

7. EL LOBO EN ESPAÑA: UNA VISION GLOBAL

Por JUAN CARLOS BLANCO, LUIS CUESTA y SANTIAGO REIG

7.1. INTRODUCCION Y METODOLOGIA

El objeto del presente capítulo es ofrecer una visión global de la situación y problemática del lobo en España en 1988. Se estudiará la distribución, las densidades, la evolución de la población, las relaciones entre el lobo y el hombre y otros aspectos de la problemática de la especie, para acabar haciendo unas breves consideraciones sobre su gestión a escala nacional. Este capítulo constituye una síntesis de los anteriores, y se basa en los datos aportados en ellos. No obstante describiremos a grandes rasgos la metodología utilizada.

El trabajo se ha realizado durante los años 1987 y 1988, aunque en Asturias comenzó en 1986. En Asturias y Castilla-León, en una fase previa, se mandaron cuestionarios a la guardería de caza, cuyas contestaciones sirvieron de base para planificar el trabajo de campo. En todas las regiones, los datos se han obtenido mediante entrevistas personales a gente de campo, fundamentalmente pastores, ganaderos, cazadores y guardas. En total, se han muestreado personalmente unos 1.430 puntos diferentes en el área de distribución de la especie.

7.1.1. Estimación del número de lobos

El área de distribución del lobo incluye las localidades donde existen evidencias de su presencia estable, obtenidas como consecuencia de la recogida de información para otros aspectos más concretos de este trabajo. El principal esfuerzo se ha dirigido a coleccionar datos que permitieran estimar densidades de lobos y, consecuentemente, el tamaño de la población. Para ello, se ha intentado individualizar el número de camadas, multiplicando posteriormente esta cifra por el número medio de lobos que suponemos que corresponden a cada camada localizada.

La individualización de camadas se ha basado en la observación de lobeznos en primavera y en verano. Estos, durante los primeros meses de vida, suelen ser relativamente conspicuos, y su presencia e indicios son detectados con frecuencia por la gente de campo. Los lobos menores de un año muertos antes de noviembre se han considerado indicadores de la presencia de un grupo familiar, pues la dispersión no tiene lugar antes de los 10 meses de edad (Mech, 1987). En amplias zonas con presencia estable de lobos donde no se han detectado cachorros, se ha estimado de forma conservativa el número de grupos familiares existentes. Del total de grupos estimados para todo el país, en el 79,3 % de los casos se ha comprobado la presencia de cachorros y en el 20,7 % restante, los cachorros no han sido observados.

El tamaño de la población oscila a lo largo del año. En la época de máxima abundancia de lobos, tras los partos en primavera, hemos considerado que cada camada habría que multiplicarla por 9 ó 10 individuos: la pareja reproductora, 5 crías y 2 ó 3 ejemplares no reproductores, asociados al grupo o solitarios. En una población estable o ligeramente creciente, durante el ciclo anual moriría un número de individuos igual o ligeramente inferior a la producción anual (5 cachorros), por lo que en la época de mínima abundancia -a principios de primavera, antes de los partos habría que considerar 5 ejemplares por cada camada. A mediados del ciclo anual -en otoño-, tras la mortalidad natural e inducida por el hombre de los cachorros, hemos considerado que habría unos 7 ejemplares por cada camada, entre los que se incluyen jóvenes de unos 6 meses. Para las estimaciones de densidad hemos multiplicado el número de camadas por 5 (que representa un número mínimo de lobos, a principios de primavera) y por 7 (en otoño), siguiendo la metodología utilizada habitualmente en este tipo de estudios (véase Fuller, 1989). A la hora de dar cifras de densidades, no hemos considerado el tamaño máximo de la población porque de esta forma incluiríamos un gran porcentaje de lobeznos que no desempeñan un papel importante desde el punto de vista ecológico ni de relación con el hombre -no matan corzos ni ovejas y no son pieza de caza-. A continuación exponemos los argumentos en los que, nos hemos basado para estimar el número medio de lobos correspondientes a cada camada.

Por una parte, los estudios realizados en América del Norte muestran que, en poblaciones sometidas a una severa mortalidad inducida por el hombre -como es el caso de la española-, los lobeznos representan el 50 % del conjunto de la población (Piralott et al, 1969; Carbyn, 1988). Dado que en España, el tamaño medio de camada es ligeramente superior a 5 (Braña *et al.*, 1982; Grande del Brío, 1984; García-Gaona *et al.*, este volumen; Blanco *et al.*, este volumen, cap. 4), en la época de máxima abundancia habría unos 10 ejemplares por cada camada. Por otra parte, observaciones esporádicas sugieren que los lobos vivirían en España en unidades familiares compuestas por la pareja reproductora, los cachorros del año -al menos, hasta mediados del otoño- y, en muchos casos, otros ejemplares subadultos o adultos que no tendrían acceso a la reproducción, ligados laxamente al grupo familiar o solitarios. En base a esto, Bárcena (1984) adscribe a cada camada localizada 10 individuos tras la época de partos. García-Gaona *et al.* (este volumen) consideran 8 ejemplares por grupo en el mismo período.

Garzón (1979) estima que a cada pareja reproductora le corresponderían entre 5,5 y 7 individuos, aunque no especifica en qué momento del ciclo anual.

7.1.2. Otros métodos

En cuanto a los daños a la ganadería, en las zonas donde se pagan indemnizaciones (en la mitad de Asturias, la mayor parte de Cantabria, las Reservas Nacionales de Caza de Castilla-León, toda La Rioja y Andalucía) se han aceptado las cifras oficiales. En el resto del área de distribución del lobo, los datos se han basado en entrevistas personales; en las escasas zonas no cubiertas, se han extrapolado datos de áreas contiguas con iguales características. Por las dificultades que presenta la obtención de datos a este respecto, los resultados sobre daños podrían tener un cierto carácter orientativo.

La recogida de otro tipo de datos de información sobre lobos muertos, presencia de perros asilvestrados o vagabundos, factores que pueden afectar positiva o negativamente a la especie, etc.- se ha realizado por medio de entrevistas personales.

7.2. DISTRIBUCION

A finales de 1988, el área de distribución del lobo es de unos 100.000 km², aproximadamente la quinta parte del país. La especie ocupa de forma estable gran parte del cuadrante noroccidental de España, desde el Atlántico hasta la Sierra de Cameros (La Rioja), y desde las proximidades de la costa cantábrica hasta el Duero, extendiéndose al sur de este río en las provincias de Valladolid y Zamora. Existe también un núcleo en la Sierra de Gata (Salamanca), que podría estar parcialmente aislado del núcleo principal español, pero que está probablemente conectado con la población portuguesa. Con esta excepción, la distribución del lobo en la mitad norte del país es continua, aun cuando existen zonas donde la densidad es muy baja. En la mitad septentrional de España, la especie muestra una tendencia expansiva, lo cual se refleja en una progresiva extensión del área de distribución por los bordes, fundamentalmente, por su extremo occidental, hacia La Rioja y el País Vasco.

En la mitad sur, encontramos un núcleo en la Sierra de San Pedro (Extremadura), que parece estar aislado del de la Sierra de Gata. Por otra parte, en la zona portuguesa que linda con la Sierra de San Pedro, el lobo es accidental o está extinguido (Lyle, 1988). La tendencia de este núcleo es estable o regresiva.

Por fin, en Sierra Morena, el lobo se encuentra en dos núcleos separados -entre los cuales no parece existir un intercambio habitual de individuos, aunque sí podría darse algún contacto ocasional- que presentan una tendencia regresiva (Fig. 1).

Esporádicamente, se matan lobos fuera de su área de distribución habitual. En la tabla 1 se recogen los datos de este tipo comprobados entre 1980 y 1988.

El caso más espectacular es el de un macho cazado en Morella (Castellón), a unos 50 km del Mediterráneo y a más de 200 km del límite del área de distribución estable. La aparición de ejemplares en puntos muy alejados del área de distribución habitual se podría explicar por los movimientos de dispersión característicos de los individuos que alcanzan la madurez entre su primer y segundo año (Valverde e Hidalgo, 1979). En este sentido, cabe destacar que el único ejemplar cuya edad fue estimada -el de Morella-, tenía un año y medio (V. Urios, com. pers.); por otra parte, 6 de los 7 ejemplares de sexo conocido eran machos, los cuales suelen realizar mayores desplazamientos de dispersión (Mech, 1987). Tampoco se puede descartar que, en algún caso, se tratara de lobos procedentes de cautividad.

El área de distribución obtenida en este trabajo para la mitad norte de España es entre dos y tres veces más extensa que la estimada por Valverde (1971) y Grande del Brío (1984). Creemos, sin embargo, que en 1983 año al que se refieren los datos de Grande del Brío- el área de distribución se aproximaba más a la actual que a la que aparece en el mapa de este autor, aunque probablemente existían grandes zonas donde la especie no estaba estabilizada. No obstante, los dos autores dieron un área de distribución mayor para Sierra Morena, aunque ambos subrayaron ya su tendencia regresiva.

Fig. 1.-Distribución del lobo en España en 1988. Zonas rayadas: área de máximos daños a la ganadería. Punteado denso: áreas de máxima densidad de lobos. Punteado fino: área de mínima densidad de lobos. Puntos gruesos: datos de lobos fuera de su área de distribución habitual (1980-1988).

TABLA 1
LOBOS MUERTOS FUERA DE SU AREA DE DISTRIBUCION HABITUAL

Localidad	Fecha	N	Sexo	Método
Riaza (Segovia)	11-5-1977	1	M	Tiro
Peguerinos (Avila)	27-1-1980	1	M	Tiro
La Hinojosa (Soria)	15-8-8-1983	1	M	Tiro
Ambel (Zaragoza)	1/15-11-1983	1	M	Tiro
Navafría (Segovia)	9-10-1984	1	--	Tiro
Valsain (Segovia)	15-4-1986	1	M	Atropello
Biota (Zaragoza)	8-1986	1	M	Tiro
Morella (Castellón)	17-11-1987	1	M	Tiro
Gallegos (Segovia)	1-1988	1	--	Tiro
Carranza (Vizcaya)	1-7-1988	1	H	Tiro
Castro Urdiales (Cantabria)	1/15-10-1988	2	--	Tiro

En Portugal, de acuerdo con Lyle (1988), el lobo se encuentra en la parte septentrional de la provincia del Minho -que linda con Galicia- y el noreste de la provincia de Tras-os-Montes -vecina a la de Zamora donde se localizan la mayor parte de los efectivos, Existen también algunos ejemplares cerca de Viseu -a la altura de Salamanca- y en la Sierra de la Estrela. La especie parece haberse extinguido del Algarve - que limita con Huelva- y del Alentejo, vecino a Extremadura. Hacia 1974, el área distribución de la especie se extendía por unos 15.000 km², de los cuales el animal ocupaba habitualmente sólo el 17 % (Garzón, 1974; Zimen, 1981). De acuerdo con Lyle (1988), en 1988 se apreciaba una reducción aún mayor, lo que parece indicar que el lobo continúa su regresión en Portugal.

7.3. TAMAÑO DE POBLACION Y DENSIDADES

Hemos estimado conservativamente la existencia aproximada de unos 294 grupos familiares en toda España, lo que -asumiendo los supuestos de la metodología- supondría la presencia de unos 1.470 lobos a principios de primavera (considerando la existencia de 5 ejemplares por cada camada localizada) y unos 2.058 ejemplares durante el otoño (considerando 7 ejemplares). Se podría decir, por tanto, que la población española oscilaría entre 1.500 y 2.000 ejemplares. En la tabla 2 desglosamos las cifras aproximadas estimadas.

A estas cifras le podemos sumar los 100-120 ejemplares estimados en Portugal (Lyle, 1988) para obtener la situación del lobo en la Península Ibérica.

Hay que resaltar que casi el 90 % de los lobos españoles se encuentran en las Comunidades de Castilla-León y Galicia, un hecho a tener en cuenta a la hora de planificar la gestión de la especie a escala nacional o ibérica.

De acuerdo con estos datos, la densidad media de lobos en su área de distribución española oscilaría entre 1,5 y 2,0 ejemplares/100 km². En Galicia, habría entre 1,8 y 2,6 ejemplares/100 km²; en Asturias, entre 1,6 y 2,3, y en Castilla-León, entre 1,4 y 2,0 lobos/100 km².

Atendiendo a los diferentes medios paisajísticos, las densidades máximas se alcanzan en la franja de transición que separa la Cordillera Cantábrica de las llanuras cerealistas de Castilla-León, franja que se extiende en dirección este-oeste. Concretamente, hemos delimitado dos áreas de máxima densidad: una en el noroeste de Zamora, donde, en una zona de 2.000 km² encontramos densidades mínimas de 5 lobos/100 km², y otra que abarca porciones contiguas de las provincias de León, Palencia y Burgos, con una extensión de unos 5.200 km², donde la densidad oscila entre 3,0 y 4,2 lobos/100 km² (véase capítulo 4). En algunas zonas de Galicia es probable que la especie alcance densidades próximas a las mencionadas, aunque los datos que tenemos no son lo suficientemente detallados para precisarlo.

TABLA 2
NUMERO APROXIMADO DE LOBOS EN ESPAÑA

Zona	Camadas	Nº de lobos	Porcentaje
Galicia	100	500-700	34,0
Asturias	18	90-126	6,1
Cantabria	3	15-21	1,0
La Rioja	1	5-7	0,3
León	50	250-350	17,0
Zamora	45	225-315	15,3
Palencia	26	130-182	8,9
Burgos	28	140-196	9,6
Soria	1	5-7	0,3
Valladolid	4	20-28	1,4
Salamanca	5	25-35	1,7
(Castilla-León)	(159)	(795-1.113)	(54,2)
Extremadura	5	25-35	1,7
Sierra Morena	8	40-56	2,7

Las densidades mínimas se obtienen en la llanura cerealista castellana, donde, en un área de unos 19.000 km², habría entre 0,4 y 0,6 lobos/100 km² (Fig. I).

7.3.1. Valoración de los resultados

Como es lógico, la fiabilidad del método empleado para estimar el número de lobos puede ponerse en duda, ya que podrían existir errores de muestreo aunque en la mayoría de los casos serían por defecto e incluye generalizaciones y valoraciones subjetivas.

La única forma de valorar la fiabilidad de estos resultados es por medio de comparaciones indirectas. Comparando las densidades obtenidas por personas que han recogido datos de forma independiente en áreas con características ecológicas y sociales parecidas, obtenemos resultados muy similares. Los datos de Asturias (18 camadas en 5.100 km²) y los de la zona de montaña de León limítrofe con aquella provincia (10 camadas en 2.969 km²) han sido recogidos y elaborados por personas diferentes, y dan resultados muy parecidos: 2,47 y 2,36 lobos/100 km² en otoño, respectivamente.

En las provincias de León (50 camadas en 15.468 km²) y Palencia (26 camadas en 8.029 km², que tienen aproximadamente la misma proporción de los principales medios, los datos de campo fueron recogidos por personas diferentes y dan resultados idénticos: 2,26 lobos/100 km². Estas similitudes parecen indicar que la aplicación del método por distintos grupos de trabajo da resultados muy homogéneos.

Queda por saber si la estimación del número medio de lobos que hemos hecho corresponder a cada camada es correcta. La única forma de hacer una valoración fiable es la de comparar nuestros resultados con los obtenidos por medio de una metodología totalmente diferente. La única estimación del número de lobos en un área española extensa ha sido realizada por Tellería y Sáez-Royuela (1989), basándose en encuestas de caza. Los citados autores trabajaron durante la temporada de caza en una extensión de 8.000 km² del Sistema Ibérico Septentrional, que incluye más de la mitad de la provincia de Burgos. Conociendo el número de lobos cazados en el área durante un año y relacionando el número de individuos muertos en batidas con el número de ejemplares avistados (basándose en una muestra de 52 batidas en las que se cazaron 34 lobos y se observaron 179) estimaron una densidad mínima de 2 lobos/100 km². Esta es exactamente la densidad que nosotros hemos obtenido para Castilla-León y para el área de distribución española en otoño.

Por otra parte, Purroy *et al.* (1988), utilizando este mismo método, estimaron el número de lobos (entre 13 y 22 ejemplares) existentes en la Reserva de Riaño (715 km²) durante la temporada de caza. A pesar de lo reducido del área de estudio y del amplio rango de los resultados, la densidad media (2,44 lobos/100 km²) es muy similar a la obtenida en este estudio para Asturias (2,47) y para la zona de montaña de la provincia de León (2,36 lobos/ 100 km²) en otoño.

Estas notables coincidencias sugieren que las cifras que ofrecemos en este trabajo (y las obtenidas con la metodología descrita por Tellería y Sáez-Royuela) dan una imagen bastante exacta de la realidad.

7.3.2. Comparación con otras áreas

A la hora de comparar las densidades obtenidas en diferentes estudios, debemos tener en cuenta que los valores deben referirse a grandes áreas. Al ir disminuyendo el ámbito de aplicación, los datos van perdiendo valor hasta convertirse en anecdóticos.

En términos generales, la densidad de lobos en España (2 ejemplares/100 km²) es superior a la de ecosistemas más septentrionales y similar o inferior a la de latitudes parecidas. De 22 trabajos realizados en Alaska y Canadá a los que hemos tenido acceso, en 17 se obtenían densidades inferiores a 1,5 lobos/100 km² siendo superiores en los restantes, hasta alcanzar 3,9 individuos/km² en el Parque Nacional Algonquin, en Ontario (datos extraídos de Carbyn, 1983a; Ballard y Larsen, 1987; Fuller, 1989). La escasa productividad de los medios boreales parece ser la causa de la existencia de estas bajas densidades. Así, Bergerud (1988) estima que, en la tundra, las poblaciones de renos y caribúes (*Rangifer tarandus*) empiezan a declinar con densidades de lobos superiores a 0,65 ejemplares/100 km², y Pulliainen (1985) considera que la población de la Karelia soviética está saturada con densidades de 0,5-0,7 lobos/100 km².

Sin embargo, al revisar estudios realizados en latitudes similares a la española, encontramos densidades parecidas o superiores: en los Abruzzos, se ha estimado la existencia de 1,5 lobos/100 km² (Zimen y Boitani, 1975); en el Cáucaso, 3 lobos/100 km² (Bibikow, 1975) y en Minnesota, 3 lobos/100 km² (valor medio de los datos aportados por siete estudios realizados en diferentes partes de dicho estado; rango: 1,7-4,2; véase bibliografía en Fuller, 1989).

Al valorar la densidad media de lobos en España, hay que considerar la variedad de recursos disponibles para el cánido. A las especies de caza mayor y menor, hay que sumar los recursos que se derivan de la humanización del medio, que suponen una parte importante de la dieta del lobo (Reig *et al.*, 1985). En este sentido, podemos destacar que en Europa existen poblaciones de lobos que casi no consumen animales silvestres, viviendo fundamentalmente de basura, carroña y ganado, como ocurre en Italia (Boitani, 1982) y en gran parte de Galicia (Bárcena, este volumen). Tellería y Sáez-Royuela (1989) aportan numerosos datos cuantitativos sobre los recursos utilizables por los lobos en su área de estudio de Burgos, demostrando que la disponibilidad de cualquiera de estas clases de alimento es superior a los requerimientos de la población allí existente.

Las densidades máximas que hemos encontrado en algunas zonas de Castilla-León resultan verdaderamente elevadas comparándolas a los datos que encontramos en la literatura, pero no debemos olvidar que se refieren a áreas de pequeña extensión. Rozando ya el terreno de lo anecdótico, encontramos también en la bibliografía densidades locales muy altas: entre 5 y 6,7 lobos/100 km² en el Lago Winnipeg, Manitoba (Stardom, 1983); entre 6 y 8,6 en la Isla de Vancouver, en la Columbia Británica (Trompa, 1983); hasta 9,2 lobos/100 km² en la fluctuante población de Isle Royale, Michigan (Peterson y Page, 1988); y por fin, los 15,6 lobos/100 km² (250 ejemplares en un área de 1.600 km²) existentes en una zona con alta densidad de caribúes de los Territorios del Noroeste (Canadá), un estado que, considerado en su totalidad, presenta una densidad de lobos de sólo 0,11 ejemplares/100 km² (Heard, 1983).

7.4. DAÑOS A LA GANADERIA

En la tabla 3 resumimos las estimaciones realizadas sobre daños a la ganadería en el periodo de un año. En Asturias, los datos se refieren a 1986. En las demás regiones hemos elegido el período de 12 meses entre 1987 y 1988 del que existían datos más completos. Hemos estimado el valor de cada cabeza de ganado menor (ovejas y cabras) en 9.000 pesetas, en 60.000 el vacuno y en 45.000 el equino. En Galicia, hemos aceptado las tasaciones estimadas por Bárcena. 9.000 pesetas el ovino/caprino, 40.000 el vacuno y 17.500 el caballar. En Asturias y Cantabria se han aceptado las valoraciones oficiales.

En resumen, podemos decir que los daños atribuidos al lobo en España ascienden a unos 100 millones de pesetas largos al año (aproximadamente, un millón de dólares). Es posible que en estas cifras se incluya un porcentaje indeterminado de daños realizados por perros y otros atribuibles a la picaresca, pero como es casi imposible determinar estos porcentajes, en la práctica, esto es lo que habría que pagar si se decidiese abonar indemnizaciones en toda el área de distribución del lobo. Esta cifra es insignificante en relación a las pérdidas que sufre el sector agropecuario habitualmente por otras causas naturales, incluyendo la mortalidad natural del ganado.

En estos resultados, existe una desproporción muy acusada entre los daños estimados en Galicia y en Asturias, aun admitiendo la existencia de grandes diferencias en el valor del ganado en las dos comunidades. Es posible que las cifras en Asturias estén sobrevaloradas (hay que tener en cuenta que el

55,5 % de las pérdidas se producirían en cotos privados de caza, donde el esfuerzo por comprobar y valorar los daños ha sido muy inferior al realizado en los terrenos gestionados por la Administración) y en Galicia estén infravaloradas.

Si aceptamos a grandes rasgos estos resultados a escala nacional, cada lobo (calculando 2.000 para España) costaría por término medio unas 60.000 pesetas al año. Sin embargo, resulta evidente que la distribución de los daños es muy irregular, no existiendo una proporcionalidad entre la densidad de lobos y la de daños. En la figura 1 hemos delimitado aproximadamente el área de máximos daños, que corresponde a las montañas de la Cordillera Cantábrica (Asturias, Cantabria y las partes septentrionales de León, Palencia y Burgos), las del Sistema Ibérico y parte de Galicia. Las áreas de mínimo daño corresponden a Extremadura y Sierra Morena, En las zonas de daño medio -las áreas de presierra y la meseta castellana- existen numerosos puntos conflictivos, que pueden variar de unos años a otros. En general, en los bordes del área de distribución, se suelen producir daños superiores a los de otras áreas similares, quizá porque los ganaderos no están preparados para proteger el ganado eficazmente.

TABLA 3
DAÑOS ANUALES A LA GANADERIA

	Importe (*)	Ov./Capr.	Vacuno	Equino
Galicia	30.000	615	246	396
Asturias	43.728	522	74	702
Cantabria	6.500	548	22	31
León	17.922	1.436	44	47
Palencia	4.125	300	23	1
Burgos (**)	7.275	700	5	15
Zamora	7.740	760	12	4
Valladolid	2.715	215	13	--
Salamanca	483	27	4	--
Extremadura	114	6	1	--
Sierra Morena	450	50	--	--
TOTAL	121.052	5.179	444	1.196

(*) En miles de pesetas.

(**) Incluye porciones limítrofes de Alava, Logroño y Soria.

Excluyendo Galicia de los cálculos, en el área de montaña de máxima intensidad de daños, éstos alcanzarían unos 70 millones y medio de pesetas, es decir, el 77 % de los daños totales del país. Teniendo en cuenta que en esta zona se concentran sólo el 20,6 % de los lobos, podemos apreciar la desproporción a que hemos aludido. En estas áreas de montaña, cada lobo (calculando 280 individuos) vendría a costar por término medio unas 250.000 pesetas al año, mientras que en el resto del país, cada lobo (en total, 1.078) costaría de media unas 20.400 pesetas. En las zonas de máxima densidad de Castilla-León, cada lobo costaría solamente entre 10.000 y 15.000 pesetas (véase capítulo 4): quizá por esta razón los lobos alcanzan tan elevadas densidades. En Galicia, aceptando la valoración del ganado realizada por Bárcena (este volumen), cada lobo (700) costaría unas 43.000 pesetas. Aun admitiendo que nuestras cifras pueden tener un error considerable, las diferencias que aquí se muestran son impresionantes. Por otra parte, esta desproporción entre los daños causados por el lobo en zonas de montaña y en otras áreas se repite de forma significativamente similar considerando los datos a escala nacional, regional o provincial (véase capítulo 4).

La razón por la cual los daños son mucho más altos en las áreas de montaña parece clara: la superior accesibilidad del ganado en régimen extensivo con respecto al que se maneja en régimen de pastoreo (además de la mayor abundancia de vacuno y equino, mucho más caro que el lanar). Hay que destacar que un gran porcentaje de la Cordillera Cantábrica y el Sistema Ibérico están ocupados por Reservas Nacionales de Caza, donde existen elevadas densidades de ungulados silvestres. Esto no hace descender notablemente los ataques al ganado, que es mucho más fácil de capturar que la caza mayor. Por tanto, la única forma de disminuir los daños parece ser la vigilancia del ganado por parte del hombre.

Las cifras que hemos dado tienen escaso valor si no hacemos un esfuerzo por comprender el significado que tienen para los ganaderos. En la mayoría de los lugares donde el ganado está en régimen de pastoreo en general, fuera de las montañas-, los daños suelen consistir en ovejas sueltas, muchas de las cuales están rezagadas por estar enfermas o ser viejas, con lo que el lobo se comportaría en muchos casos como un carroñero anticipado. Sin embargo, en zonas de ganadería extensiva -en general, áreas

de montaña-, se suelen producir lobadas, con la consiguiente concentración de daños sobre el mismo propietario, lo cual puede resultar muy gravoso para sus economías. A este respecto, Tellería y Sáez-Royuela (1989) constatan que de 78 ataques realizados por los lobos en la Reserva Nacional de Caza «Sierra de la Demanda», el número medio de ovejas muertas por ataque fue de 7,6.

El único país de características similares de donde tenemos datos sobre daños al ganado es Italia, donde los 250 lobos existentes causan pérdidas por valor de unos 800.000 dólares anuales (L. Boitani, com. pers, 1989). Esto significa que cada lobo italiano sería, por término medio, unas 6,4 veces más gravoso que cada lobo español.

Para situar en su justo nivel la problemática del lobo europeo, podemos decir que los 50.000 lobos canadienses (Carbyn, 1988) causan unos daños máximos a la ganadería de unos 200.000 dólares anuales (Gunson, en Carbyn, 1983b).

7.5. MORTALIDAD CAUSADA POR EL HOMBRE

El lobo en España está sometido a una alta mortalidad causada por el hombre. En la tabla 3 se especifica la información existente sobre lobos muertos por el hombre en el período de un año (1987, excepto en Galicia) y las principales causas de mortalidad.

Durante 1987, hemos tenido conocimiento de 309 lobos muertos en España (la provincia de Asturias no ha sido incluida, por no tener información concreta referida a dicho año). Creemos que el número real de lobos muertos por el hombre puede ser muy superior. Si estimamos que en la temporada de caza se mata a tiros el 19 % de la población existente en dicho periodo (Tellería y Sáez-Royuela, 1989), y que esta causa supone sólo el 60 % de la mortalidad causada por el hombre -de acuerdo con los datos de la tabla 4-, obtenemos una cifra de 550 lobos muertos anualmente. Esta estimación da resultados mínimos, pues se asume que todas las muertes causadas por armas de fuego tienen lugar en la temporada de caza y, además, se aplica el porcentaje correspondiente a las demás causas de mortalidad -incluyendo la recogida de camadas- a la población existente a mediados del ciclo anual.

TABLA 4
MORTALIDAD CAUSADA POR EL HOMBRE

	n	N	CAUSAS (%)					
			Ti	Tr	A	C	V	O
La Coruña	33	36	97.2	--	--	--	2.8	--
Lugo	35	37	86.5	8.1	--	--	5.4	--
Orense	36	38	36.8	44.7	13.2	--	5.3	--
Pontevedra	4	3	66.6	--	--	--	33.3	--
Asturias	6	57	36.8	21.0	1.8	35.1	5.3	--
Cantabria	16	16	87.5	6.3	6.3	--	--	--
Lueón	49	104	17.9	8.7	1.9	61.5	--	--
Zamora	50	84	98.3	2.4	5.9	--	--	2.4
Palencia	17	17	35.3	5.9	5.9	47.1	--	5.9
Valladolid	10	30	66.7	6.7	10.0	10.0	3.3	3.3
Burgos	29	28	75.0	3.6	10.7	--	10.7	--
Alava	2	2	100.0	--	--	--	--	--
La Rioja	5	5	80.0	--	20.0	--	--	--
Soria	8	8	100.0	--	--	--	--	--
Salamanca	3	3	100.0	--	--	--	--	--
Segovia	1	3	66.7	--	33.3	--	--	--
Extremadura	3	5	60.0	20.0	--	--	20.0	--
Ciudad Real	6	15	20.0	40.0	--	33.3	6.7	--
Andalucía	1	12	91.7	8.3	--	--	--	--
TOTAL	309	503	60.0	11.5	--	19.7	3.0	1.2

N: Lobos muertos de que se ha tenido conocimiento en el año 1987 (en Galicia se ha elegido desde julio de 1987 a junio de 1988)

N: Lobos muertos por causa conocida en los últimos años.

Ti: Porcentaje de N muertos a tiros.

Tr: Porcentaje de N muertos con trampas (lazos y cepos)

A: Porcentaje de N muertos atropellados.

C: Porcentaje de N capturados de cachorros en la madriguera.

V: Porcentaje de N envenenados.

O: Porcentaje de N muertos por otras causas.

Por otra parte, Reig *et al.* (en prensa), con datos recogidos en una pequeña área de Burgos, estiman que la mortalidad causada por el hombre afecta al 25 % de la población existente tras los partos. Si generalizáramos estos datos a toda España, obtendríamos una cifra de unos 750 lobos muertos anualmente por el hombre.

En la tabla 4 se recogen las causas de mortalidad en los casos conocidos en los últimos -generalmente tres- años. De acuerdo con estos datos, los lobos se matan a tiros en la mayoría de las ocasiones, siguiendo en importancia la recogida de camadas y las trampas. El veneno supone sólo un 3 % de los casos conocidos, un porcentaje menor al de los atropellos. Sin embargo, hay que considerar que la metodología empleada para obtener los datos -las entrevistas personales- puede haber seleccionado las causas legales con respecto a las ilegales. Por tanto, es posible que los métodos más «sucios» tengan mayor importancia en la realidad que en los resultados que aquí exponemos.

7.6. LAS POBLACIONES ECOLOGICAS DEL LOBO EN ESPAÑA

Valverde (1971), en un artículo pionero, definía tres grupos ecológicos o poblaciones ecológicas de lobo en España: la castellano-leonesa, la galaica y la andaluza. Grande del Brío (1984) distinguió 7 poblaciones o zonas loberas en la Península. En la actualidad, dada la distribución continua del lobo en la mayor parte de su área de distribución y el cambio que han manifestado muchos ecosistemas españoles, tales clasificaciones merecen ser revisadas.

Estrictamente hablando, una población se define por su aislamiento en cuanto a la reproducción. En este sentido, en el norte de España habría una sola población -el núcleo de Gata podría tener un alto grado de aislamiento, pero no parece total-, ya que el área de distribución es continua, existiendo comunicación entre sus individuos. La situación de los lobos extremeños parece ser similar a los de Gata. Sin embargo, los lobos de Sierra Morena sí parecen estar totalmente aislados de los del resto de la Península.

Si consideramos las distintas características ecológicas del lobo y, sobre todo, su relación con el hombre (véase Reig *et al.*, en prensa), podemos hacer una clasificación muy amplia del área de distribución del animal. Dada la versatilidad de la especie y la parcelación de la mayoría de los medios ibéricos -que hace difícil encontrar grandes áreas homogéneas-, tenemos que aceptar que tal división se basa en gruesas generalizaciones y es, inevitablemente, subjetiva.

En España, podríamos, a grandes rasgos, distinguir cinco medios diferenciados.

1. Áreas antropógenas. En gran parte de Galicia, el lobo prospera en un medio altamente humanizado, con gran escasez de presas salvajes, constituyendo el ganado doméstico y los desperdicios de instalaciones pecuarias la base de su dieta (Bárcena, 1979). Estas circunstancias se reproducen localmente a lo largo de toda su área de distribución donde el medio está altamente transformado, sobre todo, quizás, en el noroeste asturiano. En estas áreas humanizadas, el lobo puede alcanzar altas densidades. El patrón que hemos descrito se reproduce en la mayor parte de Italia (Boitani, 1982) y Portugal (Lyle, 1988).

2. La montaña. Representada fundamentalmente por toda la Cordillera Cantábrica, incluyendo la parte más oriental de Galicia. Aquí, el lobo -que no suele alcanzar densidades muy elevadas- compagina la caza de herbívoros salvajes con la de ganado doméstico. Teniendo en cuenta que gran parte de la Cordillera Cantábrica incluye Reservas Nacionales de Caza, los ungulados silvestres suelen ser abundantes. Sin embargo, esta zona es la que presenta -como hemos visto los daños más cuantiosos al ganado. Por esta razón, el lobo alcanza su máximo grado de impopularidad.

3. Zonas de presierra en Castilla-León. Se trata de una amplia franja -poco definida- que se extendería en dirección este-oeste entre la Cordillera Cantábrica y la llanura cerealista propiamente dicha. Ocupa gran parte del tercio norte de León, Palencia y Burgos, incluyendo zonas de piedemonte del Sistema Ibérico septentrional y otras sierras bajas con un paisaje intermedio entre la montaña propiamente dicha y las llanuras cultivadas de cereal (parte del Bierzo, la Maragatería y la Cabrera, en León; cuadrante noroccidental de Zamora).

En esta zona, coincide la presencia de varios tipos de recursos que permiten a los lobos alcanzar las máximas densidades. Las especies de caza mayor han aumentado mucho en los últimos años; existe una importante actividad ganadera, de la que se benefician los lobos, fundamentalmente por las carroñas del ganado muerto por causas naturales, que son abandonadas en el campo; los basureros ayudan a complementar la dieta del cánido (Tellería y Sáez-Royuela, 1989). En esta amplia zona, el régimen de pastoreo hace al ganado poco accesible, evitando los daños elevados. La relación abundancia de lobos/daños a la ganadería es máxima; la especie pasa, en gran medida, desapercibida y su nivel de impopularidad es mínimo. Por estos motivos, en el área de distribución ibérica de la especie, esta franja debe considerarse óptima.

4. Llanura cerealista. Ocupa la parte meridional de su área de distribución en la mitad norte de España. Aquí los lobos se distribuyen de forma irregular, ocupando montes residuales de quercineas -generalmente, privados- o pinares de repoblación. Más raramente llegan a criar en zonas totalmente desarboladas, entre los cereales. En general, no alcanzan grandes densidades, aunque sí pueden ser localmente abundantes. Los recursos tróficos disponibles para el lobo son los mismos que en el área anterior, con la diferencia fundamental de las especies de caza. La caza mayor es mucho menos abundante, estando restringida al jabalí, ya que el corzo es casi inexistente. Sin embargo, el conejo suele ser más abundante que en la zona de presierra, desempeñando un papel importante en la dieta del lobo (Barrientos, 1989). La presión sobre el ganado doméstico -considerando el censo ganadero- es mínima. Sin embargo, a causa de la distribución irregular del lobo, los daños a veces se concentran en puntos localizados y, en ocasiones, afectan a reses vacunas de gran valor económico que se crían en fincas privadas, por lo que a menudo existen en la llanura cerealista puntos conflictivos.

5. Sierra de San Pedro y Sierra Morena. Los lobos de estas regiones, al vivir en extensas fincas privadas dedicadas a la explotación de la caza mayor, se diferencian de los del resto de España y se asemejan muchísimo entre sí. La dieta de estos animales podría estar formada casi exclusivamente por ungulados silvestres, sobre todo venados, y los daños al ganado son mínimos. Pero, desgraciadamente, la caza mayor de estas fincas es un ganado muy caro, de ahí que el perjuicio económico que se atribuye a estos lobos les haya llevado al borde de la extinción. Es paradójico que estos animales, que podrían considerarse los más «puros» desde un punto de vista ecológico, sean despiadadamente perseguidos por cumplir en la naturaleza el papel que todos estamos de acuerdo que deben desempeñar los lobos: seleccionar y hacer evolucionar a los herbívoros salvajes.

7.7. OTRAS CONSIDERACIONES SOBRE LA PROBLEMÁTICA DEL LOBO

De cara a su conservación, los principales problemas que plantea el lobo en su relación con el hombre en la mitad septentrional de España están relacionados con los daños que causa a la ganadería. En la mitad meridional, se le atribuye una incidencia negativa sobre especies cinegéticas que producen una alta rentabilidad económica. En ambos casos, las consecuencias se traducen en la caza ilegal de la especie, actividad que en la mitad norte de España no amenaza su supervivencia, mientras que en la mitad sur sí lo hace.

Ya que estos temas han sido suficientemente tratados, nos centraremos en este apartado en otro tipo de problemática: el papel nocivo de los perros errantes y asilvestrados, la hibridación entre perros y lobos, los aspectos genéticos de su conservación y la supuesta peligrosidad de la especie para el hombre.

7.7.1. Perros errantes y asilvestrados

Desde un punto de vista estricto, podemos considerar perros asilvestrados a los que no tienen dueño, crían en el campo, viven generalmente en manadas incidiendo sobre la caza y los animales domésticos y temen al hombre. Además de los asilvestrados, muchos otros perros procedentes de pueblos, caseríos y pastores se mueven en libertad por el campo, cazando y atacando ocasionalmente al ganado. En la práctica, resulta difícil y de escasa utilidad distinguir entre los distintos tipos de perros, ya que sus correrías se manifiestan igualmente en daños a la caza y al ganado.

El problema de los perros errantes y asilvestrados es mayor en los países mediterráneos, donde el clima benigno y diversas circunstancias sociales facilitan su proliferación. La presencia nociva de perros asilvestrados ha sido constatada en Portugal (Fonseca, 1982; Van Haaften, 1982) y se ha estudiado con cierto detenimiento en Italia. Boitani (1983) estima que de los 3,5 millones de perros existentes en Italia, unos 850.000 andan más o menos libremente por el campo y, de éstos, 80.000 son asilvestrados. Este autor calcula que en las áreas con una densidad media de 1 lobo/100 km² existen 150-310 perros sueltos y 24-82 perros asilvestrados/100 km². Los perros asilvestrados compiten con los lobos por el alimento y el espacio, limitando los movimientos de los jóvenes y los ejemplares solitarios cuando aquéllos forman manadas de 20-25 individuos. Aunque es probable que en España las densidades de perros asilvestrados no sean tan altas como en Italia, los datos de Boitani nos permiten comprender la magnitud del problema.

Bibikow (1988: 159) aporta datos recogidos en la URSS que parecen demostrar que la presencia de lobos limita la existencia de perros asilvestrados. Nosotros hemos intentado comprobar esta presunta incompatibilidad mediante encuestas enviadas a la guardería de Castilla-León. En ellas se preguntaba por la presencia de perros asilvestrados (considerando «asilvestrados» a los que se ajustan a la definición que hemos dado más arriba) en los municipios controlados por los encuestados. El 9,8 % de los encuestados que vivían en el área de distribución del lobo ($n=213$) habían detectado la presencia de perros asilvestrados, mientras que en las localidades sin lobos este porcentaje subió al 38,0 % ($n=149$). Las diferencias son altamente significativas ($G=21,71$; $g.1.=1$; $p < 0,001$). Estos resultados permiten afirmar sin correr grandes riesgos que, en términos generales, donde hay lobos existen menos perros asilvestrados. Teniendo en cuenta las grandes similitudes en cuanto a comportamiento (Boitani, 1983), no es descabellado pensar que al desaparecer los primeros, su nicho ecológico podría ser ocupado más fácilmente por los segundos, con lo que el impacto negativo sobre la caza y la cabaña ganadera pasarían a realizarlo -parcial o totalmente- los perros en vez de los lobos. Creemos que los datos que se aportan en este apartado son de gran importancia para modificar las actitudes de los que se oponen a la conservación del lobo basándose en criterios económicos.

En cualquier caso, el problema de los perros asilvestrados no debe hacernos olvidar la incidencia sobre el ganado y la caza -que, presumiblemente, es muy considerable- de los perros libres o errantes, es decir, los que, teniendo dueño, campean ocasional o habitualmente sin control. Las campañas de educación junto con la penalización de los propietarios irresponsables pueden ayudar a mitigar este problema, que en cualquier caso, tiene difícil solución, ya que, mientras sea un animal de compañía, siempre habrá perros en el campo.

7.7.2. Hibridación de lobos y perros

Las especies del género *Canis* muestran una gran tendencia a hibridarse entre sí produciendo descendientes fértiles, hecho que puede estar propiciado por la baja tasa de especiación existente dentro del género, como sugiere el hecho de que todas las especies de *Canis* cuyo cariotipo ha sido estudiado tengan el mismo número de cromosomas ($2N=78$; Theberge, 1983). En estas condiciones, los cambios inducidos por acciones antropógenas pueden tener consecuencias impredecibles, como se ha constatado en América del Norte. Los lobos americanos y el coyote (*Canis latrans*) han evolucionado en alopatría; la gran expansión que ha experimentado el coyote durante el último siglo y medio -favorecida por las modificaciones del medio- le ha permitido hibridarse de forma generalizada con los últimos ejemplares de lobo rojo (*Canis rufus*) supervivientes en el sureste de los Estados Unidos, hasta el punto de que actualmente se considera que esta especie sólo existe ya en cautividad (Carbyn, 1988). Por otra parte, la hibridación generalizada del coyote con el lobo común (*Canis lupus*) ha originado dos nuevas formas geográficas de cánidos: el lobo tipo «Tweed» de Ontario (Kolenosky y Standfield, 1975) y el «coy-dog» de Nueva Inglaterra (Schmitz y Kolenosky, 1985).

Los lobos se hibridan ocasionalmente con perros cuando aquéllos están en densidades muy bajas (normalmente, perro con loba: Boitani, 1983, Bibikow, 1988). Esta polución genética puede haberse producido desde siempre en España, donde los lobos han convivido históricamente con perros. A largo plazo, estos cruces esporádicos aparentemente no afectan a la población salvaje de lobos, que sería capaz de absorber las hibridaciones en un período muy corto (Boitani, 1982). El problema se produce cuando estos procesos de hibridación se generalizan.

En España, se ha corrido la voz de que los lobos se encuentran cada vez más bastardeados con perros; esta opinión se ha consolidado en los ambientes zoológicos nacionales e internacionales. Sin embargo, las evidencias existentes no apoyan esta suposición. Entre todos los autores de los distintos capítulos de este libro hemos examinado personalmente alrededor de 600 cadáveres de lobo durante la última década sin obtener pruebas concluyentes de la existencia de hibridaciones. No obstante, existen tres ejemplares colectados en la provincia de Valladolid que presentan rasgos extraños, aunque no hemos sido capaces de decidir si son el producto de un cruce o se deben a la variabilidad natural de la especie. Por otra parte, García-Gaona *et al.* (este volumen) aluden a dos posibles casos de hibridación en Asturias, aunque ninguno de los autores ha observado personalmente los cadáveres, y las fotografías no resultan suficientemente ilustrativas.

A principios de la década de los setenta, se mataron en la Sierra de San Pedro (Extremadura) varios ejemplares híbridos (véase Valverde e Hidalgo, 1979), cuyos restos se conservan en la Estación Biológica de Doñana (Sevilla). Estos individuos se colectaron en una época en la que el lobo estaba prácticamente extinguido en aquella región. Por lo poco que sabemos sobre los procesos de hibridación entre lobos y perros (Boitani, 1982, 1983; Bibikow, 1988), suponemos que éstos tienen lugar cuando los lobos se encuentran en bajísimas densidades y no son capaces de encontrar pareja de su propia especie, por lo que, en realidad, constituirían una fase previa a la extinción de la especie. Si admitimos este razonamiento es lógico pensar que el peligro de que actualmente se produzcan procesos generalizados de hibridación en la mitad norte de España es mínimo. Sin embargo, el riesgo existente en los núcleos de Extremadura y Sierra Morena puede ser superior.

En este sentido, de cara a la gestión de la especie, hay que subrayar que siempre será preferible mantener poblaciones interconectadas y densas a tener numerosos núcleos pequeños y aislados.

7.7.3. Consideraciones genéticas sobre la conservación del lobo

En la década de los ochenta se han popularizado algunos conceptos genéticos aplicados a la conservación, como el de la «mínima población viable». Estas teorías deben ser tenidas en consideración a la hora de planificar la gestión de cualquier especie, pero, dada su base especulativa, su aplicación «ciega» a casos reales podría resultar muy negativa (Frankel y Soulé, 1981).

La mínima población de lobos que asegure su viabilidad genética a corto plazo se ha estimado en 100-500 ejemplares, que deberían extenderse por un área continua de 12.000-60.000 km² (según Soulé, 1980, 1982) o de 39.000-78.000 km² (según Frankel y Soulé, 1981). Otros trabajos más profundos sobre la conservación genética del lobo -aunque no dejan de ser especulativos han sido realizados por Theberge (1983), Shields (1983) y Boitani (1984), a los que remitimos al lector interesado en este tema.

Boitani (1984) estima que, en el caso concreto de una población de lobos sometida a una intensa presión de caza como ocurre en Italia y en España-, el tamaño de la población efectiva» (N_e) es 4 ó 5 veces menor que el de la población total (N). Dado que, para asegurar la supervivencia y la continuidad del potencial evolutivo a largo plazo, $N_e=500$ (Franklin, 1980), la población total no debería ser inferior a 2.000 ejemplares.

La población lobuna de la mitad septentrional de nuestro país, que contaría con 1.400-1.950 ejemplares a los que habría que añadir un centenar más de lobos portugueses distribuidos por un área continua, está por encima de la mínima población que presumiblemente asegura su viabilidad genética a corto plazo, y cerca de la mínima población que asegura la continuidad de su potencial evolutivo a largo plazo. Pero, ¿qué se debe hacer con las pequeñas poblaciones parcial o totalmente aisladas de Extremadura y Sierra Morena?

Theberge (1983), asumiendo los postulados clásicos de la genética de la conservación, se muestra partidario de un manejo que ponga en contacto a individuos de poblaciones aisladas para permitir el flujo genético. Shields (1983), apoyándose también en una sólida base teórica, da una interpretación alternativa, poniendo en duda la afirmación clásica de que «es obvio que el conservacionista debe considerar la endogamia como anatema» (Soulé, 1980). Shields, refiriéndose a especies filopátricas - entre las cuales incluye al lobo-, subraya la importancia de conservar el alto valor adaptativo de poblaciones con baja variabilidad genética cuando ésta conlleva una gran aptitud mantenida por homocigosis favorable. Insiste, además, en que tales especies sufren la depresión ligada a la fuerte endogamia con una intensidad muy inferior a la de las especies que no son habitualmente consanguíneas, ya que aquéllas acumulan los recesivos deletéreos con mucha menor frecuencia que éstas. Sin embargo, coincide con los demás autores en que un flujo genético moderado podría ser positivo para la conservación de poblaciones absolutamente aisladas, siempre que se introdujeran individuos lo más cercanos posible a los que se pretende favorecer.

7.7.4. El lobo como peligro para el ser humano

El lobo ha sido considerado tradicionalmente como una especie peligrosa para el hombre, hasta que la divulgación de los trabajos científicos ha logrado dismantelar este mito. Sin embargo, en las décadas de los sesenta y los setenta, se han producido al menos dos muertes de niños en Galicia, cuyo causante parece haber sido el lobo (Valverde e Hidalgo, 1979). La fascinación morbosa que producen los sucesos de este tipo ha sido responsable de que estos hechos se hayan divulgado ampliamente. Teniendo en cuenta que el lobo vive en Europa en estrecho contacto con el hombre y que los casos comprobados de ataques a personas son escasísimos, se puede concluir que la muerte de seres humanos -sobre todo de niños (véase también Shahi, 1983) por lobos es una amenaza absolutamente remota, pero existe. Como sugiere Delibes (1989), se debería admitir este riesgo y reconocer, a pesar de todo, el derecho de la especie a vivir.

7.8. EL LOBO ESPAÑOL EN EL CONTEXTO EUROPEO

En España se han descrito dos subespecies de lobo: *Canis lupus deitanus* Cabrera, 1907, y *C. l. signatus* Cabrera, 1907. La primera de ellas se considera extinguida, mientras que la segunda sería el lobo actual de la Península Ibérica.

La subespecie *C. l. deitanus* fue descrita sobre dos ejemplares vivos, recién capturados en Moratalla (Murcia), que se encontraban cautivos en el zoo del Retiro de Madrid. De acuerdo con Cabrera (1907), estos animales se diferenciaban por ser «una forma pequeña, de aspecto chacaloide y coloración más brillante que la de los lobos del Norte». Ya que los ejemplares se encontraban vivos, Cabrera (1914) afirma: «no he podido observar los caracteres craneanos y dentarios, ni tampoco tomar medidas exactas». Lo cierto es que no se conserva ningún resto de estos ejemplares, ni posteriormente se han recogido individuos que puedan ser asignados a esta subespecie. Por otra parte -como hace notar Garzón (1974)-, es ilógico pensar que, en una época en la que el lobo estaba ampliamente extendido por la mayor parte de la Península, se haya producido en Murcia un aislamiento suficiente como para originar una subespecie distinta. Por todas estas razones, nosotros estamos de acuerdo con Garzón en que *C. l. deitanus* no ha existido nunca.

La subespecie *C. l. signatus* se encuentra generalmente aceptada en los ambientes zoológicos nacionales. Sin embargo, Pocock (1935), que ha realizado el estudio más reconocido sobre la taxonomía del lobo en Eurasia, agrupa a la mayoría de las subespecies europeas -incluyendo *C. l. signatus* y *C. l. italicus*- en la subespecie nominal, *C. l. lupus* L., 1758. Posteriormente, Mech (1970: 353) considera que Pocock «dio buenos argumentos» para realizar esta clasificación. Tampoco Bibikow (1988) reconoce la validez de nuestra subespecie.

En cualquier caso, se acepten o no estas subespecies, cada población aislada de las penínsulas europeas está indudablemente adaptada a su hábitat desde el punto de vista genético, y su conservación es un imperativo (Delibes, 1989). Sin embargo, no está de más hacer un breve repaso de la situación del lobo en Europa para ver qué lugar ocupa el lobo español en el ámbito continental.

En la tabla 5 presentamos las cifras aproximadas de los ejemplares existentes en Europa. Carecemos de datos sobre Albania, donde suponemos que podría haber unos pocos centenares de lobos. Los datos referentes a Rumania, Yugoslavia y Grecia son especulativos.

En primer lugar, hay que resaltar que la población española forma parte de la población ibérica, ya que el área de distribución de la especie en Portugal se encuentra conectada con las provincias del noroeste español. Sin embargo, teniendo en cuenta que los lobos portugueses deben de representar poco más del 5 % de la población ibérica total -un porcentaje probablemente menor que el margen de error de nuestros resultados-, en la práctica, referirse a la población ibérica o a la española viene a resultar muy parecido.

Como vemos en la tabla 5, en España se encuentra aproximadamente el 80 % de

los lobos de la Europa occidental. Por otro lado, a parte de la URSS europea -y, probablemente, de Yugoslavia y Rumania-, España es el país con la mayor población de toda Europa. Estos datos nos pueden dar una idea de la responsabilidad internacional que tiene nuestro país en cuanto a la conservación de la especie.

TABLA 5
POBLACION APROXIMADA DE LOBOS EN EUROPA

Portugal (1988)	100-120	(Lyle, 1988)
España (1988)	1.500-2.00	(Este estudio)
Italia (1989)	200-300	(Boitani, com, pers., 1989)
Yugoslavia (1982)	2.000-4.000	(Mech, 1982) (*)
Albania	¿	--
Grecia (1989)	500-1.000	(**)
Bulgaria (1989)	100-200	(Genov, 1989) (***)
Rumanía (1982)	2.000-3.000	(Mech, 1982) (*)
Suecia-Nuruega (1989)	10	(Bjarvall, vom, pers., 1989)
Finlandia (1984)	300	(Nyholm, 1985)
Polonia (1987)	1.000	(Bobek <i>et al.</i> , en prensa)
Checoslovaquia (1982)	130-150	(Voskár, 1983)
URSS europea (1977)	7.000	(Bibikow <i>et al.</i> , 1983)

(*) Estimaciones basadas en datos insuficientes.

(**) Cifra estimada por el Grupo de Expertos sobre el Lobo, Estrasburgo, 1989.

(***) Se refiere a lobos cazados. El tamaño de la población podría ser entre 2 y 4 veces mayor.

A título de curiosidad, podemos decir que las mayores poblaciones del mundo se encuentran en la URSS (unos 67.000 ejemplares: Bibikow *et al.*, 1983) y en Canadá (unos 50.000: Carbyn, 1988). Aunque carecemos de datos sobre la mayor parte de los países asiáticos, podemos aventurar para todo el mundo una cifra mínima de 150.000 lobos.

7.9. SOBRE LA GESTION DEL LOBO EN ESPAÑA

España ratificó el «Convenio relativo a la conservación de la vida silvestre y del medio natural en Europa» (el «Convenio de Berna») el 13 de mayo de 1986, haciendo una reserva de acuerdo con la cual el lobo pasaba desde el anejo II (el de «Especies de fauna estrictamente protegidas»), en el que se encontraba originalmente, al anejo III (el de «Especies de fauna protegidas»). El artículo 7, párrafo 2, dice textualmente: «Cualquier explotación de la fauna silvestre enumerada en el anejo III se regulará de tal forma que mantenga la existencia de esas poblaciones fuera de peligro».

En cuanto a la legislación nacional, el Real Decreto 1.095/ 1989, de 8 de septiembre, incluye al lobo en el anejo III, el de las «especies que pueden ser objeto de caza y pesca si se autoriza expresamente por las Comunidades Autónomas», en cuyas manos se encuentran las competencias relativas a la gestión del lobo.

De las nueve comunidades autónomas que cuentan con la presencia habitual del cánido, en dos (Extremadura y Andalucía) la especie se encuentra protegida. En las restantes está considerada como especie cinegética; no obstante, en Castilla-La Mancha, su caza fue vedada indefinidamente en 1987.

En cuanto a las indemnizaciones por daños, entre marzo de 1986 y febrero de 1987, las distintas administraciones pagaron 31 millones y medio de pesetas, es decir, la cuarta parte de los daños totales estimados. De esta cifra, más del 60 % correspondió a la Administración asturiana.

Cuatro comunidades muestran una política generosa, pagando todos (Andalucía y La Rioja) o gran parte (Asturias y Cantabria) de los daños producidos por el lobo. En las dos últimas comunidades, las indemnizaciones se pagan con un retraso medio de un mes. En otras cuatro comunidades, la política de indemnizaciones es insuficiente o no existe. En Castilla-León se indemniza aproximadamente un 14 % del total de los daños, con un retraso medio de un año. En Galicia, se paga -desde 1989- menos del 1 % de los daños estimados, con un retraso de años (1). (1) Estando este libro en imprenta (septiembre de 1990) hemos sabido que el Gobierno gallego tiene la intención de extender el pago de daños a toda la Comunidad. De confirmarse esta noticia, la gestión del lobo en Galicia experimentaría una mejora radical.

En Castilla-La Mancha y en el País Vasco no se indemniza ningún daño. En Extremadura, por fin, los lobos apenas provocan pérdidas a la ganadería.

Tras la reunión de especialistas sobre el lobo celebrada en Estrasburgo en junio de 1989, el Comité Permanente del Convenio de Berna redactó una serie de recomendaciones a los países contratantes, la primera de las cuales se refiere a la necesidad de gestionar la especie de acuerdo con un plan de manejo. Por otra parte, se recomienda específicamente a España y Portugal elaborar en común, en el marco del Convenio, un plan de gestión del lobo ibérico.

Ya que en España la competencia en cuanto a la gestión de las especies se encuentra en manos de las comunidades autónomas, en la práctica, un plan de gestión nacional del lobo sería el resultante de la suma de los planes de gestión de cada una de éstas. Tal circunstancia no contribuye a facilitar la ya de por sí difícil tarea de encontrar soluciones globales a los problemas que plantea esta especie particularmente conflictiva y con unos requerimientos espaciales muy amplios.

La gestión del lobo se enfrenta con un problema de orden político. Las pasiones desmedidas y enfrentadas que provoca el cánido, tanto a favor -en el caso del sector ecologista- como en contra -capitalizadas por los ganaderos-, hacen que cualquier medida relativa a la especie cuente con la oposición de uno de estos sectores o, lo que es más común, de ambos. En muchas ocasiones se tiende a rehuir la toma de decisiones en relación con el lobo para evitar la impopularidad que, casi inevitablemente, éstas traen consigo.

A continuación, discutimos una serie de consideraciones, que en nuestra opinión, deberían ser tenidas en cuenta a la hora de planificar la conservación de la especie. En primer lugar, hay que tener en cuenta que la situación del lobo en la mitad sur de España es muy diferente a la de la mitad norte. En Extremadura, Castilla-La Mancha y Andalucía, los planes de gestión deberían ser, de hecho, planes de recuperación, cuyo objetivo sería el de aumentar los efectivos de estas poblaciones hasta el punto de alejar de ellas la amenaza de la extinción. En la mitad septentrional, la gestión del lobo que muchas veces incluye medidas de control- debería basarse en un seguimiento riguroso de su status, para asegurarse de que las actividades cinegéticas y de control no provoquen una disminución significativa de las poblaciones, como exige el Convenio de Berna.

Cualquier plan de gestión debería considerar a la especie como parte integrante de los ecosistemas naturales; por tanto, su conservación no puede restringirse al interior de la red de espacios protegidos. Por una parte, en Europa no existen espacios de este tipo suficientemente amplios como para albergar una población viable de lobos (Franklin y Soulé, 1982). De otro lado, la idea de limitar la fauna a los espacios protegidos representa una visión trasnochada de la Conservación. De cualquier modo, se debería prestar especial cuidado en evitar la fragmentación o el aislamiento de las poblaciones. Este es el primer paso en el proceso de extinción de cualquier especie y, en el caso concreto del lobo, incremento el peligro de hibridación con perros.

Dado que el lobo está considerado como especie de caza en la mayoría de las comunidades autónomas, podría considerarse la posibilidad de compatibilizar, en la medida de lo posible, el control de las poblaciones con su máxima rentabilización cinegética. Si el dinero obtenido revirtiera en los habitantes locales, podría mejorar su actitud hacia el cánido. La rentabilización cinegética del lobo presenta problemas derivados de la dificultad de su caza. Sin embargo, en las Reservas Nacionales de Caza dotadas de una guardería competente o en otros puntos favorables, sería posible implantar esta medida, que debería ir precedida de un severo control de la caza ilegal.

Creemos que es fundamental extender el pago de las indemnizaciones por daños hasta cubrir la totalidad del área de distribución del lobo. Por una parte, se trata de una cuestión de justicia social: resulta inaceptable que el peso económico de la conservación del lobo recaiga sobre los ganaderos. Por otra parte, el pago de indemnizaciones legitimaría moralmente la represión de la caza ilegal. Sobre esta

cuestión se hace la vista gorda, hasta el punto de que no conocemos un solo caso de denuncia por caza furtiva de lobos, a pesar de ser éste un hecho generalizado. Es evidente que, mientras no se paguen indemnizaciones, no resulta justificable desde un punto de vista ético perseguir a ganaderos que pueden haber sufrido pérdidas cuantiosas; por otra parte, sin un control riguroso de la caza ilegal es ilusorio tratar de llevar a la práctica eficazmente un plan de gestión de la especie.

Existen varios métodos para indemnizar las pérdidas a la ganadería. Uno de ellos es el pago directo del valor del ganado, es decir, el método que tradicionalmente se utiliza. Presenta el inconveniente de que suele fomentar la picaresca y podría inducir a los ganaderos a relajar sus medidas de vigilancia.

Otro método es la indemnización a priori, es decir, el pago de subvenciones a los ganaderos que vivan en zona de lobos. De esta forma, saldrían más beneficiados los propietarios que más se preocuparan de proteger su ganado. El principal inconveniente es que la cantidad que recibiría cada ganadero sería muy pequeña, y no eliminaría la indignación de los afectados por grandes lobadas o incluso por pérdidas de mediana cuantía. Por otra parte, hay que considerar que una de las formas más eficaces de proteger el ganado del lobo es fomentar la desaparición de éste, por lo que este método podría resultar poco beneficioso para la especie.

Otra forma de indemnización es la implantación de un seguro ganadero que asuma las pérdidas causadas por lobos o por otras causas. Este método tiene la ventaja de que evitaría los conflictos que suelen tener los expedientes de daños (¿han sido lobos o perros?, ¿el ganado ha sido matado por el lobo o ha sido devorado después de estar ya muerto?). Sin embargo tiene un problema de orden económico. Considerando que la agencia de seguros debería ganar dinero en las operaciones, la cantidad que habría que pagar mediante este sistema sería muy superior a la del primer método. Por otra parte, sería difícil de poner en marcha y tampoco estimularla a los propietarios a cuidar su ganado.

Hoy por hoy, nosotros nos inclinamos por la indemnización directa. Con todos sus inconvenientes, parece el método más barato, el más eficaz y el más fácil de aplicar. Si no se pone en práctica este método sencillo, resulta difícil pensar que se vayan a utilizar otros que pueden resultar verdaderamente complejos. El hecho indiscutible de que pueda aumentar la picaresca no es un argumento suficiente para rechazar este sistema. No obstante, conviene resaltar una cuestión importante. El pago de indemnizaciones conseguirá los objetivos que persigue en la medida de la rapidez con que se lleve a cabo. Las indemnizaciones que tardan meses (o años) en ser pagadas no sólo no acallan el odio contra el lobo, sino que fomentan la indignación contra la Administración.

Otro aspecto que se debe tener en cuenta es la actitud de la gente hacia el lobo. En general, la actitud de la población urbana es muy favorable, pero no ocurre lo mismo con la población rural. En las encuestas enviadas a la guardería de Castilla-León, se incluía la siguiente pregunta: «En general, ¿qué sentimientos tiene la gente del campo hacia el lobo en su zona?». Las respuestas posibles eran las siguientes: 1) «Creen que debe ser exterminado», 2) «Creen que hay que controlarlo para que haya pocos». 3) «Indiferente». 4) «Les gusta porque su presencia aumenta el interés de la zona (caza, turismo...)». De 273 encuestas contestadas, en el 50,5 % elegían la primera opción, en el 35,0 % la segunda y en el 12,0 % la tercera; nadie consideró la última respuesta. A pesar de que el lobo pasa inadvertido en gran parte de la Comunidad, los sentimientos negativos hacia la especie parecen evidentes. Si esta encuesta se hubiera realizado en Asturias, Cantabria o Galicia, los resultados, casi con seguridad, hubieran sido mucho más negativos. Desarrollar campañas de sensibilización dirigidas a las poblaciones rurales parece impensable si no se pagan previamente indemnizaciones por daños. Incluso en los casos más favorables, estas campañas deberían ser diseñadas y conducidas por sociólogos, para evitar obtener una respuesta opuesta a la deseada. Sin embargo, las campañas de sensibilización dirigidas a la población urbana sí podrían resultar eficaces, al crear un estado de opinión que impulsaría a los políticos a dedicar más dinero a estos temas, de forma que las agencias de conservación pudieran contar con los medios materiales suficientes para afrontar los problemas que se derivan de la conservación y gestión de la especie.

RESUMEN

En 1988 el área de distribución del lobo en España se extiende por unos 100.000 km², fundamentalmente en el cuadrante noroccidental del país. El lobo se distribuye de forma continua por la mayor parte de Galicia, la porción meridional de Asturias y Cantabria, la mitad septentrional de Castilla-León y algunas zonas de La Rioja y el País Vasco. Además, hay dos núcleos residuales y aislados en Extremadura y Sierra Morena.

En 1988 la población española de lobos se estimó en unos 1.500 ejemplares a principios de primavera - antes de los partos- y 2.000 a mediados del otoño. Estos resultados muestran una coincidencia muy notable con los obtenidos en censos locales realizados con diferente metodología. Casi el 90 % de la población española se encuentra en las Comunidades de Castilla-León (el 54,1 %) y Galicia (el 34 %). La densidad media en España oscila entre 1,5 y 2,0 lobos/100 km² (antes de los partos y a mitad del ciclo anual, respectivamente). Las mayores densidades locales se encuentran en un área situada al noroeste

de Zamora (5-7 lobos/100 km²) y en una zona que incluye porciones de las provincias de León, Palencia y Burgos (3,0-4,2 lobos/100 km²). Las densidades mínimas se encuentran en la llanura cerealista del centro de Castilla-León (0,4-0,6 lobos/100 km²).

La población de la mitad septentrional de España muestra una tendencia a aumentar, mientras que los núcleos de la mitad sur del país muestran una tendencia regresiva, encontrándose en peligro de extinción. La recuperación de la población septentrional parece ser consecuencia de la nueva conciencia conservacionista y del abandono del medio rural en grandes áreas del país. En la mitad sur de España, los lobos viven en grandes fincas privadas dedicadas a la explotación de la caza mayor, donde son muertos ilegalmente para prevenir daños a las especies cinegéticas.

En 1987 se recogieron datos de 309 lobos muertos por el hombre, pero se ha estimado que la cifra real podría oscilar entre 560 y 750. Entre las causas de mortalidad identificada destacan las armas de fuego (60,0 %) y la recogida de camadas (19,7 %). Se estima que la mayoría de los lobos se matan en España ilegalmente.

En 1987, los daños a la ganadería se evaluaron en unos 120 millones de pesetas. El 77% de los daños del país se producen en áreas de montaña -fundamentalmente en la Cordillera Cantábrica-, donde sólo se encuentra el 20,6% de los lobos. La desprotección del ganado en régimen extensivo, más que la falta de presas naturales, parece ser la principal causa de este hecho. En las áreas de máxima densidad de lobos, los daños a la ganadería son mínimos.

Se comenta la problemática relacionada con los perros asilvestrados, que aparecen con una frecuencia significativamente mayor fuera del área de distribución del lobo que dentro. No se han encontrado evidencias de hibridación generalizada entre lobos y perros, aunque no se puede descartar que este fenómeno se produzca de forma esporádica.

Se discuten algunos aspectos de la conservación genética de la especie, el status taxonómico del lobo ibérico y se evalúa la importancia de la población española en el contexto europeo, para acabar haciendo unas consideraciones sobre su conservación y gestión.

La gestión del lobo es competencia de las comunidades autónomas. En las comunidades de la mitad norte de España, el lobo es considerado como especie cinegética, mientras que en las de la mitad sur, es especie protegida o su caza está vedada indefinidamente. Se sugiere que la gestión se base en Planes de Manejo, que en la mitad norte de España podrían compatibilizar la conservación con la caza y el control de las poblaciones en caso de grandes daños. En la mitad sur del país los Planes de Manejo deberían ser, de hecho, Planes de Recuperación. Se discuten los problemas relacionados con la gestión del lobo, que, en gran parte, se derivan de las pasiones enfrentadas que la especie genera entre conservacionistas y habitantes de zonas rurales. El pago rápido y generalizado de indemnizaciones es el único método para legitimar moralmente la represión de la caza ilegal, factor que, en la actualidad, restaría eficacia a los Planes de Manejo. Se subraya que dichos Planes deben basarse en los datos suministrados por un seguimiento continuo de sus poblaciones.

SUMMARY

In 1988, the wolf range in Spain covered approximately 100,000 km², mainly in the north-western quadrant of the country. Wolves regularly occur in most of Galicia, southern Asturias and Cantabria, northern half of Castilla-León and some areas of La Rioja and País Vasco. In addition, there are two small and isolated populations in Extremadura and Sierra Morena.

In 1988 Spanish wolf population was estimated in about 1,500 individuals in early spring -before births- and 2,000 in autumn. Our results agree with those obtained in local censuses carried out with different methods. Almost 90% of Spanish population occurred in the Communities of Castilla-León (54.1%) and Galicia (34.0%). Average density in Spain is 2.0 wolves/100 km² in autumn. Highest local densities occurred in northwestern Zamora (5.0-7.0 wolves/100 km²) and in a subcantabric area including parts of León, Palencia and Burgos (3.0-4.2 wolves/100 km²). The lowest density occurs in cereal plains in central Castilla-León (0.4-0.6 wolves/100 km²).

The population of the northern half of Spain has shown an increasing trend but in the southern half wolves are decreasing and can be considered as endangered. The increase of northern population seems to be the result of the new conservationist attitude and of rural depopulation in large areas of the country. In the southern half of Spain, wolves live in large private estates where they are illegally killed to prevent damage to game species.

In 1987, 309 wolves were recorded to be killed by man, but the actual number has been estimated in 550 to 750 annually. Shooting (60.0%) and removal of litters (19.7%) were the main factors of identified human caused mortality. Most of the wolves are known to be illegally killed in Spain.

In 1987 damage to livestock was evaluated in about 120 million pesetas (one millions US \$). Most of the damage (77%) occurred in mountain areas -especially in Cantabric Mountains- where only 20.6% of wolves were found. The main reason for this fact seems to be the lack of protection of the free ranging livestock rather than the lack of natural prey. Lowest rate of damage to livestock occurred in maximum density areas of wolves.

The problem of stray dogs is discussed. They were detected with a significantly higher frequency outside the wolf distribution area than in the inside. No evidences of widespread wolf-dog hybridization were found. Nevertheless the possibility of sporadic crossings cannot be rejected.

Some aspects of genetic conservation and the taxonomic status of the Iberian wolf are discussed. The importance of Spanish population throughout Europe is evaluated, and suggestions for wolf conservation and management are given.

Wolf management is under the Autonomous Communities jurisdiction. In those of the northern half of Spain the wolf is considered as a game species, while in the communities of the southern half it is either a protected species or wolf hunting is forbidden. We suggest that management plans -based on a continuous monitoring of the population- should be implemented. In the northern half, wolf conservation is compatible with hunting and population control in case of great damage to livestock. In the southern half, management plans should, in fact, be recovery plans. Wolf management problems are due, in a large extent, to the fact that it generates antagonist attitudes between conservationists and inhabitants of rural areas. A widespread and prompt compensation of damage to livestock would legitimize the repression of illegal hunting, which at the present would reduce the efficiency of management plans.

BIBLIOGRAFIA

BALLARD, W B. y LARSEN, D. G. (1987). Implications of predator-prey relationships to moose management. *Swedish Wildlife Research Suppl*, 1: 581-602.

BÁRCENA, F. (1979). Evolución actual del lobo en Galicia. *Trofeo*, 104: 29-32.

- (1984). El lobo ibérico (*Canis lupus signatus*) en Galicia. Valoración como trofeo de caza, distribución y población. Congreso Mundial de la Caza. Madrid.

BARRIENTOS, L. M. (1989). Situación del lobo en la provincia de Valladolid. *Quercus*, 45: 22-26.

BERGERUD, A. T. (1988). Caribou, wolves and man. *Tree*, 3 (3): 68-72.

BIBIKOW, D. I. (1975). The wolf in the URSS. En «Wolves», D. H. Pimlott (ed.): 29-35. IUCN Publications New Series, 43. Morgues, Suiza.

- (1988). *Der Wolf*. Die Neue Brehm-Bucherei. A. Ziemsen. Wittenberg Lutherstadt.

BIBIKOW, D. I., OVSYANNIKOV, G. y FILIMONOV, A. N. (1983). The status and management of the wolf population in the URSS. *Acta Zool. Fennica*, 174: 269-271,

BOBEK, B., KOSOBUCKA, M., PERZANOWSKI, K. Y ZIELINSKI, J. (en prensa). A mutual relationship between wolves and red deer in Poland. XVIII IUGB Congress, Krakow, agosto 1987.

BOITANI, L. (1982). Wolf management in intensively used areas of Italy. En «Wolves of the World», F. H. Harrington & P. C. Paquet (eds.): 158-172. Noyes Publications, New Jersey.

- (1983). Wolf and dog competition in Italy. *Acta Zool. Fennica*, 174: 259-264.

- (1984). Genetic considerations on wolf conservation in Italy. *Boll. Zool.*, 51: 367-373.

BRAÑA, F., DEL CAMPO, J. C. Y PALOMERO, G. (1982). Le loup au versant nord de la Cordillère Cantabrique, *Acta Biologica Montana*, 1: 33-52.

CABRERA. A. (1907). Los lobos en España. *Bol. Real Soc. Españ. Hist. Nat.*, VII: 193-198.

- (1914). Fauna ibérica.- Mamíferos. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid.

CARBYN, L. N. (1983a): Wolves in Canada and Alaska: their status, biology, and management. Canadian Wildlife Service Report Series, 45. Edmonton.

- (1983b). Management of non-endangered wolf populations in Canada. Acta Zool. Fennica, 174: 239-243.

- (1988). Gray wolf and Red wolf. En «Wild Furbearer management and conservation in North America»: 359-376. Education Division, Ontario Trappers Association. North Bay, Ontario.

DELIBES, M. (1983). Distribution and ecology of the Iberian carnivores. A short review. XV Congr. Int. Fauna Cinegética y Silvestre. Trujillo, 1981: 358-378.

- (1989). Status and conservation needs of the wolf (*Canis lupus*) in the Council of Europe member states and Finland. Council of Europe, Strasbourg. Informe inédito.

FONSECA, F. P. (1982). Wolves and stray-feral dogs in Portugal. III Int. Theriological Congress, Heisinki. No publicado.

FRANKEL, O. H., Y SOULÉ, M. H. (1981). Conservation and evolution. Cambridge Univ. Press. Cambridge, London.

FRANKLIN, I. A. (1980). Evolutionary change in small populations. En «Conservation Biology: an evolutionary-ecological perspective». M. E. Soulé & B. A. Wilcox (eds.): 135-150. Sinauer Associates, Sunderland, Mass.

FULLER, T. K. (1989). Population dynamics of wolves in north-central Minnesota. Wildlife Monographs, 105: 1-41.

GARZÓN, J. (1974). Especies en peligro: el lobo. Adena, 8: 6-13. - (1979). La apasionada geografía del lobo. Trofeo, 104: 26-28.

GENOV, P. (1989). Der Wolf (*Canis lupus* L.) in Bulgarien - seine Verbreitung, Bestandszahl und Stellung in der Natur. Z Jagdwiss, 35: 6-1 1.

GRANDE DEL BRÍO, R. (1984). El lobo ibérico. Biología y mitología. Blume. Madrid.

HEARD, D. C. (1983). Historical and present status of wolves in the Northwest Territories. En «Wolves in Canada and Alaska.- their status, biology, and management». L. N. Carbyn (ed.): 44-47. Canadian Wildlife Service Report Series, 45. Edmonton.

KOLENOSKY, G.B. Y STANDFIELD, R. O. (1975). Morphological and ecological variation among gray wolves (*Canis lupus*) of Ontario, Canada. En «The wild canids: their systematics, behavioral ecology and evolution». M. W. Fox (ed.): 62-72. Van Nostrand Reinhold Co., New York.

LYLE, R. (1988). The wolf in Portugal Eurogroup for animal welfare. Informe inédito.

MECH, L. D. (1970). The wolf: ecology and behavior of an endangered species. Nat. Hist. Press, New York.

- (1982). The IUCN-SSC wolf specialist group. En «Wolves of the World». F. H. Harrington & P. C. Paquet (eds.): 327-333. Noyes Publications, New Jersey.

- (1987). Age, season, distance, and social aspects of wolf dispersal from a Minnesota park. En «Mammalian dispersal patterns: the effects of social structure on population genetics». B. D. Cheppko-Sade & Z. T. Halpin (eds.): 55-74. Univ. Chicago Press, Chicago.

NYHOLM, E. (1985). Observations on the wolf population of Finland in 1978-1984. Symp. Predadores, Lisboa, Portugal: 179-193.

PETERSON, R. O. Y PAGE R. E. (1988). The rise and fall of Isle Royale wolves, 1975-1986. J. Mammal., 69: 89-99.

- PIMLOTT, D. H., SHANNON J. A. y KOLENOSKY, G. B. (1969). The ecology of the timber wolf in Algonquin Provincial Park. Ont. Dep. Lands and For. Res. Rep. Wild., 87.
- POCOK, R. I. (1935). The races of *Canis lupus*. Proc. Zool. Soc. London, Part 3, Sept.: 647-686.
- PULLIAINEM, E. (1985). The expansion mechanism of the wolf (*Canis lupus*) in northern Europe. Rev. Ecol. (Terre Vie), 40: 157-162.
- PURROY, F. J., CLEVENGER, A. P., COSTA, L. y SÁENZ DE BURUAGA, M. (1988). El oso y el lobo en Riaño. Quercus, 28: 20-24.
- REIG, S., DE LA CUESTA, L., BÁRCENA, F. Y PALACIOS, F. (en prensa). Status of the wolf in Spain. XVIII IUGB Congress. Krakow, agosto 1987.
- REIG, S., DE LA CUESTA, L. y PALACIOS, F. (1985). The impact of human activities on the food habits of red fox and wolf in Old Castile, Spain. Rev. Fxol. (Terre Vie), 40: 151 -155.
- RODRÍGUEZ DE LA FUENTE, F. (1975). Protection of the wolf in Spain. Notes on a public awareness campaign. En «Wolves», D. H. Pimlott (ed.): 103-112. IUCN Publications New Series, 43. Morgues, 92 Suiza.
- SÁEZ-ROYUELA, C. y TELLERÍA, J. L. (1983). El jabali (*Sus scrofa*) en Castilla la Vieja (España). XV Congr. Intern. Fauna Cinegét. y Silvestre. Trujillo, 1981: 587-597,
- SCHMITZ, O. J. y KOLENOSKY, G. B. (1985). Wolves and coyotes in Ontario: morphological relationships and origins. Can. J. Zool, 63: 1130-1137.
- SHAHI, S. P. (1983). Status of the grey wolf (*Canis lupus pallipes* Sykes) in India. Acta Zool Fennica, 174: 283-286.
- SHIELDS, W. M. (1983). Genetic considerations in the management of the wolf and other large vertebrates: no alternative view. En «Wolves in Canada and Alaska: their status, biology, and management». L. N. Carbyn (ed.): 90-92. Canadian Wildlife Service Report Series, 45. Edmonton.
- SOULÉ, M. E. (1980). Thresholds for survival: maintaining fitness and evolutionary potential. En Conservation Biology: An evolutionary-ecological perspective». M. E. Soulé & B. A. Wilcox (eds.): 151-170. Sinauer Associates, Sunderland, Mass.
- (1982). Genetics aspects of ecosystem conservation. En «Conservation of ecosystems: theory and practice». W. R. Siegfried & B. R. Davies (eds.): 34-35. South African Natl. Sci. Prog. Rep., 61. CSIR, Pretoria.
- STARDOM, R. R. P. (1983). Status and management of wolves in Manitoba. En «Wolves in Canada and Alaska: their status, biology, and management». L. N. Carbyn (ed.): 30-34. Canadian Wildlife Service Report Series, 45. Edmonton.
- TELLERÍA, J. L. y SÁEZ-ROYUELA, C. (1984). The large mammals of Central Spain. An introductory view. Mammal Rev., 14: 51-56.
- (1985). L'evolution démographique du sanglier en Espagne. Mammalia, 49: 195-202.
- (1989). Ecología de una población ibérica de lobos (*Canis lupus*). Doñana, Acta Vert., 16: 105-122.
- THEBERGE, J. B. (1983). Considerations in wolf management related to genetic variability and adaptive change. En "Wolves in Canada and Alaska: their status, biology, and management". L. N. Carbyn (ed.): 86-89. Canadian Wildlife Service Report Series, 45. Edmonton.
- TROMPA, F. S. (1983). Status and management of wolves in British Columbia. En «Wolves in Canada and Alaska: their status, biology, and management». L. N. Carbyn (ed.): 20-24. Canadian Wildlife Service Report Series, 45. Edmonton.
- VALVERDE, J. A. (1959). La protection de la faune en Espagne: ses problèmes. Comptes rendus de la Réunion Technique d'Athènes de l'UICN, vol. V: 31-43.

- (1971). El lobo español. Montes, 159: 229-241.

VALVERDE, J. A. e HIDALGO (1979). El lobo y su intimidación. Trofeo, 104: 18-21.

VOSKAR, J. (1983). Present problems of wolf preservation in Czechoslovakia. Acta Zool. Fennica, 174: 287-288.

ZIMEN, E. (1981). The wolf: his place in the natural World. Souvenir Press, London.

ZIMEN, E. y BOITANI, L. (1975). Number and distribution of wolves in Italy. Z. Säugetierkunde, 40: 102-112.