad de adultos reproductores por envenenamiento (Arenas, 2004; Sánchez, 2005), efecto que ha sido constatado en otras especies de buitres (Hernández, 2003).

La evolución que ha mostrado la mortalidad del buitre negro durante el período de estudio guarda relación directa con los episodios que se han registrado en algunas colonias, sobre todo de Andalucía. Sin embargo, esta evolución también ha sido influenciada por medidas específicas, tanto legislativas como preventivas y sancionadoras, que se han puesto en marcha para minimizar el uso ilegal de veneno y su impacto (Hernández, 2006). En particular, en Andalucía y Baleares, estas medidas específicas parece que están siendo efectivas en la reducción de la mortalidad por veneno en el buitre negro (Couto *et al.*, 2005; Dobado y Arenas, 2006) y, probablemente, junto con las acciones emprendidas en otras Comunidades Autónomas, han sido responsables en gran parte del descenso en la incidencia del veneno que se ha experimentado a partir del 2000.

Un sistema pasivo de recogida de información como el empleado en este trabajo presenta, de forma inherente, algunos inconvenientes (Henny *et al.*, 1987; Allen *et al.*, 1996; Mineau, 1999). En primer lugar, dado que la información ha sido generada por diferentes administraciones y personal técnico con empleo de diferente metodología, la información disponible en los diferentes casos no es homogénea. Por ello, sería recomendable el establecimiento de un protocolo de actuación, así como definir unos estándares de recogida de información a la hora de monitorizar las causas de mortalidad o de los factores que influyen en la población del buitre negro en España.

Este sesgo es importante tenerlo en cuenta a la hora de valorar algunas causas de mortalidad por intoxicación que pueden estar pasando inadvertidas, en particular en los casos de intoxicación secundaria accidental (no intencionada) y de exposición al plomo que, en nuestro estudio, muy posiblemente estén infravaloradas. Aunque ambas causas han mostrado tener escasa incidencia en la mortalidad del buitre negro en España comparadas con el envenenamiento, es también cierto que la presencia de ambos tipos de tóxicos en cadáveres o aves vivas es investigada en muy raras ocasiones.



Figura 4-75. Los despojos de piezas cinegéticas son fundamentales para la alimentación invernal del buitre negro. Por otro lado, estos restos pueden contener niveles de plomo que podrían afectar a los individuos en distintos aspectos de sus actividades vitales.

Los niveles medios de plomo en sangre encontrados reflejan que efectivamente el buitre negro en España está expuesto con relativa frecuencia a este metal pesado, a través del consumo de restos de munición de plomo en sus presas y en este sentido el buitre negro no es una excepción entre las rapaces (Fisher *et al.*, 2006). Es particularmente interesante el hallazgo de un caso de intoxicación aguda en un ejemplar adulto en un modelo de seguimiento pasivo, así como las diferencias estadísticamente significativas encontradas entre pollos y adultos que indican una mayor exposición en estos últimos. Aunque las diferencias no resultaron estadísticamente significativas entre las regiones estudiadas, posiblemente debido a los tamaños muestrales empleados y la diferente proporción de ejemplares de las clases de edad definidas en cada región, los resultados indican que efectivamente existen diferencias geográficas, siendo la exposición al plomo en algunas regiones un factor importante de mortalidad más importante de lo que reflejan nuestros datos.

Aun así, los resultados obtenidos permiten aportar valiosa información para la conservación del buitre negro en España. Por un lado, las diferencias encontradas entre clases de edad en la asociación a la mortalidad de otras especies revelan diferencias en las estrategias tróficas en función de la edad y, por otro, son un reflejo de la ecología trófica de la especie (Hiraldo, 1976, 1977). Sin embargo, es llamativo que el tipo de cebo que con mayor frecuencia es ingerido por los buitres negros sean los despojos cárnicos y los cebos de pequeño tamaño, típicamente empleados de forma ilegal en la gestión cinegética de la caza menor (Hernández, 2006), aunque también hay que tener en cuenta que es el tipo de cebo que se emplea con más asiduidad en las áreas de distribución del buitre negro (Hernández, 2006).

Por otro lado, resulta también relevante el elevado número de intoxicaciones secundarias por consumo de cadáveres de animales envenenados, lo que vuelve a poner de relieve, por un lado, la gran sensibilidad del buitre negro al uso ilegal de veneno y, por otro, que el efecto en la cadena trófica que se atribuía tradicionalmente a la estricnina ocurre de igual manera con los insecticidas agrícolas, en especial con los carbamatos (Allen *et al.*, 1996; Elliott *et al.*, 1996; Wobeser *et al.*, 2004). Este efecto ha podido ser comprobado en nuestro

caso en el uso de huevos envenenados, en los que el 100% de los envenenamientos de los buitres negros se han producido por consumo del cadáver de un animal envenenado.

La evolución temporal que se ha observado, en cuanto a la frecuencia de uso de los diferentes tóxicos, con el incremento del uso de carbamatos paralelo a la desaparición de tóxicos empleados más clásicamente (estricnina), se ha comprobado también en otros países desarrollados (Mineau, 1999). Sin duda, la mayor facilidad de adquisición y la mayor letalidad de los carbamatos han contribuido a esta evolución.

La información obtenida ha revelado también que el principal motivo de uso ilegal de veneno que está afectando al buitre negro está relacionado con el control ilegal de predadores en la gestión cinegética, en especial, con la caza menor. Sin duda, en estos casos, el veneno no está específicamente dirigido al buitre negro, pero otra vez se pone de relieve la especial sensibilidad de la especie al uso de veneno y el impacto que prácticas aparentemente no relacionadas con la ecología y problemática de la conservación de la especie, pueden incidir de forma dramática.

Por último, los resultados muestran que el grado de incidencia del uso ilegal de veneno sobre el buitre negro está condicionado por el tipo de cebo empleado y el tóxico elegido. Así, el tóxico que mayor letalidad ha mostrado es el aldicarb, ya que causa el mayor número medio de ejemplares afectados en cada episodio de envenenamiento. Sin embargo, la falta de significación estadística en las diferencias de letalidad entre los diferentes tóxicos y las diferencias estadísticamente significativas en el número medio de ejemplares afectados por episodio, indican que tiene más peso el tipo de cebo empleado que el tóxico elegido. Este hecho resulta lógico si tenemos en cuenta que los tóxicos que se han identificado como venenos tienen toxicidades diferentes pero dentro del mismo rango de toxicidad. Aún así, el efecto de ambos factores, tipo de cebo y tóxico elegido, revela que hay combinaciones que resultan especialmente letales para el buitre negro. La combinación de piezas de caza menor (conejo) como cebo y el aldicarb como veneno ha resultado especialmente devastadora en los casos estudiados, sobre todo teniendo en cuenta que este tipo de cebos es comparativamente utilizado con muy poca frecuencia respecto a otros tipos (Hernández, 2006) y, sin embargo, afecta proporcionalmente en mayor medida al buitre negro. El episodio más grave de envenenamiento de buitres negros registrado en un país desarrollado en varias décadas (38 ejemplares) fue causado por esta combinación.

4.2.2. Electrocuación y colisión en tendidos eléctricos

Rubén Moreno-Opo

4.2.2.1. Descripción de la amenaza

Entre las principales causas que generan mortalidad no natural en aves se encuentran los accidentes con infraestructuras eléctricas (BirdLife International, 2004a). Los tipos de interacciones que sufren las aves con los tendidos eléctricos son dos: colisiones con cables y vanos conductores de corriente eléctrica y electrocuciones en apoyos y torretas. La mortalidad en las líneas eléctricas afecta a numerosas especies, aunque las aves más grandes son más proclives a sufrir accidentes, por su tamaño y sus costumbres. Algunas de estas grandes aves, principalmente las que utilizan los postes de las líneas eléctricas como oteadero, están en un estado des-



Figura 4-76. Apoyo en tipo amarre de un tendido eléctrico con un águila real electrocutada en la base de la bóveda.

favorable de conservación y su muerte por electrocución es uno de los factores más limitantes de cara a la recuperación de sus poblaciones. Es el caso, por ejemplo, del águila imperial ibérica o el águila perdicera (González y Oria, 2004; Real, 2004). Por otro lado, la colisión contra cables de líneas eléctricas, que producen traumatismos o electrocución si se contactan simultáneamente dos de los vanos, afecta a especies de distinto tamaño (Alonso y Alonso, 1999), entre ellas a aves amenazadas, como buitres, cigüeñas, grullas y avutardas principalmente.

Aunque se trata de un problema conocido sobre el que las administraciones y grupos conservacionistas trabajan desde hace varios años, se estima que en España mueren unas 30.000 aves cada año por efecto de los tendidos eléctricos (Dirección General de Conservación de la Naturaleza, 2003), afectando sobre todo a especies en peligro de extinción en áreas con elevada disponibilidad de alimento o en las inmediaciones de los núcleos de cría (Fernández y Azkona, 2002; Moreno-Opo *et al.*, 2007). En la actualidad, se conocen algunas de las soluciones técnicas más acertadas para reparar los tramos de líneas eléctricas peligrosas (Sevillana de Electricidad *et al.*, 1996), y se sigue investigando en mejorar el rendimiento de las modificaciones realizadas. También se ha promulgado una legislación a nivel regional que regula la construcción de nuevos trazados de líneas eléctricas considerando la posibilidad de afección a las aves (ver apartado 4.2.2.5.). A pesar de todo ello, aún quedan miles de apoyos y postes en los que es posible la electrocución de alguna rapaz, y cientos de kilómetros de cables eléctricos sin señalizar en zonas de paso de aves planeadoras. El problema causado por las líneas eléctricas sobre las aves en peligro de extinción es tan importante y tan extendido que se requiere una inversión económica muy elevada para poder modificar los numerosos apoyos peligrosos existentes.

4.2.2.2. Impacto sobre la especie

El buitre negro tiene en los tendidos eléctricos la más importante causa de mortalidad en España debida a accidentes con elementos no naturales del medio, aunque su proporción sobre el total de muertes de la especie es mucho menor que los incidentes por envenenamientos (ver capítulo 4.2.1.). En los últimos años (1990-2006) se tiene conocimiento de la muerte de al menos 34 ejemplares en tendidos eléctricos (Galán *et al.*, 2003; Azcárate y Carbonell, 2004; Tewes, 2004; Del Moral y De la Puente, 2005; Fundación CBD-Hábitat, 2006d; SEO/BirdLife, 2006; Centro de Estudios de Rapaces Ibéricas-Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha, datos inéditos; Centro de Recuperación de Los Hornos-Junta de Extremadura, datos inéditos; GREFA, datos inéditos). Las muertes se producen por electrocución y por choque con cables de las líneas eléctricas. No se conoce con exactitud qué proporción de accidentes ocurren por electrocución y qué proporción por colisión.

La colisión y electrocución con líneas eléctricas causa el 7% de los ingresos de buitres negros en centros de recuperación de fauna (tabla 4-17).

Área	Nº ingresos por electrocución/colisión	Nº ingresos totales	%	Período	Fuente
Castilla-La Mancha	15	106	14,1	1996-2005	CERI-JCCM, com. pers.
Castilla y León	3	46	6,5	1990-2004	Azcárate y Carbonell, 2004
Extremadura	5	123	4,0	1999-2006	CR Los Hornos-Junta Extr.
Huelva	0	80	0,0	1997-2002	Galán <i>et al.</i> , 2003
Madrid	0	1	0,0	1995-2006	Brinzal, datos inéditos
Mallorca	0	2	0,0	2003-2004	Tewes, 2004a
Madrid y alrededor	5	42	11,9	1995-2006	GREFA, datos inéditos
Total	28	400	7,0		

Tabla 4-17. Ingresos de buitre negro en centros de recuperación de fauna oficiales por electrocución o colisión con tendidos eléctricos, y el porcentaje que suponen respecto al total de ingresos totales.

4.2.2.3. Identificación de áreas con mayor incidencia

Las muertes de buitres negros por electrocución o colisión con tendidos eléctricos se registran en toda el área de distribución de la especie en España. No obstante, hay determinadas circunstancias que incrementan las probabilidades de que los ejemplares de la especie sean afectados:

- Los tendidos eléctricos cercanos a fuentes de alimento predecibles provocan un mayor número de accidentes. Es el caso de líneas que discurren muy próximas a muladares, en cuyos cables colisionan y/o se electrocutan los buitres en los vuelos de



Figura 4-77. Buitre negro muerto por electrocución o por colisión con los cables de un tendido eléctrico en el este de Madrid (Carlos Ponce).

aproximación y huida. Existen varios ejemplos de esta situación perjudicial en muladares de Ciudad Real y Segovia, ya resueltos por las administraciones responsables.

- Las malas condiciones climatológicas, especialmente las nieblas, hacen que apenas se puedan visualizar en vuelo los cables de los tendidos, sobre todo los de menor grosor. Por ello, si estas malas condiciones de visibilidad se dan en zonas con muladares y líneas eléctricas, se incrementan las probabilidades de que causen muertes.
- Las áreas con elevada abundancia de presas como conejo o ganado atraen a los buitres negros durante determinadas épocas del año (ver figura 2-11, del capítulo 2.2.). Éstos, aunque de forma escasa, usan los apoyos de las líneas eléctricas para descansar y como atalaya de prospección. Si las características técnicas de los apoyos los hacen muy peligrosos se incrementa la probabilidad de electrocución.
- Los tendidos que atraviesan núcleos de nidificación o localidades de descanso de la especie tienen una incidencia potencial mucho mayor. En ellos podrán chocar o posarse con mayor probabilidad los buitres.

4.2.2.4. Propuestas de actuación y programas de conservación en marcha

Las muertes de buitres negros producidas por los tendidos eléctricos han de ser limitadas por medio de actuaciones de conservación. En primer lugar, los tendidos en los que se hayan

registrado muertes o que reúnen características que los hacen más propensos a afectar a buitres negros han de ser considerados prioritarios de cara a su modificación o señalización.

El primer paso consiste en evaluar la incidencia de los tendidos eléctricos sobre los buitres negros. Para ello, han de promoverse campañas de reconocimiento de líneas eléctricas, para conocer sus características técnicas y los factores ecológicos del terreno en que se encuentran, así como la mortalidad que causan sobre distintas especies. Una vez identificadas las líneas más peligrosas, ha de procederse a su modificación o señalización, con unos modelos apropiados que eviten problemas de forma definitiva y que cumplan la legislación existente, en su caso (Fundación CBD-Hábitat, 2007). Aunque cada modelo de apoyo requiere una actuación concreta, de forma general se recomienda que la distancia entre estructuras donde se puedan posar las aves y cualquier elemento conductor sea de 1 m en el plano horizontal y 80 cm en el plano vertical, prestando especial atención a estas distancias en las bases de las crucetas de apoyos de tipo bóveda.

Esta propuesta no es novedosa. Numerosas administraciones han puesto en marcha acciones e inversiones para paliar el problema desde hace varios años. La publicación de legislación en materia de instalaciones eléctricas de nueva construcción de protección de la avifauna ha contribuido a poner remedio a la situación de forma parcial. Así, comunidades autónomas como Andalucía (Decreto 194/1990), Aragón (Decreto 34/2005), Castilla-La Mancha (Decreto 5/1999), Extremadura (Decreto 73/1996), La Rioja (32/1998), Madrid (Decreto 40/1998) y Navarra (Decreto Foral 129/1991) tienen publicadas órdenes o decretos que regulan las condiciones técnicas de los tendidos eléctricos que eviten el impacto sobre las aves. Se han realizado numerosos trabajos de identificación de las líneas eléctricas más peligrosas en cada región, para proceder a continuación a su modificación (p. ej. TRAGSA, 2003; Fundación CBD-Hábitat, 2006d). Con el objetivo de mejorar la eficacia de las correcciones y señalizaciones de líneas eléctricas, algunas compañías, sociedades conservacionistas y entidades científicas han desarrollado acuerdos de colaboración para avanzar en el diseño de estructuras seguras. La inversión económica para arreglar puntos peligrosos ha sido constante en los últimos 15 años por parte de las administraciones públicas, tanto europea (p. ej. proyectos LIFE 92/NAT/



Figura 4-78. Las modificaciones de los apoyos de tendidos eléctricos peligrosos para las aves tienen como objetivo convertirlos en inocuos para la electrocución. Es preferible realizar cambios estructurales eficaces y permanentes.

E/014301 y LIFE 04/ES/NAT/00034) como nacional y autonómica. Varias decenas de miles de postes han sido arreglados para evitar las muertes de las aves más amenazadas, entre ellas el buitre negro. Pero los esfuerzos realizados hasta la fecha no son suficientes para poder adecuar la totalidad de líneas existentes a los requerimientos de las especies más afectadas, de forma que se termine con el problema definitivamente. Se precisa una inversión que ronda los 40 millones de euros (Dirección General de Conservación de la Naturaleza, 2003) para poder abarcar el objetivo de sustitución de los tendidos eléctricos peligrosos para la avifauna, y se requiere la colaboración de todos los agentes implicados.

4.2.3. Molestias

Rubén Moreno-Opo y Ángel Arredondo

Entre las causas de mortalidad y afección al buitre negro, las molestias derivadas de la actividad humana se presentan como un factor importante (Sánchez, 2004). Las molestias se entienden como un compendio amplio de acciones que impiden al buitre negro desarrollar sus actividades vitales de forma natural, produciendo interferencias sobre éstas.

4.2.3.1. Descripción de los tipos de acciones que pueden generar molestias

Existen numerosos tipos de molestias, la mayoría derivadas de actividades humanas. También las hay de origen natural, por interacción con otras especies. Estos factores se exponen con mayor detalle en otros capítulos del presente manual, por lo que aquí se mencionan escueta y resumidamente (tabla 4-18). La afección al buitre se genera de dos formas: por destrucción del hábitat y por tránsito y presencia de vehículos y personas en las áreas sensibles.

Origen	Tipo actividad	Molestia	Cómo se produce	Cómo afecta	Medidas para solucionar la molestia
Humanas	Infraestructuras (más detallado en capítulo 3.1.3.)	Pistas, caminos	Eliminación hábitat adecuado, tránsito personas, molestias maquinaria	Fracaso reproductivo, pérdida áreas nidificación	No abrir pistas en áreas sensibles AS, a menos de 500 m de cualquier nido. No trabajar en las inmediaciones de AS en el período sensible PS (enero-agosto). Prohibir tránsito pistas en AS en PS
		Cortafuegos	Eliminación hábitat adecuado, molestias maquinaria	Fracaso reproductivo, pérdida áreas nidificación	No abrir cortafuegos en AS, nunca a menos de 500 de nidos. No trabajar ni reparar cortafuegos en PS
		Observatorios	Presencia personas	Fracaso reproductivo	No establecerlos en AS. Regular el acceso de personas a ellos en PS
		Carreteras, obras públicas	Eliminación hábitat adecuado, tránsito personas, molestias maquinaria	Fracaso reproductivo, pérdida áreas nidificación	No abrir carreteras en AS, a menos de 500 m de cualquier nido. Los arreglos y mejoras de esas obras no hacerlos en PS si están próximos a AS
		Vallados	Presencia personas	Fracaso reproductivo	No realizar obras de instalación y mantenimiento en AS, a más de 500 m, ni en PS
		Energía eólica	Eliminación hábitat adecuado, tránsito personas, molestias maquinaria	Muerte individuos, pérdida áreas nidificación	No instalar aerogeneradores sobre AC, sobre espacios Red Natura 2000, ni sobre áreas de campeo y alimentación
		Tendidos eléctricos	Eliminación hábitat adecuado, molestias maquinaria	Muerte individuos	No instalar tendidos eléctricos en AC de buitre negro, y los que se hagan que cumplan condiciones inocuas y señalizadoras. No instalar durante PS

Manual de gestión del hábitat y de las poblaciones de buitre negro en España

Origen	Tipo actividad	Molestia	Cómo se produce	Cómo afecta	Medidas para solucionar la molestia
Humanas	Aprovechamiento forestal (más detallado en capítulo 3.1.2.)	Pistas, caminos	Eliminación hábitat adecuado, tránsito personas, molestias maquinaria	Fracaso reproductivo, pérdida áreas nidificación	No abrir pistas en áreas sensibles AS, a menos de 500 m de cualquier nido. No trabajar en las inmediaciones de AS en el período sensible PS (enero-agosto). Prohibir tránsito pistas en AS en PS
		Extracción de madera	Eliminación hábitat adecuado, tránsito personas, molestias maquinaria	Fracaso reproductivo, pérdida áreas nidificación	No trabajar en AS de buitre negro, dejando distancias de 100 m sin actividad alguna, y a menos de 500 m solo fuera del PS
		Resalveos, podas	Tránsito de personas y maquinaria	Fracaso reproductivo, muerte pollos	No trabajar en AS durante los PS
		Replantaciones	Tránsito de personas y maquinaria	Fracaso reproductivo	No trabajar en AS durante los PS
		Descorche	Tránsito de personas y maquinaria	Fracaso reproductivo, muerte pollos	Ver recomendaciones en este capítulo, apartado 4.2.3.3.
		Fumigaciones	Tránsito de aviones	Molestias, fracaso reproductivo	No fumigar en AS durante los PS
		Carboneo	Tránsito de personas y maquinaria	Fracaso reproductivo	No trabajar en AS durante los PS
	Aprovechamiento ganadero (más detallado en capítulos 3.1.2. y 3.2.)	Comederos/ bebederos	Tránsito de vehículos	Fracaso reproductivo	Ubicar los comederos y bebederos fuera de las AS, a más de 500 m de los nidos
		Pastoreo con pastor	Tránsito de personas	Fracaso reproductivo	No realizar tareas de mantenimiento de ganado en AS, y sobre todo no en PS
		Presencia ganado	Deterioro del hábitat, Tránsito de animales	Fracaso reproductivo, pérdida calidad hábitat	No introducir ganado en AS de buitre negro
		Apicultura	Tránsito de vehículos	Fracaso reproductivo	Instalar colmenas fuera de AS
		Vallados	Presencia personas	Fracaso reproductivo	No realizar obras de instalación y mantenimiento en AS, a más de 500 m, ni en PS

Origen	Tipo actividad	Molestia	Cómo se produce	Cómo afecta	Medidas para solucionar la molestia
Humanas	Aprovechamiento cinegético (más detallado en capítulos 3.1.2. y 3.2.)	Comederos/ bebederos	Tránsito de vehículos	Fracaso reproductivo	Ubicar los comederos y bebederos fuera de las AS, a más de 500 m de los nidos
		Monterfías, cacerías	Tránsito de vehículos y personas	Ahuyentar aves, fracaso reproductivo	Realizar las monterfías siempre antes de febrero. Los descastes hacerlos fuera de AS
		Vallados	Presencia personas	Fracaso reproductivo	No instalar ni mantenimiento en AS, a más de 500 m, y nunca en PS
		Cortaderos, tiraderos	Eliminación hábitat adecuado, molestias maquinaria	Fracaso reproductivo, pérdida áreas nidificación	No abrir tiraderos en AS, nunca a menos de 500 de nidos. No trabajar ni repararlos en PS
		Puestos de caza físicos	Presencia personas	Ahuyentar aves, fracaso reproductivo	Usarlos siempre antes de febrero, fuera de los PS. No instalar puestos físicos en AS
	Aprovechamiento agrícola (más detallado en capítulo 3.2.)	Cultivos	Tránsito de personas y maquinaria	Fracaso reproductivo	No cultivar en AS, y si es destinado a la alimentación de ganado, limitar el tránsito durante los PS

Origen	Tipo actividad	Molestia	Cómo se produce	Cómo afecta	Medidas para solucionar molestia
Naturales (más detalles en capítulos 2. y 4.2.6.2.)		Competencia	Interacción con otras especies	Fracaso reproductivo	
		Disputas	Interacción con otras especies	Fracaso reproductivo	

Tabla 4-18. Esquema de las molestias que afectan de forma potencial al buitre negro, especificando el origen, el tipo de actividad, la molestia concreta, la afección y las medidas para solucionarla (AS= área sensible; PS= período sensible).

Para evitar que se produzcan estas molestias resulta fundamental regular de forma adecuada las actividades humanas en las áreas importantes para el buitre negro (Heredía, 1996). Una herramienta fundamental es proteger las áreas importantes para la especie, bien declarándolas como espacios naturales protegidos con alguna figura oficial de la administración o bien incluyéndolas en la Red Natura 2000 (Sánchez, 2004). El porcentaje de protección de las áreas de nidificación del buitre negro en España ya era elevado a finales del siglo pasado (Sánchez, 1998) y continúa incrementándose, hasta el 92% aproximado actual de parejas reproductoras cuyos nidos se encuentran en espacios protegidos.

4.2.3.2. Impacto sobre la especie

Las molestias producen distintos efectos en los buitres, siendo los más graves los fracasos reproductivos, la pérdida de áreas naturales de nidificación y campeo, y la muerte de pollos. La pérdida de espacios naturales que ocupa el buitre negro es difícil de valorar y cuantificar. En general, la mayoría de las colonias de cría se mantienen a salvo de actividades que pueden producir una destrucción del hábitat a gran escala, como construcción de carreteras y obras públicas, etc. No obstante, la apertura de pistas y cortafuegos sí afecta a muchos núcleos de cría. En los últimos años se han detectado pérdidas de hábitat por acciones de extracción de madera, apertura de caminos forestales o construcción de infraestructuras para pistas de esquí. Es el caso de las colonias de la Sierra de las Quilamas, en Salamanca (Blanco, 2002, 2006), donde la apertura de pistas supuso una amenaza de deterioro del hábitat antes de su protección legal, o el de Sierra Pelada en Huelva, donde se produjeron alteraciones del hábitat entre 1985 y 2001, como consecuencia de los trabajos forestales que se realizaban, y la sustitución de árboles autóctonos por otros como *Pinus* sp. o *Eucalyptus* sp. (Galán *et al.*, 1996; y Galán, 2001).

El fracaso reproductivo producido por molestias humanas en las áreas de cría es un problema conocido (Costillo, 2005), del que existen datos que documentan dicha afección. La mayoría de fracasos se dan durante la incubación (en el 82% de los fracasos en una colonia de Madrid –De la Puente, *en prensa*–, y en el 65% en nidos de Extremadura y Ciudad Real –Fundación CBD-Hábitat, datos inéditos–). Los fracasos reproductivos pueden producirse por distintos motivos. Las causas más habituales son la infertilidad de los propios huevos, seguido de envenenamiento de adultos, molestias, caída de nidos y causas climatológicas (Galán *et al.*, 1997; Galán *et al.*, 2003; De la Puente, 2006a). No obstante, no existen muchos datos publicados sobre la proporción de fracasos reproductivos debidos a molestias humanas respecto al total de pérdidas. En la colonia de Rascafría, Madrid, se pudo comprobar que, de seis pérdidas comprobadas, tres fueron debidas a molestias por trabajos forestales (De la Puente, *en prensa*), aunque el total de fracasos detectados en el período de trabajo fue mucho mayor, de unas 100 pérdidas. En el seguimiento de parejas nidificantes de la Sierra de San Pedro, Extremadura, y Sierra de Alcudia, Ciudad Real, se comprobó que el 8,9% de los fracasos fueron debidos a



Figura 4-79. Pollo de buitre negro muerto bajo el nido por causas desconocidas.

distintos tipos de molestias humanas ($n = 134$, período 2004-2006, Fundación CBD-Hábitat). Sí se conoce la diferencia de éxito reproductor entre núcleos de cría en los que se realizan trabajos forestales durante el período reproductor y en los que no se realizan. En Huelva, el éxito reproductor varió entre el 0,82 en áreas no intervenidas y el 0,63 en áreas en que se produjeron labores forestales en distintas fases de la temporada de cría (Galán *et al.*, 1996). En un estudio anterior también en la provincia de Huelva (Hiraldo, 1977), los valores fueron similares en áreas libres de trabajos forestales (0,90) y con ellos (0,66). En la provincia de Ávila, el éxito reproductor varió de un 0,87 cuando no se realizaron actividades de explotación a un 0,65 cuando sí se realizaron (Caballero, 1986).

Las molestias humanas no sólo influyen sobre el éxito reproductor en el año en que se producen, sino que condicionan también la tasa de ocupación de nidos al año siguiente, disminuyéndola (Galán *et al.*, 1996), al igual que ocurre cuando se producen episodios de envenenamiento de ejemplares reproductores (Sánchez, 2004). Además, las áreas en que se realizan trabajos forestales son seleccionadas negativamente por los buitres negros para instalar nuevos nidos (Galán *et al.*, 1996).

La mortalidad de pollos en nido por molestias de origen humano es poco conocida, y no existen datos abundantes que la valoren. Los pollos mueren por las molestias humanas principalmente durante los 35-40 primeros días de vida. En este período el pollo carece aún de plumas que recubran su cuerpo y, por la ausencia de los adultos que protegen al pollo, se ve sometido a los rigores climatológicos, que puede producirle la muerte por deshidratación en pocas horas.

4.2.3.3. *El caso del descorche. Propuestas de actuación y recomendaciones*

El descorche o pela es una actividad de aprovechamiento forestal habitual en las áreas en las que se distribuye el buitre negro. Consiste en la extracción de la corteza del tronco de los alcornoques *Quercus suber*, formada por tejido suberoso parenquimático homogéneo,



Figura 4-80. Pareja de corcheros extrayendo el corcho de un alcornoque y arriero esperando para cargar las panas en una mula.

que forma el corcho (Vieira, 1991). Se realiza separando el tejido suberoso, desgarrándolo de la casca del tronco, cada 9 o 10 años. Es una práctica muy común en toda el área de distribución del alcornoque, sobre todo España y Portugal, aunque también en Marruecos, Francia, Italia y Argelia. Existe corcho de distinta calidad, según el orden de extracción a que corresponda. Así, el primer corcho extraído del árbol se denomina bornizo, que surge como capa original del tronco y con menor valor económico. Los siguientes descorches realizados sobre el mismo tronco obtendrán corcho segundero y, posteriormente, corcho de reproducción, de mayor calidad (Vieira, 1991).

A pesar de que se realiza cada 9 o 10 años, resulta una fuente fundamental de ingresos en fincas con alcornoques. Estos elevados rendimientos conllevan un beneficio directo para el hábitat de monte mediterráneo: los bosques de alcornoques son conservados de forma preferente por los propietarios de terrenos en que existen. De forma directa se protegen los ecosistemas originales, favoreciendo a las poblaciones de fauna y flora asociadas. Por ello, el mantenimiento de la actividad de descorche y la potenciación del mercado del corcho como taponés de botellas es objetivo de campañas de conservación de entidades conservacionistas (WWF, 2006a).

Cómo se realiza el descorche

El descorche es un trabajo forestal llevado a cabo de forma tradicional, cuya mecanización se ha alcanzado de forma generalizada para el transporte del producto, pero no para la extracción directa del árbol, aunque ya existe maquinaria para pelar automáticamente el alcornoque. Tiene lugar durante un período concreto del año, entre mayo y agosto, momento en que el corcho «se da». Esto ocurre si los procesos fisiológicos del árbol permiten la separación de las células de corcho de la casca, cuando se encuentra en actividad la capa súbero-felodérmica (Vieira, 1991).



Figura 4-81. Corchero tirando de una pana de corcho recién cortada.

El trabajo se inicia con prospecciones previas del área a pelar por parte de los responsables de la extracción. En estas áreas, dependiendo de su orografía, vegetación y voluntad de las personas, se pueden abrir vías de saca para facilitar el transporte del corcho a través de las laderas o realizar *ruedos*, consistentes en el desbroce y aclarado del entorno de los alcornoques para optimizar el crecimiento del corcho y mejorar las condiciones de los trabajadores para realizar el descorche. Estas acciones se realizan antes de iniciarse propiamente el descorche. Éste se suele iniciar a primeros del mes de junio y concluirse a mediados de agosto.

El trabajo se realiza por cuadrillas de trabajadores compuestas por un número variable de personas. El manijero o capataz establece las prioridades de actuación, indica qué árboles pelar, a qué zonas dirigirse y cómo descorchar adecuadamente cada árbol. Los corcheros son las personas que extraen el corcho del árbol y suelen organizarse en parejas. Los sacadores o juntadores cogen las panas de corcho extraídas del árbol para llevarlas a montones donde se acumulan. El transporte de las panas de corcho desde la zona de extracción hasta las pilas donde se agrupan las grandes cantidades de corcho se realiza por parte de arrieros con mulas y/o tractores, según la orografía de la finca, distancias, etc. Una vez depositado el corcho en las pilas, hay un encargado de clasificarlo según su calidad, y ordenarlo para que sea cargado en camiones. Cuando las cantidades de corcho apiladas son elevadas, un camión de transporte accede a las zonas de acumulación y se carga lo máximo posible, para su traslado al centro de tratamiento y procesado. El número total de personas que lleva a cabo el descorche en un espacio suele rondar las 15-30 personas.

Los trabajos se inician a primera hora de la mañana, a las 7:00 aproximadamente, y se prolongan hasta las 14:30. El manijero dirige a voces a la cuadrilla cuando se descorcha en áreas escarpadas, y la comunicación entre el resto de las personas suele realizarse de este mismo modo. Las laderas o zonas se van descorchando de forma secuencial, «barriendo» las distintas áreas. Se emplean hachas y las cañas del hacha para retirar las panas de corcho por parte de los corcheros.



Figura 4-82. Las panas de corcho se cargan en camiones de transporte que llevan el producto hasta los centros de tratamiento.

Interferencia del descorche en la reproducción del buitre negro

El descorche es supuesto como una de las causas potenciales de molestias para el buitre negro durante la época de reproducción, integrado dentro de los trabajos forestales realizados en las áreas de cría de la especie (Sánchez, 2004). No obstante, no se ha publicado hasta la fecha ningún trabajo que valore la incidencia de esta práctica sobre el éxito reproductor ni sobre la actividad de los propios individuos.

En la primavera y verano de 2005 se realizó el seguimiento de las tareas de descorche y de su influencia sobre la reproducción del buitre negro en una parte de la colonia de la Umbría de Alcuñía, provincia de Ciudad Real. En el territorio objeto de seguimiento iniciaron la reproducción 51 parejas. El descorche se realizó en la totalidad de las áreas de la finca que albergan alcornoques, desde el 6 de junio hasta el 14 de julio. Se invirtieron 12 jornadas para el seguimiento de la interferencia del descorche sobre los buitres negros, con un total de 122 observaciones de afecciones en 22 nidos con pollo.

El descorche se realiza durante la época de crianza de los pollos, en un momento clave para el desarrollo de éstos. Cuando se inicia la actividad de extracción del corcho, en general tienen edades que oscilan desde los 20 días hasta los 60 días de edad aproximadamente. En este período, sobre todo en el mes de junio, el sombreado de los adultos a los pollos resulta imprescindible para protegerlos de las condiciones climatológicas adversas; la incidencia directa de los rayos de sol sobre los pollos que aún no tienen plumaje desarrollado podría derivar en su deshidratación. Se estudió la reacción de los ejemplares reproductores y de los pollos. Se valoraron variables como la distancia entre las personas y el nido mediante la anotación de las posiciones en fotografías aéreas y posterior medición de distancias con programas informáticos, el nivel de ruido existente (*escaso* = sólo voces esporádicas; *medio* = se escuchan voces a menudo, no constantemente, y en tono no muy elevado; *alto* = voces generalizadas, constantes y en volumen alto), el número de personas presente y la duración de la reacción. Las reacciones consideradas para los ejemplares reproductores se agruparon en cuatro tipos distintos: individuo *tranquilo* –ejemplar desarrollando su actividad sin interferencias–, *alerta* –individuo observando a las personas, inquieto y con comportamiento alterado–, *huida* –salida del progenitor del nido– y *regreso al nido* –tras la huida vuelve a posarse en el nido para continuar su actividad normal–. Para el pollo se consideraron sólo *tranquilo* y *alerta*.

La distancia a la que actúan los trabajadores determina la actividad de los buitres negros reproductores y pollos (tabla 4-19). La probabilidad de que los buitres se espanten del nido se incrementa cuando la distancia se reduce, sobre todo a menos de 300 m de distancia del nido (figura 4-83). Una vez que se han marchado del nido, los reproductores no vuelven hasta que los corcheros se han retirado bastante del nido, en la mayoría de ocasiones cuando se les pierde de vista entre la vegetación o por el relieve, a una media de más de 500 m. En general, cuando los buitres negros reproductores escuchan cerca de ellos a las personas comienzan las acciones de alerta, que desencadena la huida del nido cuando las personas son observadas en las inmediaciones del nido. Se ha comprobado que cuando se trabaja más de una jornada sobre una misma zona, la distancia de huida de un mismo ejemplar aumenta, siendo menos tolerantes por este tipo de molestias y permaneciendo fuera de él más tiempo que en la primera ocasión. Los pollos se mantienen más tranquilos que los adultos y se alteran cuando la distancia es menor de 200 m, casi siempre aplastándose en el nido (tabla

4-19, figura 4-84). Cuando la distancia es muy reducida y las personas están situadas por encima del nido en la ladera, la alerta conlleva otro tipo de acciones más peligrosas para la integridad del ave, como agitación de las alas, asomarse al borde del nido o incluso intento de salto desde éste.

Reacción	Reproductores		Pollos	
	Media	D.E.	Media	D.E.
Tranquilidad	459,2 m (n=19)	±185,5	390,0 m (n=74)	±190,4
Alerta	344,7 m (n=37)	±176,8	228,0 m (n=43)	±186,4
Huída	223,7 m (n=41)	±158,3	-	-
Regreso al nido	528,0 m (n=10)	±167,0	-	-

Tabla 4-19. Distancias promedio, y desviación estándar en metros de descorchadores al nido, a las que se detectan cada uno de los tipos de reacciones en buitres negros reproductores.

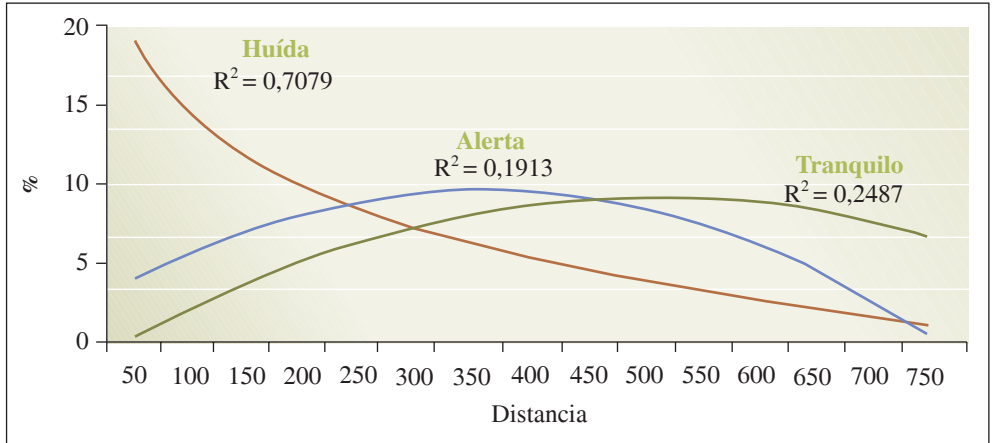


Figura 4-83. Porcentaje de aparición de las distintas reacciones de buitres negros reproductores en función de la distancia de personas al nido, expresado en curvas de regresión, como consecuencia de las tareas de descorche.

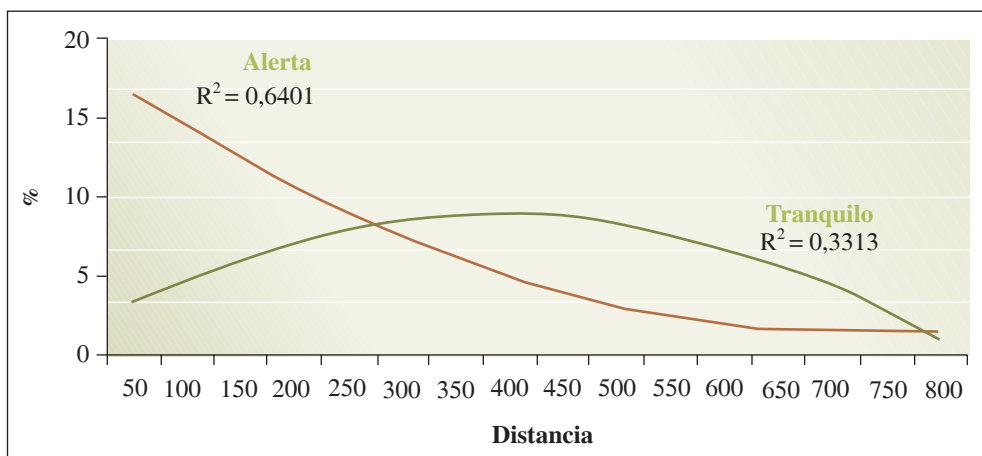


Figura 4-84. Porcentaje de aparición de las reacciones de tranquilidad y alerta en pollos de buitre negro, según la distancia de personas al nido, expresando en curvas de regresión, como consecuencia de las tareas de descorche.

Resulta muy importante valorar el tiempo que un adulto permanece fuera del nido, puesto que de ello depende que el pollo pueda sobrevivir a las altas temperaturas propias de la época en que se realiza el descorche. Los progenitores espantados del nido están una media de 88,5 minutos fuera del nido ($n = 10$, $DE \pm 42,8$ min), tras los que vuelven una vez que las molestias parecen remitir. Durante ese tiempo, sobre todo si se produce durante las horas de más calor, los pollos pueden sufrir procesos de deshidratación acusados. Esta deshidratación es más grave si los pollos cuentan con menos de 40 días, cuando el cuerpo está recubierto por plumón y las plumas no se han desarrollado aún. En este período los pollos son más vulnerables y resisten menos tiempo la exposición directa al sol (obs. pers.)

El número de personas presente en las inmediaciones del nido no parece influir de modo sustancial en el tipo de reacción del buitre negro, siendo más determinante la distancia al nido que la cantidad de personas (figura 4-85). Cuando el nivel de ruido es medio o alto, se produce en mayor proporción reacciones de alerta o huida, al contrario que cuando el ruido es escaso, donde la proporción de las distintas reacciones es similar (figura 4-86).

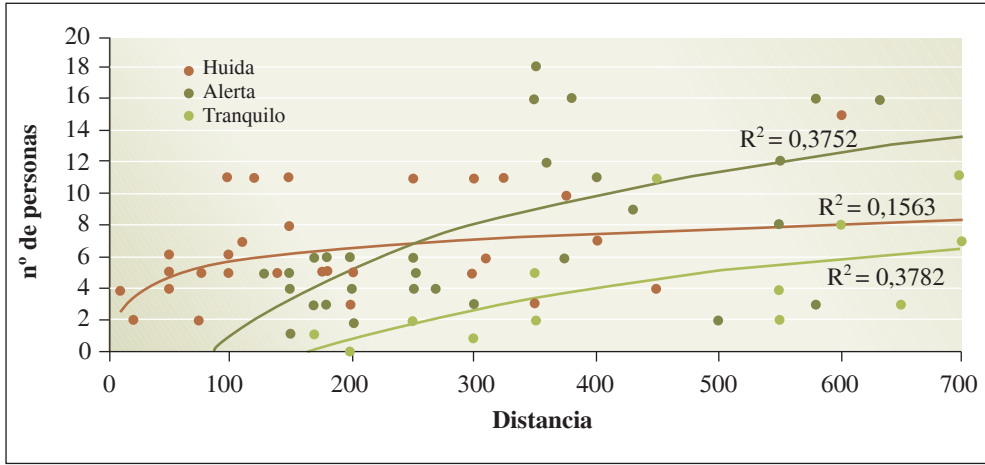


Figura 4-85. Reacción de los ejemplares reproductores de buitre negro, en relación al número de personas presentes en la zona de estudio y a la distancia de éstos a los nidos considerados, como consecuencia de las tareas de descorche.

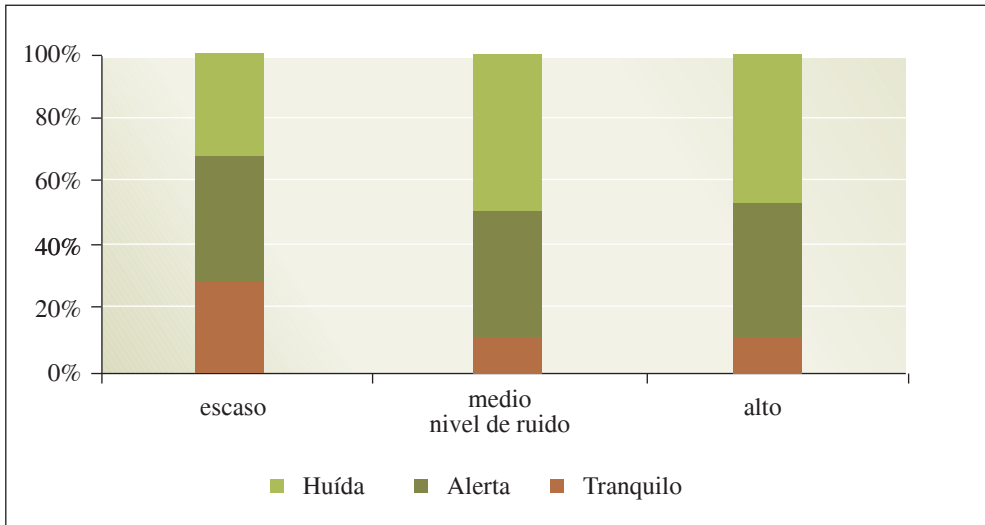


Figura 4-86. Proporción de cada una de las reacciones de los ejemplares reproductores de buitre negro, en función del nivel de ruido generado por las personas presentes en las inmediaciones del nido, como consecuencia de las tareas de descorche.

Los efectos del descorche sobre el éxito reproductivo fueron también valorados durante el mencionado trabajo. Se produjo la muerte de dos pollos como consecuencia de las tareas de descorche, en circunstancias particulares. Los pollos murieron por deshidratación, contaban con menos de 30 días de edad y se trabajó más de una jornada en las inmediaciones de su nido. De esta forma, el progenitor permaneció más tiempo fuera del nido en la segunda jornada, huyendo del nido cuando los corcheros estaban a más distancia que la del primer día y regresando a él después de un tiempo más prolongado. El éxito reproductor se redujo por este motivo un 6,9% en la colonia objeto de estudio.

Una vez conocidas las consecuencias que podía tener la permanencia de los corcheros en las inmediaciones de un mismo nido, se procedió a llevar a cabo acciones de conservación y manejo de pollos de buitre negro, disuadiendo e informando a los trabajadores de estar más de una jornada en una misma ladera.

Recomendaciones y planificación

En primer lugar, se considera muy importante llevar a cabo una planificación detallada del descorche en una finca, para evitar que el desconocimiento del territorio provoque errores a la hora de calcular el número de alcornoques existente, la orografía del terreno, la presencia de una red de caminos insuficiente o la inversión de tiempo estimada para realizar el trabajo por completo. Para ello, sería imprescindible que, con antelación al descorche y antes



Figura 4-87. La elección de los lugares donde se juntan las panas de corcho y donde se cargan los camiones resulta muy importante para no generar molestias a las rapaces nidificantes del entorno. Al ser un punto con mucho trasiego de personas y vehículos se recomienda ubicarlo a más de 500 m de cualquier nido de buitre negro.

del inicio del PS –período sensible– del buitre negro, el manijero y/o el jefe de los arrieros visitara el área de trabajo, acompañados por la guardería de la finca, la guardería forestal y/o técnicos conocedores de los valores faunísticos de la zona. El objetivo sería conocer el terreno y establecer un plan de trabajo en el que se tengan en cuenta el tiempo estimado a invertir en cada zona, las zonas más sensibles para las especies, las infraestructuras que será necesario habilitar (zonas para pilas, senderos para los arrieros, etc., que deben prepararse

Figura 4-88. En ocasiones excepcionales, cuando los pollos son menores de 35 días, la última alternativa para protegerles es su rescate del nido, su hidratación y alimentación evitando la incidencia del fuerte calor existente. Se los devuelve al nido en cuanto haya cesado la molestia generada por el descorche y siempre en el mismo día, para que los progenitores continúen con sus cuidados. Esta tarea ha de realizarse siempre por especialistas y con la autorización expresa de la administración ambiental competente.



antes de que empiece el período sensible para las especies presentes). Esto facilitará en gran medida que no se moleste a las especies protegidas. Además, se recomienda:

- Sensibilizar a los trabajadores que realizan el descorche, para que se interesen y queden concienciados de la labor de conservación de las especies emblemáticas que estén criando en la zona. Deben conocer cómo actuar en las zonas de los nidos y qué hacer si detectan algún problema con las aves. Ello evitará muchos problemas posteriores. Esta tarea de sensibilización ha de ser realizada por técnicos especialistas en conservación de fauna silvestre amenazada, en colaboración con la guardería de las fincas y los agentes medioambientales.
- Es fundamental reducir el nivel de ruidos causados por el personal, evitando comunicarse a voces entre las parejas de corcheros y el manijero. Se recomienda utilizar equipos de comunicación en las áreas más agrestes a descorchar.
- Siempre que sea posible se debe evitar el uso de maquinaria pesada (tractores, bulldozers, etc.) en las AS –áreas sensibles– de buitre negro, y sobre todo fuera de caminos y pistas.
- Cuando se descorche el área en torno a un nido, debe hacerse de la forma más rápida y silenciosa posible. De no ser imprescindible, los corcheros no deben subir por la ladera en la que está el árbol-nido situándose a una altura superior del propio nido. Se evitará que el pollo los vea por encima de su posición, se asuste y se tire de la plataforma.
- No descorchar el árbol del nido de buitre negro ni, a ser posible, los árboles en un radio de unos 50 m.
- Si hay que abrir sendas para que los arrieros transporten las panas de corcho, éstas se harán antes de los PS.

- El personal del descorche no debe tener perros sueltos ni durante las horas de trabajo ni durante el tiempo de descanso.
- Se recomienda no extender la jornada de trabajo en las AS a más de las 12:00 h del mediodía, trasladándose el personal después de esta hora a áreas alejadas de las laderas que albergan nidos.
- La edad ideal del pollo de buitre negro en el momento en que se produce el descorche alrededor de su nido es entre 45 y 70 días (ver Anexo I). En este tramo no resulta tan imprescindible el sombreado y custodia continuos de los padres ni la alimentación tan constante, ni se corre el riesgo de que el pollo se mueva mucho en el nido y pueda caer o saltar. Se recomienda conocer previamente la edad exacta de cada pollo por parte del personal técnico especializado en el seguimiento, y planificar la secuencia de descorche en cada una de las áreas. En los nidos donde los pollos sean menores de 40 días, cuando se realice el descorche en sus inmediaciones, hay que extremar las precauciones y preparar planes de manejo alternativos si la situación se agrava.
- Hay que evitar descorchar en dos o más jornadas consecutivas sobre la misma zona. Se recomienda ir «barriendo» las laderas, de modo que una vez ha pasado la posible molestia en un punto el progenitor no vuelva a advertir ninguna alteración en su tranquilidad. Si esto ocurriera, aumentan las posibilidades de fracaso considerablemente. Si no hubiera alternativa y hubiera que permanecer más de un día en la misma zona de descorche, se recomienda no trabajar en días consecutivos y dejar varios días entre esas jornadas.
- Las pilas son lugares donde hay actividad humana continua: siempre hay personal separando el corcho, descargan los tractores y periódicamente se cargan camiones. Es por ello que deben estar fuera del campo de visión de los nidos y, como mínimo, a 500 m del nido más cercano.
- Deben utilizarse camiones con la mayor capacidad posible, lo que hará que disminuya el número de portes y, por tanto, de posibles molestias derivadas. La carga de los camiones debería hacerse por la mañana, en las mismas horas en las que se realiza el descorche, para que las tardes estén libres de potenciales molestias.
- El trabajo de los arrieros debería ser parejo en el espacio al de los corcheros, es decir, los recolectores y los arrieros deben ir a la vez recogiendo las panas de corcho, sobre todo en las zonas de los nidos. Si hay variación temporal apreciable entre el paso de los corcheros y los arrieros por un mismo sitio, se incrementa el riesgo de producir molestias por un tiempo muy prolongado.

Un resumen esquematizado de los problemas derivados del descorche que pueden afectar al buitre negro se muestra a continuación (tabla 4-20), junto con las recomendaciones de gestión:

Fase de trabajo	Problemática potencial	Medidas de gestión a establecer
0. Planificación	Fracasos en período de incubación (incluso provocar que no llegue a desarrollarse la puesta).	<ul style="list-style-type: none"> – Establecer un plan de trabajo. – Crear las infraestructuras necesarias antes del período sensible para los buitres negros. – Antes de empezar, informar al personal que vaya a trabajar en el proceso de que se va a realizar en un área de cría de buitre negro y darles unas nociones para que las molestias sean las mínimas y de cómo actuar en caso de emergencia.
1. Descorche	Mantener a los adultos fuera del nido durante un período prolongado. El pollo se puede asustar y saltar de la plataforma. El pollo puede sufrir deshidratación por exposición prolongada al sol.	<ul style="list-style-type: none"> – Realizar la operación con la mayor rapidez y en el mayor silencio posible. – Si es necesario trabajar varios días en la misma zona (afectando a algún nido durante todo el proceso), se intentará que no sean días consecutivos. – Evitar entrar a la zona del nido por la parte de arriba. – Intentar dejar un radio sin descorchar en torno a cada plataforma; en el peor de los casos no descorchar el árbol de la plataforma.
2. Transporte cargadores	Mantener a los adultos fuera del nido durante un período prolongado. El pollo se puede asustar y saltar de la plataforma. El pollo puede sufrir deshidratación por exposición prolongada al sol.	<ul style="list-style-type: none"> – Trabajar a la par que los descorchadores para evitar prolongar el tiempo de molestias. – Trabajar en el mayor silencio posible. – Evitar entrar a la zona del nido por la parte de arriba. – Agrupar las cargas a una distancia suficiente de los nidos para no tener que molestar otra vez.
3. Transporte arrieros	Mantener a los adultos fuera del nido durante un período prolongado. El pollo se puede asustar y saltar de la plataforma. El pollo puede sufrir deshidratación por exposición prolongada al sol.	<ul style="list-style-type: none"> – Trabajar a la par que descorchadores y cargadores para evitar prolongar el tiempo de molestias. – Trabajar en el mayor silencio posible. – Evitar que el pollo los vea entrar por la zona de arriba de la plataforma. – Crear los montones en zonas donde los tractores no vayan a molestar a ningún nido.
4. Transporte tractor	Mantener a los adultos fuera del nido durante un período prolongado.	<ul style="list-style-type: none"> – Crear las pilas en zonas donde su carga no vaya a molestar a ningún nido.

Tabla 4-20. Organización de las recomendaciones de gestión de las tareas de descorche para evitar la interferencia sobre la reproducción de buitre negro, estructurado en la fase del trabajo de descorche, la consecuencia directa sobre los individuos de la especie, y las acciones más efectivas para remediar los efectos negativos.

4.2.4. Los incendios forestales y el buitre negro

Rafael Galán, Carlos Segovia, Miguel Ángel Martínez y Ricardo Coronilla

4.2.4.1. Introducción

Los incendios forestales en España son causados en casi su totalidad por la actividad humana y arrasaron anualmente unas 150.000 hectáreas (Rodríguez de Sancho, 2006). Alrededor del 43% de toda la superficie afectada se atribuye a fuegos de más de 500 hectáreas, si bien estos grandes incendios suponen sólo el 0,2% del número total de los siniestros registrados (WWF/Adena, 2006).

La propagación de los incendios se ve favorecida por determinadas modificaciones socioeconómicas (que incluyen variaciones en el uso del territorio), por factores climatológicos y meteorológicos adversos (como la sequía y la baja humedad del aire), por unas mayores pendientes del terreno y carga de combustible vegetal, y por el cambio climático (p. ej. ver revisión en Lloret, 2004). Se ha encontrado una estrecha relación entre los aumentos del número y de la superficie de los incendios registrados, y condiciones ambientales de mayor temperatura y menor humedad del aire (Piñol *et al.*, 1998).

La distribución geográfica del número de incendios en España (Rodríguez de Sancho, 2006) pone de manifiesto que las colonias del buitre negro situadas en las zonas con más siniestros son las localizadas en el límite norte de su área de distribución (sierras del Sistema Central: colonias de Castilla y León, Madrid, y Gata, en Cáceres). Las repercusiones de los incendios sobre las poblaciones de rapaces, como el buitre negro, han sido poco estudiadas. Estos efectos pueden verse agravados en los próximos años ante la perspectiva, apuntada por numerosos autores, de un aumento del impacto de los incendios sobre territorio español.

4.2.4.2. Mortalidad

Se desconoce el alcance de las consecuencias de los incendios forestales sobre el buitre negro. Los fuegos en colonias de esta especie no siempre han trascendido a los medios es-



Figura 4-89. Los incendios forestales arrasaron cada año una superficie media equivalente a la extensión aproximada del término municipal de Cáceres, el más grande de España.

critos, y cuando se han tenido noticias de estos siniestros, en muchos casos (p. ej. Morillo y Lalanda, 1972; Jiménez, 2005; SEO-Salamanca, 2005) no se llegan a conocer detalladamente sus incidencias. Con relación a la mortalidad, sí que puede afirmarse, a partir del seguimiento de dos grandes colonias del buitre negro, probablemente las más castigadas por este impacto, un muy bajo efecto de los incendios sobre las cifras de ocupación y de nacimientos en los últimos años. Así, en la Sierra de Gata durante seis años se registraron 210 puestas, afectando las llamas a 18 nidos ocupados (Gentil y Ventanas, 1998), y en Sierra Pelada durante nueve años murieron 11 pollos, cerca del 3% de los nacidos (Galán *et al.*, 1998).

En esta última colonia y en el mismo período de años (1984-1992), la muerte de pollos en incendios fue la causa del 7% de los fracasos reproductores (pérdidas de huevos y de pollos) y del 38% del total de los pollos muertos. A partir del último año indicado, la mejora en las medidas de prevención permitieron que en las siguientes 14 temporadas de cría (1993-2006) sólo se produjera un nuevo incendio, arrojando el total de los 23 años de estudio un balance, debido a este impacto, de 17 pollos muertos, equivalentes al 1,5% de los nacimientos, al 3% de los fracasos reproductores y al 14% del total de pollos muertos (datos propios). La tasa de mortalidad de los pollos está influida por la latitud de la colonia y por la fecha del incendio. Así, en Sierra Pelada (provincia de Huelva, suroeste de España), un incendio acaecido entre los días 1 y 4 de agosto de 2003 no afectó a varios pollos porque en esas fechas podían volar (obs. pers.)

4.2.4.3. *Revegetación natural*

Los nidos del buitre negro se localizan en España principalmente en dos tipos de hábitats, de muy distinta capacidad de regeneración tras un incendio. Las colonias del Sistema Central y la de Baleares, junto con Sierra Pelada (Sierra Morena occidental), presentan en la actualidad



Figura 4-90. Los pinos tienen escasa capacidad de regeneración.

un predominio de nidos situados sobre seis especies de coníferas sin capacidad de rebrote y con escaso o nulo poder de recuperación después de un incendio: pino silvestre (*Pinus sylvestris*), pino salgareño (*P. nigra*), pino marítimo (*P. pinaster*), pino carrasco (*P. halepensis*), pino piñonero (*P. pinea*) y enebro (*Juniperus communis*). Las colonias españolas que, al parecer, han sido más afectadas por los fuegos en los últimos 25 años (Ávila y Salamanca: Bermejo, 1991; Azcárate y Carbonell, 2004; Sierra de Gata: Gentil y Ventanas, 1998; Sierra Pelada: Galán *et al.*, 1998) pertenecen precisamente a este ámbito. En el caso de los pinos silvestres y salgareños, sólo la gran altura alcanzada por los ejemplares de mayor edad les permite preservar del fuego parte de sus copas. No obstante, se considera que sus masas presentan escasa capacidad regenerativa (Lloret, 2004). Los pinos carrascos y marítimos tienen una fracción de piñas serótinas o termodehiscentes (piñas que se abren por calentamiento), lo que les confiere cierta capacidad de revegetación natural, pero sólo en situaciones de determinadas frecuencias de incendios (Pausas, 2004). El pino piñonero, aunque con una gruesa corteza que le faculta cierta protección térmica, tiene en su contra la escasa altura que alcanza en las zonas con nidos, lo que, unido a la gran acumulación de combustible en estos hábitats, le hace sucumbir ante las llamas. Finalmente, el enebro tampoco se recupera rápidamente tras un fuego (Quevedo *et al.*, 2005).

Las colonias del centro y sur del área de distribución del buitre negro en España ocupan formaciones de *Quercus*, con un arbolado y matorral que presentan estrategias rebrotadoras y germinadoras. Los nidos se ubican sobre alcornoques (*Quercus suber*) y, secundariamente, sobre encinas (*Q. ilex*) y otros sustratos minoritarios. El alcornoque es rebrotador, es decir, suele regenerar la parte aérea tras un incendio; la encina también lo hace, aunque resiste incendios de menor intensidad. El matorral acompañante presenta una alta capacidad de revegetación natural, con especies rebrotadoras (como el madroño *Arbutus unedo* y varias asociadas al brezal mediterráneo), y germinadoras (como las cistáceas) cuyas semillas se benefician del humo y del calor (Lloret, 2004).

Se ha estudiado la capacidad de supervivencia frente al fuego de alcornoques que eran usados como sustratos de cría por el buitre negro, encontrándose que fue mayor en el caso de los pies aislados situados en manchas de matorral de gran superficie (Galán *et al.*, 1998), en gran medida al reducirse en estas condiciones el fuego de copa y no estar sometidos a descorche muchos de estos árboles. Así, por ejemplo, una pareja de buitres de Sierra Pelada crió con éxito durante 2004 en un nido que reconstruyeron sobre un alcornoque rebrotado después de resultar quemado en agosto del año anterior (obs. pers.). Sin embargo, otros alcornoques situados en manchas de matorral de reducida superficie entre repoblaciones de eucaliptos y pinos se vieron sometidos a una mayor ignición que inhibió el rebrote de varios pies (Galán *et al.*, *op. cit.*).

4.2.4.4. Recolonización de las zonas incendiadas y uso del hábitat

Se desconoce la superficie incendiada en España correspondiente a zonas de cría del buitre negro. En dos de las colonias (sierras de Gata y Pelada) se han quemado desde 1984 al menos 19.000 hectáreas (Gentil y Ventanas, 1998; obs. pers.), una superficie equivalente a la del Parque Nacional de Monfragüe.

Hasta la fecha no se han producido en España actuaciones por parte de las administraciones competentes con el objetivo de restaurar hábitats de cría del buitre negro devastados

Figura 4-91. Las autoridades ambientales llevan a cabo acciones informativas y disuasorias para evitar incendios causados por negligencias humanas.



por incendios. Sin embargo la especie ocupa de forma habitual zonas de cría incendiadas, reutilizando como sustrato de nidificación *Quercus* rebrotados y también pinos quemados que terminan derrumbándose, o empleando por vez primera como sustratos de cría a *Quercus* o pinos no alcanzados por las llamas, a veces aún tratándose de ejemplares cuyo escaso porte hace peligrar la estabilidad de la plataforma (Galán *et al.* 1998; Gentil y Ventanas 1998; *obs. pers.*).

En cuanto al tiempo necesario para la recolonización de la zona incendiada (es decir, para alcanzar el mismo número de parejas nidificantes existente antes del siniestro), se han descrito casos que van desde los dos años, cuando los nidos se ubican sobre *Quercus* dispersos localizados en manchas de matorral de gran superficie, hasta los ocho o más años cuando las plataformas se sitúan en manchas de matorral de escasa superficie en densos monocultivos forestales; en este último caso la zona puede, desde ser abandonada definitivamente por la especie, hasta registrar al segundo año del incendio recolonizaciones parciales en torno al 40% (Galán *et al.*, 1998).

Durante el último incendio en Sierra Pelada (año 2003), resultaron perjudicadas parejas asentadas principalmente sobre *Quercus* situados en pequeñas manchas de matorral localizadas entre monocultivos forestales. La escasez de *Quercus* susceptibles de albergar nido es tan extrema que casi todos los pies de este tipo afectados por este fuego contenían nido en el momento del incendio o lo habían hecho en el pasado. Trece parejas nidificantes fueron afectadas, habiéndose producido grados de recolonización en esta zona los años primero, segundo y tercero después del fuego de, respectivamente, el 8%, 15% y 38%. Las ocho puestas realizadas en estos tres años han sido sobre árboles que contenían nido antes del fuego, excepto una de ellas. Aproximadamente dos tercios de los 25 ejemplares de *Quercus* que contuvieron nido antes del incendio (concretamente el 68% de ellos) han rebrotado (*obs. pers.*).

A veces los trabajos selvícolas posteriores al fuego hicieron fracasar a muchas parejas por molestias (Gentil y Ventanas, 1998) y quizás ralentizaron o impidieron que el buitre

negro volviera a colonizar estas zonas. Un núcleo de nidificación de Sierra Pelada, donde llegaron a reproducirse anualmente hasta cinco parejas, probablemente desapareció por la combinación de dos incendios y los posteriores aprovechamientos forestales (obs. pers.). Aragüés y Lucientes (1980) atribuyen a un incendio la causa probable de la desaparición de la última colonia aragonesa de esta especie.

En Sierra Pelada, determinados aprovechamientos forestales e incendios, actuando como factores independientes o combinados, han posibilitado el aislamiento de pinos, muchos situados fuera del Espacio Natural Protegido, utilizados después por los buitres para ubicar nidos. Esta circunstancia ha facilitado que los *Quercus* hayan dejado de ser el sustrato de nidificación prioritario en esta colonia y que se produjera un aumento significativo del porcentaje de parejas que crían fuera de este espacio protegido (obs. pers.). Así, la media de parejas nidificantes anualmente en la colonia en dos períodos, 1984-92 y 1993-2006, fue, respectivamente, de 55 y 37 parejas sobre *Quercus*, y de 2 y 34 parejas sobre pinos. Por su parte, la fracción de parejas nidificantes fuera del Espacio Natural Protegido, donde las directrices de conservación del buitre negro son menos restrictivas, fue del 15% en 1989, año de la declaración de este espacio protegido, y del 35% de media en las últimas cinco temporadas de cría.

4.2.4.5. Repoblación forestal y otras iniciativas

Como se ha señalado antes, no han existido en España proyectos destinados a la recuperación del hábitat de cría del buitre negro en zonas incendiadas. En la colonia de Sierra Pelada, un proyecto la administración regional que ha empezado a ejecutarse con el objetivo de restaurar la zona quemada en el verano de 2003 no contemplaba inicialmente la plantación de árboles en casi la mitad de la superficie incendiada; en estos terrenos la frecuencia de fuegos hace inviable la revegetación natural hasta fases avanzadas de la sucesión ecológica. Tampoco recogía inicialmente este proyecto la construcción de plataformas de cría artificiales sobre *Quercus* rebrotados. Como mejora al proyecto se propuso adelantar en el



Figura 4-92. Las tareas de repoblación de zonas quemadas conllevan la construcción o modificación de vías de acceso para el tránsito de maquinaria pesada (Jesús Garzón).

tiempo la disponibilidad, como sustratos de nidificación, de estos escasos árboles. Para ello, los autores del presente capítulo seleccionaron árboles situados en el interior del Espacio Natural Protegido que presentaran un historial de frecuente uso como sustrato de cría y alto éxito reproductor. La única plataforma construida por la Administración en un árbol con las características señaladas propuestas se instaló ya iniciada la temporada de cría de 2004, y fue regentada por una pareja de buitres al año siguiente y utilizada para la puesta en 2006. Finalmente este proyecto también prevé más plantaciones de pinos piñoneros.

Los planes de repoblación forestal destinados a zonas de cría incendiadas deberían tener en cuenta los requerimientos ecológicos del buitre negro. Así por ejemplo, con relación a la densidad de plantación arbórea debe considerarse que, frente a los fuegos, los *Quercus* se ven favorecidos cuando presentan distribuciones poco agregadas (Pausas, 2004), lo cual coincide con la tendencia del buitre negro, recogida en la bibliografía, de seleccionar preferentemente como sustratos de nidificación a árboles destacados por su porte y/o localización.

Otro ejemplo significativo se refiere a la frecuencia de los incendios. La recurrencia de fuegos está en aumento en los países de clima mediterráneo (Rodríguez de Sancho, 2006). En ciertas condiciones de recurrencia, la menor o nula viabilidad de la reimplantación de coníferas en pinares incendiados aconseja la inclusión de especies rebrotadoras (tipo *Quercus*) en los proyectos para su forestación (Vallejo y Alloza, 1998).

4.2.5. Energía eólica y buitre negro

Álvaro Camiña

4.2.5.1. Descripción general de la amenaza

Durante 2005 España se consolidó como segunda potencia mundial en energía eólica, por detrás de Alemania y por delante de Estados Unidos (AEE, 2006). En enero de 2006



Figura 4-93. Vista general de las sierras del Campo de Gibraltar, Cádiz, donde se instalaron los primeros polígonos de energía eólica de España.

existían en nuestro país un total de 483 parques eólicos (12.569 turbinas) con una potencia instalada de 10.028 MW. El objetivo, de acuerdo con el Plan de Energías Renovables Nacional, es alcanzar los 20.155 MW en 2010. A esta meta habría que añadir la de los Planes Eólicos Regionales de las Comunidades Autónomas, que exceden estas previsiones en 19.893 MW más.

Desde la construcción de los primeros parques eólicos en Cádiz a principios de los 90 la tecnología ha avanzado considerablemente. En la actualidad se emplean aerogeneradores de mayor tamaño bajo la premisa de un menor impacto ambiental y mayor espaciado de las instalaciones.

Sin embargo, a pesar de abanderarse como una energía limpia, los parques eólicos causan específicamente dos tipos de impactos sobre la biodiversidad. El primero pasa más desapercibido ya que no es tangible y lo constituye la fragmentación de los hábitats como consecuencia de la apertura de pistas, desbroces de vegetación e incremento del tránsito de vehículos y personas (ver Santos y Tellería, 1998). El segundo en cambio es más patente, y genera la muerte por colisión de vertebrados voladores (aves y murciélagos). Además, se producen muertes causadas por los tendidos de evacuación asociados a los parques eólicos, no incluidos en este capítulo. El problema de la península Ibérica radica en que, a pesar del potencial eólico, su biodiversidad es extremadamente rica en comparación con el resto de países europeos. Mientras, el problema de las colisiones es minimizado de manera constante, aunque la realidad, dependiendo de las zonas, puede ser bien distinta.

En España, la implantación de parques eólicos está mayoritariamente sometida a los preceptivos Estudios de Impacto Ambiental sobre los que existe la correspondiente legislación europea (Directiva 85/337/CEE del Consejo de 27 de junio de 1985, su corrección mediante la Directiva 97/11/EC y la Directiva 2001/42/CE sobre la Evaluación Ambiental Estratégica), nacional (Ley 6/2001 de Evaluación de Impacto Ambiental) y de las diferentes Comunidades Autónomas. Su objetivo es analizar la compatibilidad de estas y otras infraestructuras con el medio ambiente, comprobar si dicho impacto es positivo o negativo y, en este último caso, establecer las medidas necesarias para minimizarlo o mitigarlo por completo. Por ello, el conocimiento de la afección que suponen sobre las aves ibéricas, y en este capítulo especialmente en los buitres, es de vital importancia de cara a su conservación. Sólo mediante un trabajo serio y riguroso pueden compatibilizarse el desarrollo de este tipo de energía con el mantenimiento de las poblaciones de aves necrófagas ibéricas.

El impacto sobre las aves puede abordarse desde dos puntos de vista: el legal, ya que casi todas las especies se encuentran protegidas por algún tipo de legislación (Directiva Aves 79/409/CEE o la Ley 4/89 de Conservación de la Naturaleza) y el biológico (una elevada mortalidad puede llevar al declive de sus poblaciones). Éste último enfoque compara la mortalidad causada por los parques eólicos con la mortalidad natural de la especie y con su tasa de reclutamiento. Para una buena aproximación de éste último procedimiento se precisa un conocimiento profundo de la distribución y la estructura demográfica de las poblaciones existentes en las inmediaciones de los parques eólicos a instalar.

Para elaborar el presente capítulo se ha empleado la información acerca de parques y turbinas instaladas procedentes de la Asociación Española de Energía Eólica (AEE, 2006).



Figura 4-94. Parque eólico en área de monte mediterráneo.

Por otro lado, se ha contado con datos procedentes de los seguimientos de avifauna de al menos 70 parques eólicos entre 2000 y 2006 recopilados por los servicios provinciales o las propias Consejerías de Medio Ambiente de la Comunidades Autónomas de la zona estudiada.

4.2.5.2. Impacto sobre el buitre negro. Impacto general sobre las aves. Potencialidad de la amenaza para la especie

En la actualidad, el impacto de la energía eólica sobre el buitre negro puede considerarse casi inexistente. Sólo se conocen dos colisiones, una en Soria y otra en Zaragoza, aunque el trabajo se ha realizado fuera del área de distribución habitual de la especie. Sin embargo, sobre todo por tratarse de un ave planeadora y con un tipo de alimentación similar a la del buitre leonado, el análisis de la incidencia de este tipo de infraestructuras en esta última especie puede ayudarnos a una mejor planificación de los futuros parques en zonas de buitre negro. Esto es de suma importancia en comunidades como Extremadura donde el desarrollo eólico no ha hecho más que empezar (ver Diario Oficial de Extremadura nº 145 de 2006 sobre las solicitudes administrativas de instalaciones para dicho territorio).

La razón de la baja siniestralidad hasta la fecha la hemos de buscar en la distribución de parques eólicos por Comunidades Autónomas (figura 4.95). Las provincias en las que los buitres negros nidifican son, a grandes rasgos, las que tienen –de momento– menos parques instalados.

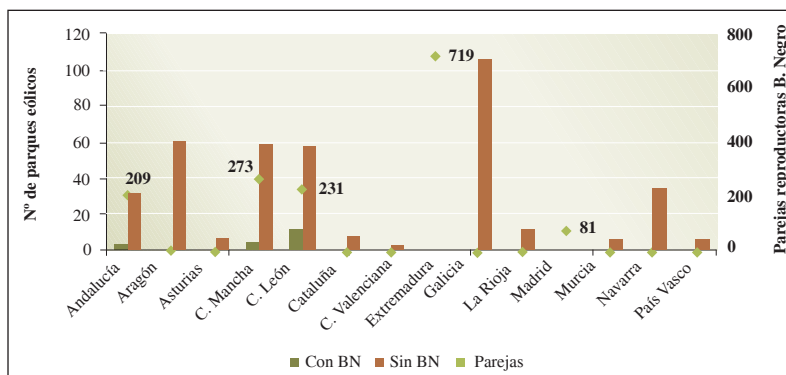


Figura 4-95. Número de parques eólicos instalados por Comunidades Autónomas (barras verticales), en verde oscuro, número de parques en provincias con poblaciones reproductoras de buitre negro y en marrón, número de parques por provincias que no tienen presencia de la especie. Rombos verdes: número de parejas nidificantes de buitre negro por Comunidad Autónoma, 2005.

La colisión de las aves planeadoras en parques eólicos

Los datos que se exponen a continuación forman parte de un amplio estudio sobre la ecología alimenticia de aves carroñeras en el Sistema Ibérico (figura 4-96). A lo largo de unos 300 km de longitud, y en una franja aproximada de 50 km a cada lado de la cordillera, existen al menos 140 parques eólicos con 4.083 aerogeneradores. En esta zona se ha recopilado información de al menos 70 de ellos (un 50% de los instalados).

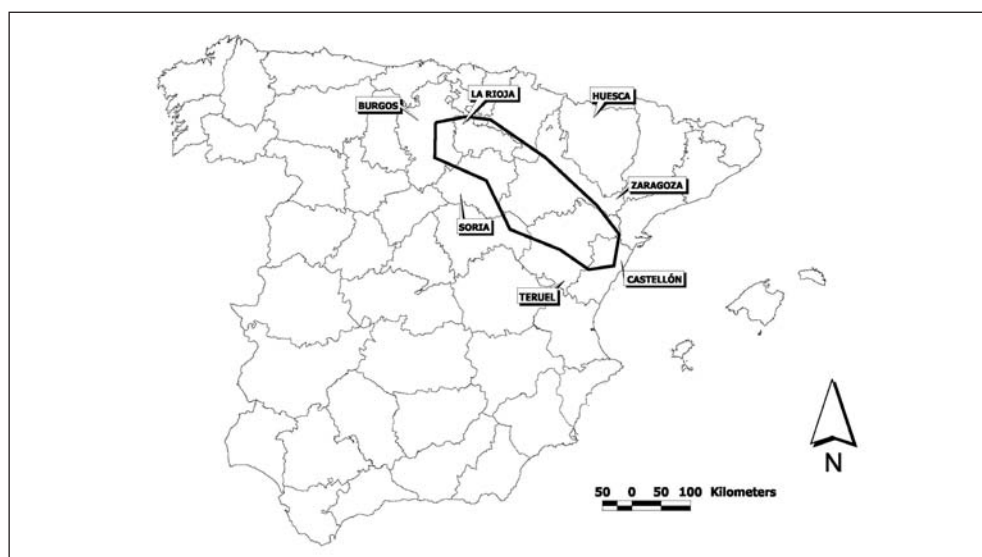


Figura 4-96. Localización de la zona de estudio aproximada donde se ha recopilado la información de este capítulo.

La tabla 4-21 muestra los casos de colisiones registrados entre 2000-2006 a los que se han añadido una pequeña muestra procedente de Navarra obtenidos de la escasa bibliografía disponible sobre este tema y también perteneciente a ese período (Lekuona, 2002). Los datos de mortalidad no son comparables entre provincias dado que son cantidades brutas correspondientes a períodos de tiempo diferentes pero, en cualquier caso, indicativo de la afección sobre estas especies. En ningún caso hasta la fecha se han registrado muertes de quebrantahuesos, si bien es relativamente frecuente observarlos en las zonas de implantación de este tipo de infraestructuras (datos propios inéditos).

Provincia	Parques existentes	Turbinas instaladas	Parques estudiados	Buitre leonado	Buitre negro	Alimoche
Castellón	5	143	3	11	0	0
Huesca	7	298	6	150	0	0
Zaragoza	54	1.400	18	97	1	0
Teruel	3	95	2	13	0	0
Soria	21	605	21	324	1	1
La Rioja	13	395	12	75	0	0
Navarra*	37	1.147	8	89	0	0
Totales	140	4.083	70	759	2	1

Tabla 4-21. Mortalidad mínima de buitres (3 especies) en parques eólicos del Sistema Ibérico y zonas aledañas entre 2000 y 2006. Con datos (*) de Lekuona (2002).

Por otro lado, los datos disponibles para el sur peninsular son más bien escasos (Barrios y Rodríguez, 2004; De Lucas *et al.*, 2004) o no han visto la luz. En general, todos ellos se refieren a una escasa incidencia de estas infraestructuras en grandes planeadoras, a pesar de encontrarse en pleno corredor migratorio (Estrecho de Gibraltar) o en la provincia con más parejas de buitre leonado de España (25 parques con 669 turbinas en Cádiz y 1.419 parejas reproductoras según el tercer censo nacional de buitre leonado). En buena medida, la escasa mortalidad detectada en algunos de estos últimos parques se podría relacionar con la potencia de los aerogeneradores (sólo el 9,71% superan los 1.000 kW y son de los más antiguos de España con torres de celosía).

El mayor problema a la hora de hacer comparaciones es la dificultad de obtener tasas de mortalidad de los parques estudiados. La metodología y esfuerzo de seguimiento es muy desigual y los datos obtenidos oscilan muchísimo entre las empresas encargadas de los mismos. En cualquier caso, han de considerarse como un número mínimo de individuos afectados. El riesgo de colisión depende de diversos factores relacionados con las especies implicadas, su comportamiento, la climatología o la localización concreta del parque eólico (Drewitt y Langston, 2006). Dentro de las especies que habitan la península Ibérica, posiblemente los buitres se hallan entre las especies más susceptibles a las colisiones. En primer lugar, se trata de grandes aves planeadoras con escasa maniobrabilidad. Debido a su agregabilidad, aves de diferentes edades suelen volar juntas, por lo que un

gran número de individuos pueden verse afectados en pocos incidentes. En tercer lugar, la siniestralidad es mayor en días de buena visibilidad ya que las condiciones climatológicas adversas (niebla o lluvia) inciden negativamente en su actividad de vuelo (Hiraldo y Donázar, 1991) y, finalmente, la orografía del terreno es de suma importancia para sus desplazamientos, por lo que una ubicación inadecuada de los aerogeneradores puede resultar sumamente letal.

Cuántos aerogeneradores causan la mortalidad

Un punto bastante confuso de la información disponible es la obtención de la tasa media de mortalidad por aerogenerador y año. Tal y como cuestionan Drewitt & Langston (2006), dicho valor *per se*, sin aportar su varianza, puede enmascarar tasas de mortalidad mucho más elevadas para aerogeneradores individuales o grupos de ellos concretos. Así, para una muestra representativa de las colisiones disponibles, se anotó la fecha y número de aerogenerador. La figura 4-97 muestra la proporción acumulada de mortalidad sobre el porcentaje de aerogeneradores en seis parques eólicos estudiados. El número medio de aerogeneradores por parque fue 33 (rango 18-56).

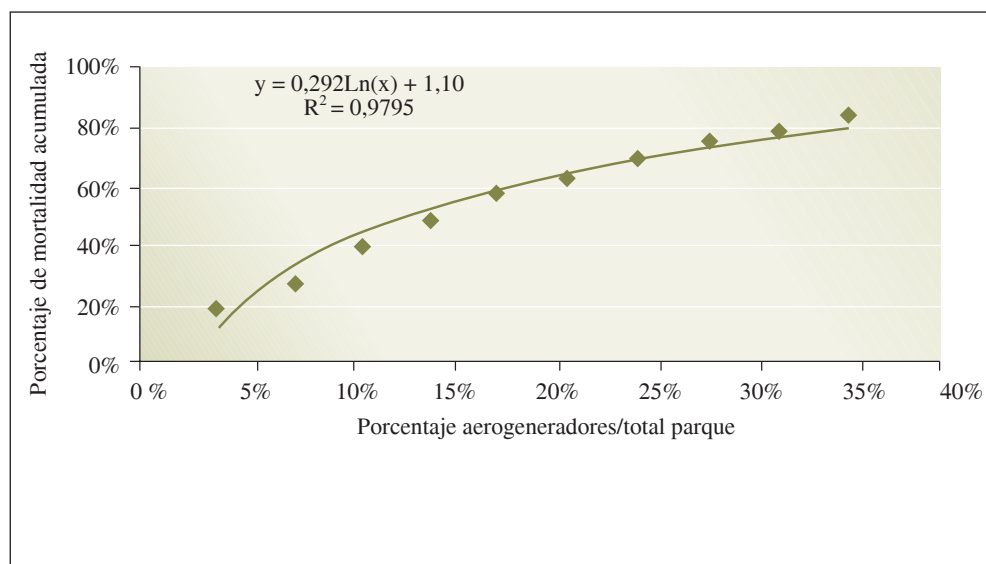


Figura 4-97. Porcentaje medio acumulado de mortalidad en cinco parques eólicos estudiados sobre el porcentaje de aerogeneradores del parque.

A la vista de la misma puede observarse cómo un bajo porcentaje de turbinas son las causantes de una mayor mortalidad. La cuestión es dónde fijar el límite por encima del cual la mortalidad afecta gravemente a la dinámica de población de la especie considerada. Por otro lado, con información detallada de cada parque, podrían tomarse medidas sobre aerogeneradores concretos, o grupos de ellos, con los que reducir la mortalidad al mínimo. En este sentido, habría que ser riguroso y plantearse incluso el desmantelamiento de los más peligrosos.

4.2.5.3. Conclusiones

La primera conclusión que puede extraerse de lo expuesto en este capítulo es que la actual planificación eólica, tal y como está diseñada, no es tan limpia como se piensa, especialmente para las grandes aves planeadoras. Esto es novedoso en el campo de la energía eólica, ya que ningún otro país como España cuenta con semejante desarrollo ni posee poblaciones de aves carroñeras. La mortalidad causada por parques eólicos es incluso superior a la causada por el veneno en el buitre leonado y altamente preocupante.

Hasta el presente, las administraciones encargadas de la conservación de la biodiversidad no se han implicado de lleno en la problemática de las colisiones con aerogeneradores, ni en solventar su impacto. En buena medida, se ha debido al escaso peso de su decisión en este tipo de proyectos. La información que se recoge, reflejada en las Declaraciones de Impacto Ambiental (DIA), apenas contempla unas directrices de cómo realizar los seguimientos de avifauna, el registro de los incidentes y el levantamiento de los cadáveres. Aquellas suelen tener en conside-



Figura 4-98. Construcción y montaje de un aerogenerador, con grúas de gran altura, en Castilla y León.

ración la posibilidad de cambiar el régimen de funcionamiento (arranque) de los aerogeneradores, incluso de eliminar aquellos más peligrosos sin que hasta la fecha nos conste que se haya aplicado esta medida, salvo en muy escasos casos en Navarra (6 aerogeneradores sobre un total de 1.470 turbinas instaladas). Sin embargo, las aves afectadas se hallan amparadas bajo la Directiva Aves, por lo que las administraciones competentes han de garantizar su conservación.

Las especies afectadas se podrían enmarcar en dos grupos. Por un lado, las muy escasas y con alto grado de protección legal, cuyas bajas se consideran puntuales (por ejemplo, el caso de la última avutarda *Otis tarda* de la comarca de La Janda) y, por otro, las abundantes. En este grupo encontramos al buitre leonado que, incluso de manera preocupante, está considerada cada vez más como un problema por las propias administraciones y organizaciones conservacionistas que debieran protegerlo, y que sin duda es la más afectada por estas infraestructuras. No obstante, debe tenerse en consideración que la protección de las aves necrófagas debiera contemplar acciones globales en todo el territorio peninsular para todas

ellas, ya que en mayor o menor medida explotan los mismos recursos y su ecología excede los límites políticos. En este sentido, la nueva planificación eólica en Extremadura, si no se hace con sumo cuidado, puede representar una seria amenaza para el buitre negro.

4.2.5.4. *Propuestas de actuación*

El organismo ambiental debe contar con criterios vinculantes durante la planificación y el desarrollo de proyectos de parques que prevalezcan sobre cualquier otra. La decisión final recae en los denominados departamentos de calidad ambiental, en los que apenas interviene la decisión de los responsables de biodiversidad. Los promotores, por su parte, han de concienciarse de que el apartado ambiental de los proyectos no es un mero trámite para su aprobación. Esta situación actual origina una espiral de la que no se acaba de salir.



Figura 4-99. El buitre leonado es la especie de ave más afectada en España por la colisión con las aspas de los aerogeneradores.

En general, los Estudios de Impacto Ambiental (EIA) siguen careciendo de los necesarios estudios de seguimiento previos anuales completos y profundos. Éstos deberían ser una obligación y no una mera recomendación, tal y como sugiere BirdLife International (Langston y Pullan, 2002). Entre los aspectos a incluir han de estar las tasas de paso de aves, las zonas de cría y alimentación de la/s especie/s afectada/s, incluyendo áreas amplias en base a los requerimientos ecológicos de las especies y no exclusivamente a las inmediaciones de los parques, los movimientos entre unas y otras e incluso el seguimiento vía satélite de los individuos (caso de Cataluña con el águila perdicera) con la debida inversión en medidas preventivas. Todo ello con el máximo rigor científico en cuanto al diseño metodológico y análisis posterior, aspecto por lo general constantemente obviado en los informes consultados. Los EIA suelen hacerse por instalaciones concretas, sin tener en cuenta instalaciones adyacentes, presentes o futuras, que si bien desde el punto de vista del proyecto constituyen parques distintos, ambientalmente su impacto es sinérgico o complementario. Los casos en los que se ha analizado este efecto también pueden considerarse anecdóticos.

De igual modo, a pesar de evitarse la implantación de parques eólicos en ZEPA, IBA o Red Natura 2000, debe tenerse especial cuidado en el efecto que pueden tener los proyectos en la fauna que habita este tipo de espacios por muy alejados que estén de los mismos. Si bien una proporción importante de la población española de buitre negro está protegida, no es menos cierto que este porcentaje se aplica sólo a sus zonas de cría y no a las de campeo que claramente exceden los límites de los espacios que las protegen (Costillo, 2005; Donázar y Carrete, 2005). Los datos mostrados anteriormente son contundentes; la mortalidad de buitre leonado se produce muy lejos de las colonias de cría, hasta a 18-25 km. En el Moncayo aragonés, la mortalidad adulta supuso entre el 2,67-5,64% de las parejas reproductoras en las ZEPA/IBA de las inmediaciones (406 parejas, según Del Moral y Martí, 2001). Por tanto, que no se instalen parques en estas zonas no evita la mortalidad en especies como los buitres que mueren lejos de ellas. Por otro lado, es muy frecuente que los replanteos de los proyectos se hagan con objeto de «no afectar» a espacios incluidos en la Directiva Hábitat; por lo general, esta no afección sólo supone alejarse unos escasos metros lineales de las áreas designadas o reducir el número de turbinas a instalar cambiando el tamaño de las mismas o diseñar un acceso distinto. Otro tanto ocurre con las líneas eléctricas de evacuación que, permaneciendo soterradas en el interior de las áreas bajo algún nivel de protección (ZEPA, por ejemplo), se transforman en aéreas inmediatamente traspasan los límites de las mismas. Desde el punto de vista de los parques concretos, pocos son los que plantean el rediseño de la localización de las turbinas «*micrositing*» por su posible afección a la avifauna.

En las Declaraciones de Impacto Ambiental aparece una afirmación casi constantemente referente a que «...se evitará la presencia de bajas ganaderas en el entorno del parque...». Si bien los buitres se alimentan de animales muertos, los primeros lugares que prospectarán en busca de alimento serán aquellos donde haya ganado vivo y, dentro de éste, los animales muertos. Por tanto referirse simplemente a las bajas ganaderas es insuficiente, habría que eliminar cualquier actividad ganadera en sus inmediaciones si se quiere ser riguroso.



Figura 4-100. Aunque el buitre negro no se ha visto afectado de forma importante por accidentes con aerogeneradores hasta la fecha, es preciso mantener una vigilancia permanente de los proyectos propuestos de instalación en distintas zonas importantes para la especie.

Desde el punto de vista técnico, son muchas las empresas encargadas de los estudios de seguimiento. Sin embargo, la localización de las mismas, a veces en ciudades muy alejadas de los parques que controlan, resultan en seguimientos insuficientes, incluso con simples recorridos desde el vehículo. Así, se dan casos de recorrer cientos de turbinas y líneas de evacuación de varios parques en un solo día. No deberían aceptarse seguimientos que no dedicaran un mínimo de tiempo por aerogenerador en función de las características del parque (ver a este respecto las Declaraciones de Impacto de la Junta de Castilla y León en Soria) o analizaran en profundidad el porqué de las colisiones en relación con las condiciones existentes en la zona.

Por último, los promotores han de ser conscientes de que muchos sectores de la sociedad, incluidos los propios conservacionistas, no están en contra de este tipo de energías. Deberían colaborar abiertamente en todo tipo de estudios con objeto de minimizar cualquier tipo de impacto. Uno de los aspectos más controvertidos y necesarios es la transparencia pública de los datos de mortalidad en parques eólicos. A pesar de contar con legislación explícita sobre el acceso a la información ambiental, los datos de mortalidad tardan mucho tiempo en salir a la luz y el análisis de los mismos no pasa de meras listas de siniestralidad.

4.2.6. Patologías y enfermedades en el buitre negro

Úrsula Höfle, Juan Manuel Blanco y Elena Crespo

4.2.6.1. Introducción

Por su condición de carroñeros, los buitres y en particular el buitre negro, han sido considerados como poseedores de sistemas inmunes especialmente poderosos (Blount *et al.*,



Figura 4-101. Resulta muy importante poner en conocimiento de las administraciones medioambientales autonómicas el hallazgo de cualquier cadáver de buitre negro. Así, los servicios veterinarios pueden determinar las causas de muerte y la posible presencia de patologías en la población de la carroñera.

2003). En efecto, los traumatismos y las electrocuciones, además del envenenamiento, son los factores más importantes de mortalidad en esta especie, acorde con lo conocido para la gran mayoría de las grandes aves rapaces. Sin embargo, el buitre negro puede ser portador de enfermedades infectocontagiosas y, como la casuística demuestra, es también susceptible a procesos infecciosos como por ejemplo la salmonelosis o la ornitosis (*Clamydophila* spp.). El consumo por parte del buitre negro de las carroñas de tamaño reducido aumenta posiblemente su exposición a patógenos de origen aviar, en el caso de consumir cadáveres de aves silvestres o domésticas.

La reciente muerte masiva de buitres por fallo renal después de ingerir restos de vacas tratadas con Diclofenaco (voltaren ®) en el sureste asiático (India, Pakistán) demuestra el efecto nefasto que pueden tener los residuos de medicamentos que pueden ingerir los buitres con la carroña de origen doméstico (Riseborough, 2004). Esto incluye medicamentos como eutanásicos, que pueden causar la muerte a buitres por intoxicación secundaria, o antiinflamatorios, como el diclofenaco. Otros medicamentos pueden tener un efecto más indirecto al influir sobre los patógenos (por ejemplo los antibióticos), el sistema inmune del buitre (por ejemplo corticoesteroides) o incluso el sistema reproductor (hormonas, metabolitos y disruptores hormonales). De todos estos fármacos destacan los antibióticos, por la frecuencia con la que son empleados. La flora bacteriana comensal, que forma parte de las defensas primarias de un organismo sano, puede resultar alterada. De manera adicional, si las concentraciones de antibiótico ingerido son bajas, pueden ayudar a seleccionar cepas más resistentes y muchas veces más patógenas (por ejemplo en el caso de *Salmonella*), contribuyendo a crear antibiorresistencias. Si hay flora fúngica saprofita la reducción de la flora bacteriana puede resultar en un sobrecrecimiento de esta flora, y en asociación con otros procesos debilitantes de la mucosa (deficiencia de vitamina A) o inmunosupresores, permitir la aparición de enfermedad clínica causada por hongos y/o levaduras oportunistas, tales como *Candida albicans*. La vitamina A es otro componente importante de las defensas primarias de todos los organismos, que ayuda a mantener la barrera mucosal que impide que las bacterias del tracto digestivo puedan pasar al torrente sanguíneo. En el pasado reciente, en el caso de mamíferos se ha demostrado una relación entre la acumulación de residuos de compuestos organoclorados, la deficiencia de vitamina A y la aparición de sialosis (Simpson *et al.*, 2000). Todos estos factores pueden estar relacionados con la creciente detección de enfermedades en buitres negros y leonados.

El presente capítulo resume la información sobre las patologías detectadas en buitres negros, fruto de trece años de trabajo en los centros de recuperación de fauna silvestre de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha.

4.2.6.2. Patologías de origen infeccioso/parasitario

En contra de lo que se suponía en un pasado reciente, en la actualidad se reconoce la existencia de enfermedades causadas por microorganismos (bacterias, hongos, virus) y macroparásitos (parásitos) que causan mortalidad en los animales silvestres. Entre el hospedador y sus parásitos existe un equilibrio y una relación equivalente a la existente entre presa y depredador, ejerciendo el parásito en ocasiones un papel de control poblacional de la especie parasitada (Hudson *et al.*, 1992). Incluso en ausencia de enfermedad clínica, la competición por recursos (por ejemplo con helmitos intestinales) y la activación del sistema

inmune suponen un coste para el hospedador, pudiendo ocasionar un efecto subclínico sobre la condición del mismo (Villanúa *et al.*, 2006).

La bibliografía específica sobre enfermedades del buitre negro es escasa, reduciéndose a un artículo sobre un parásito de los sacos aéreos y otro sobre valores de hematocrito y bioquímica (Martínez *et al.*, 2004; Villegas *et al.*, 2002). Adicionalmente hay datos en algunas publicaciones de epizootiología de enfermedades (Höfle *et al.*, 2002). Sin embargo, existe mucha más información derivada de los centros de recuperación o del trabajo de distintos equipos en el campo. El presente apartado describe las enfermedades de interés para el buitre negro, mientras que el apartado 4.2.5.3 resume los datos derivados de los casos diagnosticados en los centros de recuperación de Castilla-La Mancha.

Enfermedades víricas

No existe información sobre enfermedades víricas clínicas detectadas en el buitre negro, aunque en una ocasión hemos podido demostrar anticuerpos frente a adenovirus. Esto muy probablemente se debe a una prevalencia no muy alta asociada a la dificultad de diagnóstico de estos procesos. En general, el medio del tracto digestivo superior y las barreras primarias asociadas (acidez del ambiente en el ventrículo, etc.) son muy probablemente efectivos en evitar buena parte de las infecciones por esta vía. Posiblemente hay una protección menos efectiva contra los patógenos que se transmiten por vía respiratoria (aerosoles que se generan durante el consumo de cadáveres) o atravesando la barrera de la mucosa oral o la conjuntiva.

Comenzando por los avipoxvirus, en la actualidad no se conocen casos de viruela aviar en el buitre negro, pero el número de especies en las que se viene detectando ha aumentado en el pasado reciente. Potencialmente el buitre negro sería susceptible a la infección por poxvirus aviar –el causante de la viruela aviar–, ya que este virus se transmite por picadura de mosquito, contacto directo con heridas abiertas o por moscas de mucosa a mucosa. En



Figura 4-102. Buitre negro con parálisis de la zona posterior de su cuerpo, como consecuencia de una salmonelosis, siendo tratado en un centro de recuperación (Centro de Estudios de Rapaces Ibéricas. Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha).

el lugar de entrada causan pequeñas pústulas, que en general sólo se detectan cuando se hayan abierto, contaminado con bacterias y convertido en abscesos o costras más grandes. La enfermedad cursa lo más frecuentemente en su forma cutánea (seca), que suele ser autolimitante y en muy pocas ocasiones tiene consecuencias para el animal afectado. La forma húmeda de la viruela aviar cursa con lesiones en las mucosas, bien de la boca o en la conjuntiva, y puede dar lugar a disminución de la condición por inanición resultado del dolor (lesiones en boca y esófago) o pérdida de visualización (lesiones en conjuntiva). La detección relativamente reciente de un alphaherpesvirus específico de especie en un buitre picofino (*Gyps indicus*; Cardoso *et al.*, 2005), y nuestros estudios indican que podrían existir varios herpesvirus aviares específicos de especie que con las técnicas existentes son difíciles de detectar. No existen hasta la fecha datos sobre este virus en buitres negros y no pudimos aislar ningún agente vírico de siete buitres analizados entre los años 1998 y 2001.

En varias ocasiones en el pasado reciente, adenovirus aviares han causado brotes severos en poblaciones cautivas de *Falconidae* muy amenazadas, la última en un grupo de cría en cautividad de halcón taita (*Falco fasciinucha*, Dean *et al.*, 2006). Adenovirus aviar tipo 1 (Fowl Adenovirus 1, FAV-1) es un patógeno importante en aves de corral, causante de la enfermedad de Gumboro –o infectious bursal disease (IBD)– en el pollo. Por la vía del consumo de cadáveres de aves domésticas los buitres negros podrían estar potencialmente expuestos a estos patógenos, y de hecho se detectaron en un estudio anticuerpos frente a este virus en carroñeros, aunque con más frecuencia en buitres leonados y milanos que en buitres negros (Höfle *et al.*, 2002).

Aunque se supone que potencialmente todas las especies de aves son susceptibles a la enfermedad de Newcastle (Paramyxovirus-1, aPMV-1) y a la infección por virus de influenza aviar (AI), hasta la fecha no se han detectado ni casos ni seroconversión (presencia de anticuerpos) en esta especie.

Procesos de origen bacteriano

A pesar del potente sistema de defensa del tracto digestivo de los buitres, éstos son susceptibles a la infección con algunos patógenos intestinales, de los cuales pueden resultar portadores o, especialmente en el caso de pollos en el período de dispersión, afectados clínicamente. Entre estos patógenos, *Salmonella* ocupa un lugar preponderante. De los muchos serotipos existentes, los más frecuentemente hallados en aves incluyen *Salmonella typhimurium* y *enteritidis*, que también son las ocasionalmente asociadas a un cuadro clínico y de potencial zoonosis. La sintomatología clínica incluye diarrea, apatía, plumaje erizado, parálisis posterior y debilidad. Aunque no siempre todos estos síntomas se encuentran presentes, la observación de alguno de ellos sugiere el análisis de hisopos cloacales. Un proceso potencialmente confundible con las infecciones por *Salmonella* son las enterotoxemias por *Clostridium*. El tratamiento de una salmonelosis clínica debería siempre ir precedido de la realización del correspondiente antibiograma, ya que *Salmonella* es una de las bacterias que intercambia genes de antibiorresistencia mediante plásmidos. No obstante, entre las *Salmonella* aisladas de buitres negros en los CRFS de Castilla-La Mancha no se han detectado antibiorresistencias notables.

Especial mención requieren dos patógenos de vida intracelular obligatoria (*Chlamydophila* y *Mycoplasma*), que primariamente suelen causar procesos respiratorios frecuentemente aso-

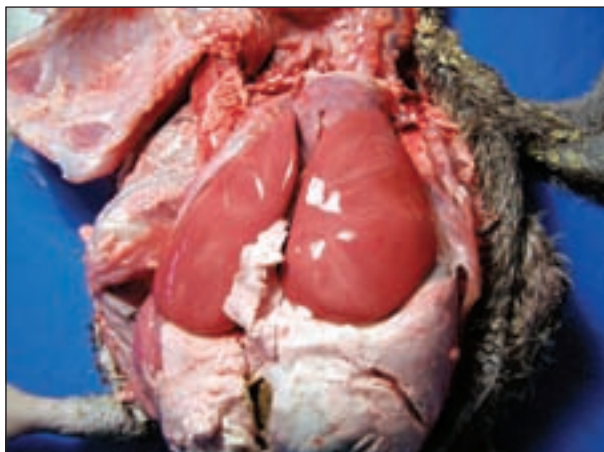


Figura 4-103. Necropsia de un ejemplar juvenil de buitre negro en la que se observa hepatomegalia por acción de *Chlamydophila* (Centro de Estudios de Rapaces Ibéricas. Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha).

ciados a conjuntivitis en aves. La ornitosis es una enfermedad severa conocida en muchas especies aviarias y, además, es una de las zoonosis de origen aviar más importantes. Entre las aves silvestres y domésticas hay también muchos portadores asintomáticos. Las bacterias causantes del género *Chlamydophila*, especialmente *Chlamydophila psittaci* y *pneumoniae* sólo replican de forma intracelular, una de las características que dificulta tanto el diagnóstico de la enfermedad como su tratamiento. La sintomatología de la ornitosis en aves silvestres puede ser variable, pero incluye como principales síntomas conjuntivitis, y/o queratitis, exudados nasales, neumonía con ruidos respiratorios, debilidad, apatía y diarrea, y en muchos casos biliverdinuria. Hallazgos frecuentes en necropsias realizadas son hepato y esplenomegalia, o neumonía. El diagnóstico certero de este proceso ha de combinar el examen clínico detallado con los resultados de análisis de hematología, bioquímica sanguínea, proteínas séricas, cultivos de coanas, cloaca y ojos y otras pruebas de laboratorio (serología, detección de antígeno, reacción en cadena de la polimerasa –PCR–) para la detección del organismo. En buitres negros se observan según nuestra experiencia, sobre todo, casos de conjuntivitis y queratoconjuntivitis severa (jóvenes y adultos), afecciones sistémicas con hepato y esplenomegalia, y muerte aguda con pocas lesiones en el tracto respiratorio (pollos).

El otro grupo de bacterias intracelulares son los micoplasmas, cuya importancia es muy desconocida entre las aves silvestres. Existen tres especies de mucha importancia para las aves domésticas, *M. meleagridis*, *M. synoviae* y *M. gallisepticum*, responsables de grandes brotes en aves de corral y sujetos a un control estricto. Investigaciones en aves rapaces han evidenciado la existencia de múltiples especies diferentes de micoplasma, una de ellas aislada en un buitre leonado, existiendo potencialmente un gran número de especies no patógenas (Poveda *et al.*, 1994; Lierz *et al.*, 2000). El potencial patógeno de las diferentes especies de micoplasma en aves silvestres es desconocido, aunque se han asociado micoplasma a procesos patológicos como conjuntivitis, sinusitis, poliserositis, artritis, etc. Dado que la demostración directa de estas bacterias es muy poco fiable, que su cultivo es lento y tedioso, no existiendo todavía técnicas moleculares específicas, es muy probable que la implicación real de micoplasma en diferentes patologías esté subdiagnosticada. En el buitre negro no está clara la participación potencial de micoplasmas en los casos de conjuntivitis detectada.

Procesos de origen fúngico

En general, los procesos de origen fúngico se consideran secundarios a una bajada de las defensas del organismo. Es el caso tanto de las afecciones causadas por *Aspergillus* spp. como las originadas por levaduras o hongos dimórficos como *Candida* sp. o *Zygomycetes* sp.

Aspergillus, sobre todo *Aspergillus fumigatus*, es un hongo de distribución ubicua. En aves con defensas inmunitarias reducidas por factores externos (estrés, otra patología, etc.) causa afecciones del sistema respiratorio, principalmente de los sacos aéreos y del pulmón, que pueden quedar reducidos a pocos granulomas fúngicos o convertirse en un proceso generalizado y severo. En casos diseminados pueden aparecer, además de la sintomatología respiratoria habitual, síntomas nerviosos debidos bien a toxinas fúngicas o a la afección directa de la médula espinal o del cerebro, consecuencia del crecimiento fúngico. En ocasiones, los granulomas, en especial si están presentes en la tráquea o la siringe, pueden causar la muerte por obstrucción y asfixia, si bien esta forma no es tan habitual en estas rapaces. El cultivo del hongo y/o la detección de hifas y conidios específicos en cortes histopatológicos o improntas completan la observación clínica y análisis hematológicos y de proteínas séricas en el diagnóstico de la enfermedad. En Castilla-La Mancha se ha diagnosticado un caso de aspergilosis sistémica por *Aspergillus fumigatus* en un animal que había sufrido una electrocución, mientras que en otros casos no se pudo aislar el hongo.

Candida spp. frecuentemente forma parte de la flora oral de muchas rapaces, siendo patógenos oportunistas. Esto significa que, en el caso de una disminución de las defensas o



Figura 4-104. Buitre negro a punto de ser liberado tras su paso por un centro de recuperación. Tras el análisis de las patologías y la rehabilitación clínica, es preciso comprobar la integración del animal en el medio, con técnicas de observación y radioseguimiento telemétrico.

de la flora bacteriana con la que compiten, puede resultar en la aparición de lesiones causadas por la levadura o candidiasis clínica. Se caracteriza por generar lesiones en relieve, a menudo cónicas en las mucosas, en las que las levaduras se detectan fácilmente, y/o una inflamación de las glándulas salivares. También pueden causar enteritis. El dolor producido por estas lesiones puede causar una disminución de la ingesta en las aves afectadas.

4.2.6.3. Enfermedades diagnosticadas y causas de admisión en los CRFS de Castilla-La Mancha

Entre los años 1996 y 2005, ambos inclusive, se han recibido un total de 106 buitres negros en los centros de recuperación de fauna silvestre de Castilla-La Mancha. Casi la mitad de ellos (45%, 48 individuos) eran ejemplares fallecidos debido a la ingestión de algún tóxico, en general por el uso intencionado de cebos envenenados (ver capítulo 4.2.1). El número de ingresos parece seguir un patrón más o menos cíclico pero con una tendencia al aumento en especial en los últimos tres años (figura 4-105), y se debe en gran medida a animales jóvenes heridos, enfermos y/o desnutridos que se reciben sobre todo en los meses de final de verano y principio de otoño (figuras 4-106 y 4-107).

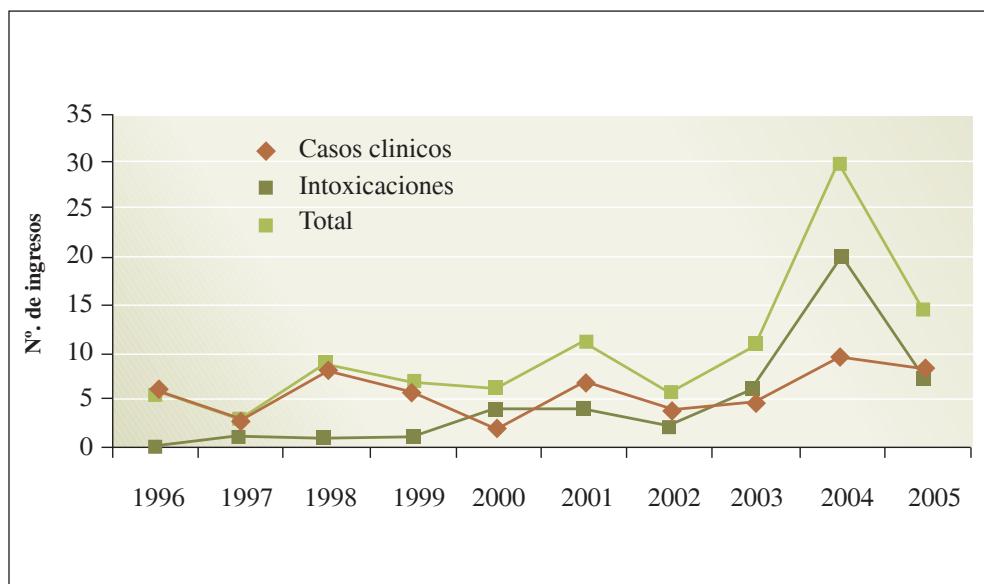


Figura 4-105. Ingreso de buitres negros en los centros de recuperación de Castilla-La Mancha. Casos clínicos y animales fallecidos por envenenamiento.

Como en la mayoría de las grandes rapaces, la causa principal de entrada, además de los envenenamientos, es la electrocución. Hay que destacar que el número de animales en los que se ha detectado un problema primario infeccioso (13,8%) iguala el número de animales que ingresan con un traumatismo o una intoxicación por plomo (figura 4-107). Además, en otros cinco animales con lesiones de origen traumático, de persecución directa o que habían sufrido una electrocución, se detectó un problema infeccioso adicional (17,9%).

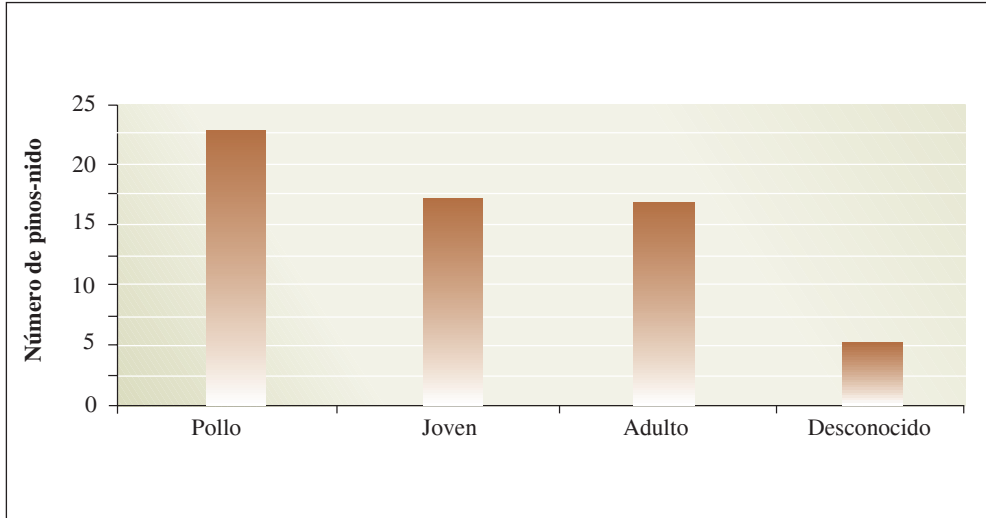


Figura 4-106. Número de buitres negros ingresados por edad (excluye casos de envenenamiento) entre 1996 y 2005.

Los problemas primarios principales detectados incluyen la salmonelosis (5,2%), infección por *Chlamidophila* sp. (ornitosis; 3,4%), y problemas fúngicos (aspergilosis y candidiasis; 5%). En los animales que ingresan por falta de alimento (pollos) y/o por intoxicación por plomo es frecuente una muy alta parasitación por malófagos, mientras que los helmintos no son frecuentes en los buitres negros admitidos a los CRFS de Castilla-La Mancha.

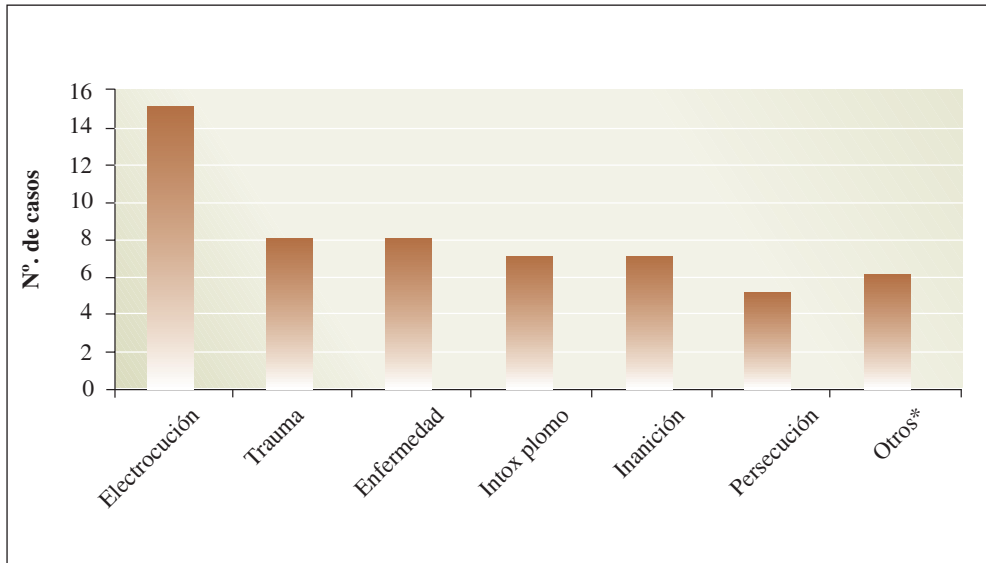


Figura 4-107. Causas de admisión más importantes en los buitres negros no envenenados admitidos a los CRFS de Castilla-La Mancha entre 1996 y 2005.

° Incluye disparo y cepo. * Incluye caída del nido y causas desconocidas.

Aunque existe información sobre la observación de lesiones orales compatibles con trichomonosis en pollos de buitre negro en otras Comunidades (Martín com pers.), no se han observado en buitres negros en Castilla-La Mancha ni se han detectado en los cultivos realizados en los últimos años. Recientemente se ha descrito un pentastómido en los sacos aéreos de un buitre negro (Martínez *et al.*, 2004), sin embargo no se ha detectado en ninguno de los buitres negros necropsiados en los CRFS de Castilla-La Mancha, lo cual hace sospechar que no son muy frecuentes.

En cinco ocasiones se aisló *Salmonella* de un buitre negro admitido en un centro de recuperación. En tres de estos casos existía sintomatología clínica de diarrea, letargia, debilidad, y/o parálisis posterior, mientras que en dos buitres se aisló *Salmonella* en ausencia de sintomatología clínica. Las *Salmonella* aisladas pertenecían a los serotipos *typhimurium* y *enteritidis*, los dos serotipos más frecuentemente asociadas a enfermedad clínica en aves domésticas y silvestres, y con un potencial zoonótico.

La otra enfermedad más frecuentemente observada en buitres fue la ornitosis, bien en forma de queratoconjuntivitis exudativa severa (cuatro casos), o bien como proceso sistémico, en ausencia de lesiones oculares, caracterizado por un aumento masivo del tamaño del hígado y bazo (hepato- y esplenomegalia).

El aislamiento de *Klebsiella pneumoniae* del pulmón de un buitre negro fallecido con neumonía hace creer la implicación de esta bacteria en el proceso, aunque se sospecha la acción primaria de otro agente, posiblemente *Mycoplasma* spp., que hasta la fecha no se ha podido aislar. Otro patógeno aislado de un buitre negro fue *Citrobacter freundii* en un caso, sin existir sintomatología clínica asociada. Se trata de un agente con potencial zoonótico que causa enteritis en personas y del que el buitre en cuestión era portador. Por último, en algunos de los buitres negros admitidos con lesiones de origen traumático o por electrocución, se ha detectado una aspergilosis en el momento de su admisión, afectando principalmente a los sacos aéreos torácicos, abdominales y al pulmón.

4.2.6.4. Seroprevalencia de enfermedades

Al ser el buitre negro carroñero, aumenta la posibilidad de la exposición a patógenos aviares (virus de influenza, Newcastle, *Chlamydophila* spp., etc.) y generalistas (*Salmonella*, *Campylobacter*, *Chlamydophila* spp., *Erisipelas*, etc.). Aunque las defensas primarias evitan en la gran mayoría de los casos la infección o en caso de infección el desarrollo de enfermedad clínica, el buitre negro se puede convertir en portador de estos patógenos y excretarlos o incluso enfermar (ver apartado 4.2.5.2). El hecho de que un ave adulta sea portador de, por ejemplo, *Salmonella* puede, a parte de otros efectos ya descritos, ser de riesgo para los pollos. Existe poca información sobre la prevalencia de agentes infecciosos en el buitre negro, pero la detección de diferentes agentes infecciosos en otras especies de buitre demuestra que estas aves no son inmunes frente a ellos (Oaks *et al.*, 2004; Cardoso *et al.*, 2005).

Algunos agentes que pueden ser de importancia en este sentido son:

- Virus de Newcastle o Paramyxovirus aviar 1.
- Virus de influenza aviar.

Figura 4-108. Aunque se ha demostrado que el buitre negro no es vector de la tuberculosis, ni se ve afectado por ella, en las poblaciones de ungulados silvestres de los que se alimenta esta enfermedad tienen una elevada prevalencia. En la imagen, aspecto de un pulmón en un ciervo con tuberculosis.



- Adenovirus.
- Herpesvirus.
- *Chlamydophila* spp.
- *Mycoplasma* spp.
- *Salmonella* spp.
- Otros (*Campylobacter*, *Clostridios*, etc.).

El análisis de sueros procedentes de 60 buitres negros adultos y juveniles admitidos a los centros de recuperación de Castilla-La Mancha entre 1996 y 2006 no reveló la presencia de anticuerpos frente a virus de influenza aviar de los subtipos H5 y H7 ni frente a paramyxovirus aviar 1 (enfermedad de Newcastle). El plasma de 14 de los buitres fue también analizado para detectar la presencia de anticuerpos frente a herpesvirus y adenovirus tipo 1 (Fowl adenovirus-1 FAV 1). Ninguna de las aves analizadas presentó anticuerpos frente a herpesvirus; en un buitre negro se detectó un título bajo de anticuerpos frente a FAV-1.

4.2.6.5. Implicaciones para los proyectos de conservación del buitre negro

Aunque en una primera aproximación las enfermedades parecen tener un papel secundario en su efecto sobre las poblaciones del buitre negro, son sin duda un factor que hay que tener en cuenta. De hecho, su papel real es en gran medida desconocido, debido a la falta de datos o la dificultad del diagnóstico de ciertos procesos infecciosos. La determinación de la problemática real requiere el esfuerzo conjunto y continuado de veterinarios y biólogos. Esto es especialmente importante por dos razones: como evidencian las mortandades detectadas en la India, los buitres se encuentran en una situación muy expuesta a ciertas influencias de la producción de residuos de ganadería, y con ello también a la potencial introducción de patógenos desconocidos. Por el otro lado, la existencia de proyectos de reproducción en cau-

tividad requiere siempre una especial atención a los aspectos sanitarios tanto de la población cautiva como para la protección de la población silvestre.

4.2.7. Otros factores que causan mortalidad

Rubén Moreno-Opo

4.2.7.1. Depredación

La muerte de buitres negros por depredación es escasa, y tiene poca incidencia sobre sus poblaciones en España. Es una especie que interfiere con otras de su entorno, tanto por el alimento como por los lugares de nidificación (ver capítulos 2.1.8. y 4.1.1.5.). Al ser una rapaz de gran tamaño y situarse en la cúspide de la pirámide trófica no tiene depredadores habituales. Se han registrado muertes de individuos en vuelo como consecuencia del ataque de otras rapaces. El ataque y persecución entre grandes rapaces es habitual cuando se franquea el territorio de cría de alguna de ellas; pueden producirse peleas e intentos de herir con garras y pico, y casi siempre concluyen cuando el intruso es expulsado de la zona. Un águila imperial ibérica causó la muerte de un buitre negro en vuelo en la provincia de Segovia (Oria, 1999), dentro de un territorio de cría del águila. Eran dos ejemplares adultos que iniciaron las disputas enganchándose por las garras hasta que el buitre cayó muerto al suelo, probablemente por las lesiones causadas por el águila. Se han registrado también ataques directos de águilas reales (Cramp, 1998). Existen más casos de depredación sobre pollos en nido o recién volados (Del Moral y



Figura 4-109. Zorro en busca de carroña junto con buitres negros y leonados (Alfonso San Miguel).

De la Puente, 2005). Se conocen al menos dos casos de muerte por parte de zorro y jabalí de pollos caídos de nidos antes de poder volar adecuadamente. También se conoce un caso de depredación por águila imperial ibérica de un huevo de buitre negro; el adulto que incubaba salió del nido por molestias de origen humano (Fundación CBD-Hábitat, datos propios).

4.2.7.2. Caza ilegal

La muerte de buitres negros por disparo es escasa en la actualidad. El número de entradas causadas por traumatismos por arma de fuego en distintos centros de recuperación alcanza los 14 ejemplares en el período 1990-2005, suponiendo un porcentaje del 3,4% sobre el total de buitres negros ingresados (Galán *et al.*, 2003; Arenas, 2004; Azcárate y Carbonell, 2004; Tewes, 2004a; Brinzal, datos inéditos; GREFA, datos inéditos; Junta de Extremadura-Centro de Recuperación Los Hornos, datos inéditos; Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha-Centro de Estudios de Rapaces Ibéricas, datos inéditos; tabla 4.22). Este factor de mortalidad no natural ha remitido en los últimos lustros puesto que, antes de la entrada en vigor de la ley de protección de los animales salvajes amenazados (Decreto 2573/1973 de 5 de octubre) y las acciones anteriores de veda de especies no cinegéticas (Orden ministerial de 3 de abril de 1966) y Ley de Caza (Ley 1/1970), era considerado alimaña, y su abatimiento estaba promocionado por las autoridades en las juntas provinciales de extinción de animales dañinos. Al ser una especie imposible de confundir con cualquier otra cinegética y por ser aliado de las gentes del campo gracias a la labor sanitaria que realizan, las capturas y muertes por disparo no tienen justificación alguna en la actualidad.

Área	Nº ingresos por disparo	Nº ingresos en CR considerados	Período	Fuente
Andalucía	1	13	2002-2003	Arenas, 2004
Castilla-La Mancha	5	106	1996-2005	CERI-JCCM, datos inéditos
Castilla y León	5	43	1990-2004	Azcárate y Carbonell, 2004
Extremadura	0	123	1999-2006	CR Los Hornos-Junta Extremadura
Huelva	1	80	1997-2002	Galán <i>et al.</i> , 2003
Madrid	0	1	1995-2006	Brinzal, datos inéditos
Mallorca	1	2	2003-2004	Tewes, 2004a
Región centro peninsular	1	42	1995-2006	GREFA, datos inéditos
Total	14	410		

Tabla 4-22. Nº de casos de ingresos de buitre negro en centros de recuperación de fauna debidos al disparo con arma de fuego.



Figura 4-110. El depósito de cadáveres de ovejas en los contenedores de recogida, para el cumplimiento de la legislación sanitaria, ha propiciado la reducción de la disponibilidad de alimento para el buitre negro.

4.2.7.3. Falta de alimento

La escasez de alimento es un factor que afecta al buitre negro de manera importante, aunque en la actualidad no existen datos publicados sobre la incidencia directa de esa falta de alimento sobre muerte de ejemplares o afecciones a la productividad de las parejas reproductoras. Como se ha expuesto en el capítulo 4.1.2., los cambios acaecidos en la normativa sanitaria que regula el depósito de cadáveres de ganado en el campo han conllevado una reducción evidente de la disponibilidad de recursos tróficos para las aves carroñeras en España. El buitre negro ha visto mermada una fuente de alimento fundamental, cuyas consecuencias no se han comprobado ni analizado suficientemente. No se han evidenciado descensos generalizados del éxito reproductivo, aunque al tratarse de una especie longeva y de ciclo reproductor largo, la demostración de esos problemas poblacionales habría de aparecer a medio plazo (Newton, 1979).

Los ejemplares no adultos son los más afectados por la escasez de comida en el campo. Su inexperiencia, sobre todo durante el primer año de vida, hace que encuentren y consigan alimento de forma menos eficaz que los adultos. En estas edades es mayor su dependencia de fuentes de alimento predecible y abundante. Por eso, es habitual que ejemplares juveniles aparezcan desnutridos o incluso muertos por no conseguir alimento, suponiendo un porcentaje importante del número de buitres negros que ingresan en centros de recuperación de fauna silvestre, sólo por detrás de los envenenamientos. Por ejemplo, el 18,5% de las entradas de buitres negros en centros de recuperación de Castilla-La Mancha, Castilla y León, Extremadura y Madrid ($n = 314$), tanto muertos como vivos, corresponden a jóvenes inexpertos debilitados y/o desnutridos sin lesión aparente (Azcárate y Carbonell, 2004; Centro de Estudios de Rapaces Ibéricas-Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha, datos inéditos; GREFA, datos inéditos; Junta de Extremadura-Centro de Recuperación Los Hornos, datos inéditos). Este porcentaje se ha incrementado en 2006 alarmantemente en Extremadura (un 80%, ver Anexo II) y Castilla-La Mancha, por la falta de alimento de origen ganadero.

4.2.7.4. Climatología

Las inclemencias meteorológicas se presentan como un factor importante que determina la actividad de los buitres negros, y que en algunas ocasiones puede causar la muerte de ejemplares. Al igual que ocurre con otras especies de aves (González, 1991; Jovani y Tella, 2004), las malas condiciones climáticas durante la época de cría pueden conllevar el fracaso reproductivo. Así,

las tormentas fuertes podrían ocasionar la pérdida del huevo o del pollo si es muy pequeño, si están expuestos a humedades y a bajas temperaturas prolongadas. No obstante, la incubación de la especie se puede desarrollar en condiciones muy duras, como es el caso de las poblaciones de buitre negro de la Sierra de Guadarrama, donde es frecuente que los adultos incuben con el paisaje cubierto de nieve durante algunas semanas (J. de la Puente, com. pers.). El buitre negro proporciona protección a sus pollos de forma permanente, protegiéndoles del frío y cubriéndoles para evitar la incidencia directa del sol (*sombreo*; Cramp, 1998). Esta protección es fundamental cuando el pollo aún no tiene la capa de plumas desarrollada, hasta los 40 días aproximadamente (Bernis, 1966; De la Puente y Gamonal, 2006). En esas cinco o seis primeras semanas de vida una exposición directa a temperaturas elevadas o bajas puede conllevar la muerte del pollo, si el adulto no lo protege. Este caso se ha comprobado en dos ocasiones, ante la ausencia prolongada del adulto durante el descorche en un área de nidificación (Fundación CBD-Hábitat, datos propios).

4.2.7.5. Desplome de nidos

Algunos pollos y adultos pueden fallecer como consecuencia del desplome de los nidos. Esta es la causa de una proporción importante de los fracasos reproductivos totales producidos. En concreto, en Huelva se ha demostrado que el 23,4% de los fracasos se debieron a caídas de nidos durante la reproducción (Galán *et al.*, 2003), similar a lo obtenido mediante observación en la colonia de Rascafría, Madrid (33,3%; De la Puente, 2006b). En Sierra de San Pedro y Umbría de Alcuía, este porcentaje fue menor (del 3%; Fundación CBD-Hábitat, datos propios). Esta diferencia puede ser debida al sustrato de nidificación seleccionado preferentemente entre ambas localidades, puesto que los pinos tienen aparentemente menor resistencia al peso de los nidos bajo condiciones climatológicas adversas, en comparación con los emplazados en encinas o alcornoques (Galán *et al.*, 2003). También influye, por otro lado, el grosor de la rama que sustenta el nido, las condiciones climatológicas del área y la cantidad de material acumulado en el nido. El desplome suele causar la muerte del pollo, sobre todo si se produce en las primeras fases de desarrollo, siendo más rara la muerte de adultos por este motivo.



Figura 4-111. Pollo de buitre negro recién fallecido por el desplome del nido en el que se encontraba.