



Organiza:  G.E.A.S.

I CURSO de MAMÍFEROS CARNÍVOROS: ecoloxía, bioloxía e conservación

30 de abril e 1, 2, 7, 8 e 9 de maio.

PROGRAMA

7 ó 9 de maio

VENRES

7

DE

MAIO

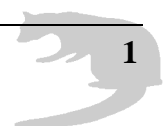
16:00-16:30: Exposición sobre mamíferos carnívoros a cargo da Sociedade Galega de Historia Natural e G.E.A.S. (Grupo de Estudio dos Animais Salvaxes). Exposición sobre o Lobo Ibérico (ASCEL).

16:30- 18:30: “O lobo(*Canis lupus signatus*) en Galicia”. D. Pedro Alonso. Licenciado en Bioloxía.

18:30-19:00: Descanso.

19:00-21:00: “O lobo (*Canis lupus signatus*) na Península Ibérica”. D.Luis Llanea. Licenciado en Bioloxía.. A.RE.NA. (Asesores en Recursos Naturales, S.L.)

21:00:Fin da Xornada.



SÁBADO

8

DE

MAIO

9:00-11:00: “Métodos de Estudio de Carnívoros”. D. Emilio Virgós. Doutor en Bioloxía. Titular interino en Universidade Rey Juan Carlos de Móstoles (Madrid). Área de Biodiversidad y Conservación.

11:00-11:30: Descanso.

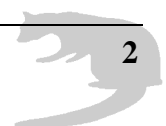
11:30-13:30: “O Gato Bravo (*Felis silvestris*) na Península Ibérica”. D. Jorge Lozano. Licenciado en Bioloxía. Realizando o doutorado sobre gato bravo. Universidad Complutense, Madrid.

13:30-16:00: Comida.

16:00- 18:00: “Bioloxía do Teixugo (*Meles meles*)”. D. Julián G. Mangas. Licenciado en Bioloxía. Realizando doutorado sobre ecoloxía de Teixugos. Área de Biodiversidad y Conservación. Universidade Rey Juan Carlos de Móstoles (Madrid).

18:00-18:30: Descanso.

18:30- 20:30: "Dispersión de Sementes e Papel ecolóxico dos Mamíferos Carnívoros". D. José Guitián Rivera. Doutor en Bioloxía. Departamento de Bioloxía Fundamental i Ecoloxía, Facultade de Bioloxía, Universidade de Santiago de Compostela.



DOMINGO

9

DE

MAIO

9:00-11:00: “Bioloxía do Oso Pardo (*Ursus arctos*)”. D. Francisco Purroy. Doutor en Bioloxía. Catedrático na Facultade de Bioloxía. Universidade de León.

11:00-11:30: Descanso.

11:30-13:30: “Modelo de Conservación dun mamífero carnívoro: o Oso Pardo (*Ursus arctos*)”. D. Roberto Hartasanchez. Presidente del F.A.P.A.S (Fondo para la Protección de los Animales Salvajes).

13:30-14:00: Entrega de Diplomas.

14:00: Fin do Curso.



O LOBO NA PENÍNSULA IBÉRICA

EL LOBO EN LA PENÍNSULA IBÉRICA

Luis LLANEZA

A.RE.NA. Asesores en Recursos Naturales, S.L.

c/ Perpetuo Socorro Nº 12 - Entresuelo 2-B

27003 Lugo

e-mail: arena.lugo@ctv.es

El lobo a mediados del S. XIX ocupaba la práctica totalidad de la Península Ibérica. Durante todo ese siglo y hasta la década de los 70' del S. XX el lobo fue objeto de una fuerte persecución, auspiciada por la administración a través de las Juntas Provinciales de Extinción de Animales Dañinos. Así, por ejemplo, entre 1855 y 1859 se llegaron a abatir 1321 lobos en Badajoz, 1271 en Cáceres, 836 en Jaén, 656 en Lugo. Más recientemente, a mediados del S. XX se capturaron 79 lobos en Badajoz y 375 en Cáceres entre los años 1954 y 1961, 6 lobos entre 1958-1961 en Jaén y 99 lobos entre 1956-1961 en Lugo. Esta implacable persecución tuvo como consecuencia una drástica reducción del área de distribución y de la población que supuso a principios de los 70' (S. XX) los mínimos históricos en los efectivos poblacionales del lobo en la Península Ibérica. A partir de la inclusión del lobo en la Ley de Caza y su Reglamento de 1971, deja de ser considerado como una alimaña y, por tanto, no se caza a lo largo de todo el año, ni mediante cualquier método. Con ello se inicia una lenta pero constante recuperación de la población.

En la década de los 70' varios investigadores aportan datos sobre la situación del lobo en la Península, pero es a partir de los años 80' cuando comienzan a efectuarse estudios a nivel de Comunidades Autónomas, realizándose a finales de esta década el primer estudio, en profundidad, sobre el lobo en España, coincidiendo también con la realización de estudios sobre la situación del lobo en Portugal. En la década de los 90' se generalizan los estudios sobre la distribución y aspectos poblacionales del lobo, tanto en España como en Portugal. En la actualidad, casi todas las Comunidades Autónomas de España y las diferentes regiones de Portugal, incluidas en el área de distribución del lobo ibérico, cuentan con seguimientos recientes sobre esta especie.

El lobo en la Península Ibérica ocupa el sector noroccidental (tercio norte de Portugal, Galicia, Asturias, Cantabria, puntualmente Euskadi, Castilla y León [presente en las nueve provincias] y, recientemente, Guadalajara), existiendo la presencia puntual y aislada del resto de la población de varias manadas en Sierra Morena. Existen datos puntuales sobre observaciones y animales abatidos en Navarra y en las provincias de Zaragoza y Teruel. Recientemente se ha confirmado la presencia del lobo en los Pirineos Catalanes, procedente de los Alpes Franceses.

MÉTODOS DE ESTUDIO EN CARNÍVOROS

MÉTODOS DE ESTUDIO EN CARNÍVOROS

Emilio VIRGÓS

Doutor en Bioloxía.

Titular interino na Universidade Rey Juan Carlos de Móstoles (Madrid).

Área de Biodiversidade e Conservación.

Los carnívoros son especies difíciles de detectar en el campo por varias razones: 1) son normalmente de actividad nocturna; 2) son esquivos y 3) habitualmente son escasos (aunque algunas especies puedan llegar a ser abundantes). Por estos motivos, su estudio ha resultado elusivo durante muchas décadas y, todavía resulta una tarea difícil simplemente conocer si existe o no una determinada especie en una zona. En las Últimas décadas se han mejorado sensiblemente los métodos usados para detectar y estudiar a los carnívoros en el campo. En las siguientes secciones desarrollaré brevemente algunos de los principales métodos aplicados tanto al estudio de la distribución de las especies como a aspectos relacionados con los requerimientos de hábitat, uso del tiempo o interacciones entre los individuos.

1. MÉTODOS PARA ESTUDIAR LA ABUNDANCIA Y DISTRIBUCIÓN DE LAS ESPECIES.

a. Métodos basados en captura y recaptura de individuos: Varios trabajos tanto en Europa como EEUU han estudiado la abundancia de distintas especies a partir de la captura, marcaje y posterior recaptura de individuos, aplicando procedimientos matemáticos (que varían según si se considera que la población es abierta o cerrada) que permiten. A partir de la tasa inicial de captura y la posterior tasa de recaptura. Calcular el tamaño de población Aunque este método podría ser el más adecuado para estimar la densidad real en una zona, cuenta con varios problemas que hacen su uso muy restringido 1) muchas especies son tan escasas que no

permiten tasas de captura apropiadas; 2) otras especies aunque comunes responden mal a las trampas y pueden no entrar en las mismas; 3) su uso se circunscribiría a zonas muy concretas, no pudiendo ser usado simultáneamente sobre grandes regiones; 4) incluso cuando puede aplicarse, siguen existiendo problemas ligados a las diferencias en la probabilidad de captura en función del hábitat, sexo, edad, época, etc. que hacen que las comparaciones entre sitios deban ser tomadas con mucha cautela.

b. Métodos basados en la aplicación de captura-recaptura usando isótopos radiactivos: Algunos autores han considerado que dada la dificultad de marcar un número suficiente de individuos para aplicar las técnicas de cálculo de densidad, una alternativa válida podría ser el marcaje radiactivo (ej. Zn^{65}) de algunos individuos y su posterior detección en los excrementos, de manera que se evitaría la recaptura del individuo (sustituido por sus excrementos). La aplicación de esta técnica lleva implícito algún conocimiento sobre aspectos tales como tasas de defecación, uso de espacio por los individuos, etc., muchas veces no conocidas. Por otra parte, el uso de compuestos radiactivos puede ser peligroso tanto para las especies estudiadas como para los investigadores (aunque sean de vida corta y baja radioactividad). Estas razones, junto a su fuerte costo económico impiden que esta técnica pueda ser de amplio uso.

c. Métodos basados en captura-recaptura con trampas fotográficas: Su filosofía es la misma que en el caso a y b, sólo que en este caso la captura se consigue a través de una foto. Para obtener las fotos, es necesario que el animal sea atraído hacia la cámara fotográfica (a través de cebos de distinto tipo). El problema de este método es que sólo es aplicable en especies que presenten la suficiente variabilidad morfológica como para permitir individualizar e identificar a individuos concretos. Por otra parte, costos económicos aunque se han rebajado considerablemente siguen siendo importantes como para permitir trabajos extensivos.

d. Métodos basados en estaciones de olor: Este método se popularizó en EEUU y ha sido escasamente utilizado en Europa, aunque en España ha sido usado por distintos equipos con cierto éxito. Consiste en la colocación de un atrayente (normalmente sintético) en el centro de un círculo (de diámetro variable) de arena u otro material que permita una buena impresión de las huellas de la especie que se acerque al cebo. Sus principales inconvenientes son sus costos logísticos (son necesarias varias personas para muestrear superficies amplias) y la diferente tasa

de visita por especie en función del cebo utilizado. Existen también diferencias en las tasas de visita entre estaciones o hábitats, por lo que este factor también debe ser considerado cuando se hacen comparaciones entre diferentes sitios o épocas del año. Por otra parte, el método puede ser útil para detectar con cierta rapidez a especies tales como la garduña o la gineta en lugares donde las condiciones del hábitat impiden un muestreo adecuado por otros métodos.

e. Métodos basados en la búsqueda de excrementos y huellas: Un método rápido, económico y eficaz consiste en la búsqueda de excrementos, huellas o madrigueras de las especies de interés. Los principales inconvenientes de este método son: posibles confusiones de los indicios entre distintas especies, diferencias en la detectabilidad según hábitats, dificultad en relacionar de una forma directa la abundancia de indicios con la densidad real de la especie. En lugares con fuerte innivación, los censos de huellas se han revelado como sumamente eficaces para obtener índices de abundancia. Los censos de huellas (identificando incluso los individuos) han sido utilizados recientemente para censar poblaciones de pumas o linceos rojos en hábitats que no presentan buenas condiciones de nieve. En cuanto a los excrementos, han sido utilizados para obtener índices de abundancia en martas, zorros o garduñas (siempre que se controle el tiempo del muestreo). Los conteos de madrigueras (ej. Tejón), parecen un método rápido y muy ajustado de calcular una densidad aproximada de tejones en una zona dada (los británicos lo utilizan profusamente en sus censos nacionales). Probablemente y como sustituto de métodos más costosos, este conjunto de técnicas (denominadas por los anglosajones 'sign surveys') sean las que permitan obtener una información de la forma más rápida y sobre una superficie mayor. La aplicación de técnicas moleculares para la correcta asignación de los excrementos puede ayudar a relanzar este método en el futuro.

MÉTODOS PARA ESTUDIAR EL USO DEL ESPACIO Y EL TIEMPO, INTERACCIONES INDIVIDUALES Y REQUERIMIENTOS ECOLÓGICOS.

Hasta ahora hemos revisado algunas de las metodologías que permiten estudiar la distribución y cambios en la abundancia de las distintas especies, sin embargo, muchas veces el objetivo del estudio es conocer cómo los distintos individuos de una población seleccionan los lugares de descanso, de alimentación o interaccionan entre ellos y con otras especies. Estos objetivos requieren habitualmente conocer con cierto detalle: la posición en el espacio de los distintos individuos a lo largo del día. Dado que los carnívoros son difíciles de observar directamente, se hace necesaria alguna técnica que permita obtener esta información sin la necesidad de la

observación directa. La técnica más habitualmente utilizada en estos casos es el radioseguimiento de individuos previamente capturados. Los animales son equipados con unos collares que llevan incorporado un emisor de ondas que pueden ser captadas por un aparato receptor. Por lo tanto, es posible localizar a cada individuo marcado a lo largo del día y las estaciones, de manera que podemos finalmente conocer con bastante detalle aspectos tales como 1) áreas de campeo, 2) solapamiento espacial; 3) ritmos circadianos; 4) áreas de descanso y de alimentación; 5) lugares de cría; 6) dispersión juvenil y otros de gran interés tanto teórico como aplicado.

El método se ha popularizado en todo el mundo y son ya muchas las especies que han sido estudiadas con esta técnica en distintas partes del mundo. Sin embargo, es necesario considerar que la técnica presenta algunas desventajas frente a los métodos basados en la búsqueda de indicios o similares. En primer lugar, es sumamente costosa en tiempo y dinero, por lo que cae fuera del alcance de programas rutinarios de seguimiento. Por otra parte, es muy improbable poder obtener con este método información sobre los cambios en los requerimientos de hábitat en zonas amplias, lo que implicaría marcar un número muy elevado de individuos sobre una superficie muy grande de terreno.

Cuando estudiamos la selección del hábitat sobre grandes superficies es necesario utilizar otro tipo de metodologías basadas en la localización de indicios indirectos, estaciones de olor u otras vistas en el apartado anterior. Posiblemente, cuando se quiere conocer cómo las especies seleccionan determinados recursos a diferentes escalas espaciales sea necesario considerar a la vez estudios intensivos en zonas reducidas (radio-tracking) junto a otros que estudien cómo la especie se distribuye sobre el conjunto de hábitats y paisajes en una región (métodos indirectos).

NUEVOS AVANCES EN EL ESTUDIO DE LOS CARNÍVOROS: ESCATOLOGÍA MOLECULAR.

Con este nombre tan peculiar se conoce una serie de técnicas nuevas que usan los excrementos para multitud de fines relacionados tanto con el estudio de la distribución y abundancia como con aspectos ligados a las relaciones de parentesco, estructura de poblaciones, sistemas de emparejamiento, tamaños efectivos de población, etc.

Para aplicar estos métodos se usan fracciones de ADN altamente repetitivo y variable para diferenciar de manera fina los individuos (ADN microsatélite especialmente). De esta manera se

pueden establecer relaciones de parentesco, calcular la densidad de población, etc. En otros casos se usan otro tipo de marcadores moleculares (ADN mitocondrial o de los citocromos) para diferenciar especies de manera fina, este método puede servir tanto para estudios filogenéticos como para diferenciar los excrementos de especies muy similares (ej, gato montés y lince ibérico). Este conjunto de técnicas ha revolucionado los estudios de campo sobre los distintos aspectos de la ecología y la distribución de las distintas especies de carnívoros. En estos momentos, sólo hace falta recoger las heces con un protocolo determinado y aplicar las técnicas para conocer al tiempo una gran cantidad de aspectos que habían permanecido elusivos a los científicos hasta ahora, o bien, implicaban el manejo de muchos individuos (costoso en tiempo y dinero). Ahora se puede obtener la misma información a partir de una muestra muy pequeña de las heces.

A pesar de lo bien recibidas que han sido estas técnicas, es necesario recalcar que no es la panacea, sigue siendo recomendable el uso de muestras menos degradadas (como tejidos o sangre donde el ADN es más fácil de extraer) para realizar estos mismos estudios.

Un aspecto interesante es que estas mismas heces pueden ser utilizadas para estudiar otros aspectos complementarios tales como estado sanitario, condición física, estado reproductivo, etc. A través del estudio de diferentes tipos de hormonas que pueden ser detectadas en las heces por distintos procedimientos.

BIOLOGÍA DO GATO BRAVO (*Felis silvestris*, Schreber, 1777)

BIOLOGÍA DEL GATO MONTÉS (*Felis silvestris*, Schreber, 1777)

Jorge LOZANO

Universidad Rey Juan Carlos. Escuela Superior de Ciencias Experimentales y
Tecnología.

Depto. Matemáticas, Física Aplicada y Ciencias de la Naturaleza.

Área de Biodiversidad y Conservación.

C/ Tulipán s/n, E-28933 Móstoles (Madrid).

El gato montés es un carnívoro de tamaño medio perteneciente a la familia de los Félidos. Tradicionalmente se le considera más grande y robusto que el gato doméstico; menos variable en su patrón de coloración, presentando un pelaje gris o pardo grisáceo con bandas transversales oscuras, que forman una raya vertebral continua desde la cruz hasta la base de la cola, dándole en general un aspecto atigrado (Sthal y Leger, 1992). En Escocia existe no obstante una curiosa población de individuos melánicos, a los que denominan gatos "Kellas" (Kitchener y Easterbee, 1992).

Algo sumamente característico del gato montés es la cola, que en vez de ser delgada y acabar en punta como en la forma doméstica, es gruesa y acaba en una ancha borla negra, precedida de tres a cinco anillos oscuros. Otros autores, como Rodríguez (1993), indican como características propias de los gatos monteses una nariz de color rosado, orejas pequeñas y redondeadas; también se señalan a veces los bigotes densos y de apariencia caída como una diferencia respecto al gato doméstico. No obstante, estos caracteres no son exclusivos, y existe cierta variabilidad.

El peso varía estacionalmente, presentando una media de 5 kg en los machos y de 3 a 4 kg en las hembras; con una longitud media para cabeza y cuerpo de 585 mm y de 310 mm para la cola, presentando las hembras valores algo inferiores, no hay gran variación entre las diferentes poblaciones europeas. Aparte del tamaño, no hay prácticamente dimorfismo sexual y

los jóvenes son muy parecidos a los adultos (Sthal y Leger, 1992; Aymerich, 1993; Castells y Mayo, 1993).

Actualmente se reconoce que *Felis silvestris* se distribuye irregularmente alrededor de la cuenca mediterránea, incluyendo las grandes islas. Presente en África, se desconocen muchos datos sobre su distribución en muchos países africanos, de igual forma que sobre una amplia región de su distribución europea. En general el gato montés se extiende desde la Península Ibérica hasta los países del Este en forma muy fragmentada, Escocia, Mesopotamia, Ucrania, el Cáucaso, el oeste de China y la India (Sthal y Artois, 1991).

En el caso particular de España, hasta la publicación del Atlas de Mamíferos en el 2002 no se tenía una idea básica de su distribución, que parece abarcar toda la península aunque también de forma fragmentada. Los datos disponibles (posiblemente insuficientes para reflejar la realidad) indican que la porción ocupada del territorio español por el gato montés no llegaría al 50% (Palomo y Gisbert, 2002).

La posición taxonómica del gato montés europeo, las formas africana y asiática, y la del gato doméstico ha sido tremendamente polémica. Consideradas tradicionalmente como especies diferentes (*Felis silvestris*, *Felis lybica*, *Felis ornata* y *Felis catus* respectivamente) en base a caracteres morfológicos, anatómicos, osteológicos, etológicos, etc, los estudios basados en técnicas bioquímicas aportan sólidos argumentos para considerar a todas estas formas miembros de una única especie polimórfica. A esta conclusión llegó Randi y Ragni (1991), después de comprobar también que *F. catus* se encuentra en el linaje de *F. lybica*, lo que apoya la hipótesis de la domesticación del gato africano, y que la forma africana, europea y doméstica se separaron hace solamente 20.000 años, de tal manera que la distancia genética entre ellos no es suficiente como para considerarlas especies diferentes.

Por tanto, el Consejo de Europa (Sthal y Artois, 1991), considera a las poblaciones euroasiáticas pertenecientes a la subespecie *Felis silvestris silvestris* y las poblaciones africanas a *Felis silvestris lybica*; el gato doméstico pasaría a ser igualmente *Felis silvestris catus*.

Poco se sabe de la biología reproductiva del gato montés, y los datos que disponemos provienen en gran medida de individuos en cautividad (Condé y Schauenberg, 1969). Parece

que el celo tiene lugar entre enero y febrero en Europa, pero en la península puede aparecer de diciembre a junio. El gato montés presenta poliestría estacional, y si la hembra pierde la camada puede alargar su actividad reproductora hasta agosto, pero sacando solo una camada al año según Blanco (1998). Sin embargo, parece que hay datos de varias camadas al año, postulándose que sean hembras híbridas con gato doméstico las que las presentan (hasta tres camadas; Castells y Mayo, 1993). Esto supone que los híbridos existen, idea actualmente abandonada, por lo que sería posible considerar que los gatos monteses tengan más de una camada al año.

En cualquier caso, tras dos meses de gestación las hembras paren alrededor de cuatro cachorros en un refugio que puede ser de muy variada naturaleza. A los cinco meses los jóvenes gatos se independizan y pueden recorrer en dispersión decenas de kilómetros. Alcanzan la madurez sexual a los diez meses de vida y las hembras se reproducen ya en su primer año.

Muchos de los trabajos existentes sobre el gato montés se refieren a su alimentación, siendo este el aspecto mejor conocido de su biología y en el que más coinciden los diferentes autores. Realizados en principio a través del análisis del contenido de los tractos digestivos, y después analizando sus excrementos, los estudios muestran que el gato montés es un depredador que se alimenta fundamentalmente de conejos y micromamíferos (Corbett, 1979; Aymerich, 1982; Hewson, 1983; Sarmiento, 1996; Gil-Sánchez *et al.*, 1999; Moleón y Gil-Sánchez, 2003).

Si los conejos abundan se convierten en parte esencial de su dieta. De hecho, tal y como hemos demostrado recientemente (Malo *et al.*, en prensa), puede afirmarse que el gato montés es un especialista facultativo en conejo. Cuando este desaparece o es inexistente en su territorio, entonces se especializa en la caza de topillos y ratones. Y cuando ni conejos ni roedores abundan, se comporta como un generalista que consume todo tipo de pequeños animales en función de su disponibilidad, cobrando importancia los insectívoros (musarañas y topos), los reptiles y los insectos.

El gato montés mata a sus presas mordiéndolas en la base del cráneo, y en general parece que utiliza dos técnicas diferentes de caza, según el tipo de presa: campea en zig-zag para cazar ratones y practica el acecho para capturar conejos o presas de tamaño similar (Corbett, 1979; Sthal y Leger, 1992).

Existen pocos trabajos que estudien a fondo el uso del espacio de esta especie, arrojando resultados no siempre coincidentes: Sthal *et al.* (1988) encontró que el área residencial de los machos solapa con el de 3 a 6 hembras, utilizando las mismas zonas para cazar y descansar (noreste de Francia, siendo los roedores las presas principales); mientras que Corbett (1979) descubrió en el este de Escocia, donde la presa principal era el conejo, que los sexos mantenían territorios separados. Parecería entonces que el tipo y distribución de las principales presas condiciona el uso del espacio, pero esta hipótesis todavía no ha podido ser demostrada.

Los resultados sobre el tamaño del área residencial son también variados: en Escocia oscila alrededor de 175 hectáreas (Corbett, 1979), aunque los últimos datos apuntan valores más altos para los machos (hasta 459 ha; Daniels *et al.*, 2001); en Francia supera las 300 ha (Artois, 1985; Sthal *et al.*, 1988); en Alemania se obtuvo un valor medio de 1662 ha (Wittmer, 2001) y en el norte de España se ha llegado a recoger un valor de 4500 ha (Urra, 1997). Aunque se sabe que el área residencial varía entre estaciones y de un individuo a otro, tan enormes diferencias resultan cuanto menos extrañas, sin que hasta la fecha se sepa a qué responden realmente.

Con la técnica del radio-seguimiento se ha podido constatar también que el gato montés es una especie generalmente nocturna, con un máximo de actividad a primeras horas de la noche, aunque tampoco es raro que se mueva de día. Pueden recorrer hasta 12 km dependiendo del tamaño del territorio y de la época del año, descansando después en cualquier lugar que considere seguro.

Tampoco es bien conocida la selección de hábitat del gato montés. Realmente se le ha encontrado en todos los medios posibles (Sthal y Leger, 1992; Blanco, 1998), incluso en zonas paisajísticamente degradadas (aunque con baja densidad humana; Aymerich, 1993). Hasta hace muy poco se le venía considerando como una especie típicamente forestal, debido sobre todo a ciertos estudios pioneros realizados en centroeuropa, como el de Parent (1975), en el que se enfatiza la importancia para el gato montés de las grandes masas boscosas. Así, la idea de que esta especie es forestal se ha repetido hasta la saciedad tanto en medios divulgativos (guías de campo, artículos periodísticos, etc) como en la literatura científica posterior, y ello a pesar de que ya entonces algunos autores albergaban dudas al respecto (Langley y Yalden, 1977).

Corbett (1979) comprobó que el hábitat donde más se capturaba gatos monteses en Escocia era el bosque de pinos. No obstante, ya había advertido que los pinares maduros con poco estrato arbustivo eran abandonados por la especie. Dos años después, Schauenberg (1981) afirmó que el hábitat preferido del gato montés es el bosque mixto de caducifolios,

contribuyendo de forma importante a afianzar la idea de que el gato montés es una especie forestal. De hecho, finalmente el Consejo de Europa redactó unas líneas básicas para la conservación del gato montés en donde se contempla la buena gestión de las áreas boscosas, explicitando así un tipo de hábitat concreto para el gato, así como el mantenimiento de un paisaje agrícola tradicional, referencia que resulta bastante más ambigua (Council of Europe, 1992).

Posteriormente Easterbee *et al.* (1994) realizaron un buen estudio en toda Escocia, basado en encuestas, cuyos resultados mostraron que los hábitats preferidos por los gatos monteses allí eran medios heterogéneos abiertos, y no precisamente los bosques. Otros estudios también permitían intuir la importancia de hábitats diferentes al forestal, especialmente los matorrales (Artois, 1985; Sarmiento, 1996). Así pues, existían dudas razonables sobre el supuesto carácter "típicamente forestal" del gato montés, que llevó a nuestro equipo a realizar un estudio de autoecología de la especie en la provincia de Madrid y alrededores.

Nuestro estudio (Lozano *et al.*, 2003) utilizó el muestreo de excrementos para calcular un índice de abundancia del gato montés en las diferentes zonas de la región, y analizar después su relación con el tipo y estructura de hábitat. Para ello hubo que establecer un criterio que nos asegurara que los excrementos que contabilizamos no eran de gato doméstico, puesto que en la práctica son indistinguibles (Lozano y Urra, en prep.). Así pues, el criterio seguido fue el de la localización de los excrementos: en zonas de simpatria, el gato montés marca su territorio depositando sus excrementos sobre lugares conspicuos a lo largo de los caminos, mientras que el gato doméstico esto no lo hace y, además, generalmente estierra sus heces (Corbett, 1979).

Después de muestrear 78 km de caminos por la región, los resultados fueron bien concluyentes: en el centro peninsular, el gato montés abunda más en los mosaicos de matorral con pastos, con presencia de conejo y cursos de agua, que en los bosques. Esto no significa que en los bosques no se encontrara, ni por tanto que no tengan cierta importancia, pero desde luego demuestra que en lugares con alta disponibilidad de hábitat los bosques no son los medios preferidos por el gato montés, negando así la supuesta, y largamente repetida, naturaleza forestal de la especie.

Se proponen tres fenómenos como amenazas fundamentales para el gato montés (Sthal y Artois, 1991). Por un lado, la generalizada alteración de los hábitats en Europa seguramente fragmentó y aisló muchas poblaciones. Se supone que la especie sigue un ligero descenso en efectivos, o incluso que podría existir una cierta estabilización de las poblaciones. Pero la falta

de información precisa sobre distribución, abundancias, hábitat, etc, hace que esto no sean más que meras especulaciones. En España se postula igualmente que el abandono rural y la menor presión sobre los depredadores ha podido favorecer al gato montés.

Por otro lado, el 50-60% de las muertes de gatos monteses en Europa que se conocen se deben a causas humanas directas, persecución la mayor parte y atropellos la menor proporción. En España, como suele pasar, no hay datos, pero es de esperar valores parecidos, dada la extensión del control de predadores en nuestros cotos de caza.

El tercer problema en su conservación consiste en la hipotética pérdida de pureza genética por introgresión de genes de gato doméstico en las poblaciones de montés, al hibridarse entre sí (el gato doméstico se introdujo en Europa en la Edad Media). Sin embargo, quizá este problema solamente tuviera sentido si consideráramos a estos gatos como especies diferentes; en cualquier caso, la incidencia del problema tampoco está clara: algunos opinan que ya casi no existen gatos monteses puros (French *et al.*, 1988), mientras que otros creen que la hibridación solo tiene lugar bajo determinadas condiciones.

Así, Fernández *et al.* (1992), utilizando índices craneanos, afirmó que el 80% de los gatos monteses de Extremadura son puros, en donde no existiría hibridación con el doméstico al ocupar áreas de difícil orografía; un estudio con marcadores moleculares de gatos domésticos y gatos monteses capturados en Albacete parece mostrar que la hibridación no se produce (Ruiz-García *et al.*, 2001); pero Hubbard *et al.* (1992), a través de varias técnicas bioquímicas, asegura que en Gran Bretaña solamente aquellos gatos muy aislados serían más o menos puros, mientras que todos los gatos monteses que viven en zonas humanizadas (la mayoría), presentan caracteres de domésticos (incluso los que morfológicamente parecen puros). En Escocia los resultados posteriores de Beaumont *et al.* (2001) parecen respaldar esta situación, pero otros autores han encontrado que en lugares diferentes la hibridación no parece ser tan importante, siendo más bien un fenómeno que no está generalizado (Wiseman *et al.*, 2000; Randi *et al.*, 2001).

El gato montés (*Felis silvestris*) se incluye en Cites II, es declarada especie estrictamente protegida por el Convenio de Berna y de "interés especial" por el Decreto 439/90 de Especies Amenazadas así como en varias Comunidades Autónomas. En la nueva propuesta del Libro Rojo aparecerá bajo la categoría de "Vulnerable".

Es mucho lo que se desconoce todavía de esta especie, a pesar de que en los últimos años ha habido un importante avance en su estudio. Las medidas a tomar para su conservación pasan por investigar más sobre diferentes aspectos de su biología, la preservación de sus hábitats naturales y la eliminación de la persecución ilegal, con métodos de control no selectivos, de la que esta siendo objeto.

BIBLIOGRAFÍA

ARTOIS, M. 1985. Utilisation de l'espace et du temps chez le renard (*Vulpes vulpes*) et le chat forestier (*Felis silvestris*) en Lorraine. *Gibier Faune Sauvage* 3: 33-57.

AYMERICH, M. 1982. Etude comparative des régimes alimentaires du lynx pardelle (*Lynx pardina* Temminck, 1824) et du chat sauvage (*Felis silvestris* Schreber, 1777) au centre de la péninsule Ibérique. *Mammalia* 46(4): 515-521.

AYMERICH, M. 1993. Situación y Conservación del gato montés en Europa. *Quercus*, Julio de 1993: 6-11.

BEAUMONT, M., BARRANT, E.M., GOTTELLI, D., KITCHENER, A.C., DANIELS, M.J., PRITCHARD, J.K. y BRUFORD, M.W. 2001. Genetic diversity and introgression in the Scottish wildcat. *Molecular Ecology* 10: 319-336.

BLANCO, J.C. 1998. Mamíferos de España. Volumen I. Geoplaneta, Barcelona, 461 pp.

CASTELLS, A. y MAYO, M. 1993. Guía de los mamíferos en libertad de España y Portugal. Ed. Pirámide S.A., Madrid.

CONDÉ, B. y SCHAUBENBERG, P. 1969. Reproduction du chat forestier d'Europe (*Felis silvestris* Schreber) en captivité. *Suisse Zool.* 76: 183-210.

CORBETT, L.K. 1979. Feeding ecology and social organization of wildcats (*Felis silvestris*) and domestic cats (*Felis catus*) in Scotland. Ph. D. Thesis, Aberdeen, 296 pp.

COUNCIL OF EUROPE, 1992. Seminar on the biology and conservation of the wildcat (*Felis silvestris*). Nancy, France, 23-25 September 1992. Council of Europe, Strasbourg, France.

DANIELS, M.J., BEAUMONT, M.A., JOHNSON, P.J., BALHARRY, D., MacDONALD, D.W. y BARRANT, E. 2001. Ecology and genetics of wild-living cats in the north-east of

Scotland and the implications for the conservation of the wildcat. *Journal of Applied Ecology* 38: 146-161.

DÖTTERER, M. y BERNHART, F. 1996. The occurrence of wildcats in the southern Swiss Jura Mountains. *Acta Theriologica* 41(2): 205-209.

EASTERBEE, N., HEPBURN, L.V. y JEFFERIES, D.J. 1994. Survey of the status and distribution of the wildcat in Scotland, 1983-1987. Nature Conservancy Council for Scotland.

FRENCH, D.D., CORBETT, L.K. y EASTERBEE, N. 1988. Morphological discriminants of Scottish wildcats (*Felis silvestris*), domestic cats (*F. catus*) and their hybrids. *Journal of Zoology, London* 214: 235-259.

GIL-SÁNCHEZ, J.M., VALENZUELA, G. y SÁNCHEZ, J.F. 1999. Iberian wild cat *Felis silvestris tartessia* predation on rabbit *Oryctolagus cuniculus*: functional response and age selection. *Acta Theriologica* 44(4): 421-428.

HEWSON, R. 1983. The food of Wild cats (*Felis silvestris*) and Red foxes (*Vulpes vulpes*) in west and north-east Scotland. *Journal of Zoology, London* 200: 283-289.

HUBBARD, A.L., McORIST, S., JONES, T.W., BOID, R., SCOTT, R. y EASTERBEE, N. 1992. Is survival of European wildcats *Felis silvestris* in Britain threatened by interbreeding with domestic cats? *Biological Conservation* 61: 203-208.

KITCHENER, C. y EASTERBEE, N. 1992. The taxonomic status of black wild felids in Scotland. *Journal of Zoology, London* 227: 342-346.

LANGLEY, P.J.W. y YALDEN, D.W. 1977. The decline of the rare carnivores in Great Britain during the nineteenth century. *Mammal Review* 7: 95-116.

LOZANO, J., VIRGÓS, E., MALO, A., HUERTAS, D.L. & CASANOVAS, J.G. 2003. Importance of scrub-pastureland mosaics on Wild-living cats occurrence in a Mediterranean area: implications for the conservation of the wildcat (*Felis silvestris*). *Biodiversity and Conservation* 12(5): 921-935.

LOZANO, J. y URRÁ, F. El gato doméstico. En: Guía de los indicios de los mamíferos de la Península Ibérica, Islas Baleares y Canarias. Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM). (en preparación)

MALO, A., LOZANO, J., HUERTAS, D.L. y VIRGÓS, E. A change of diet from rodents to rabbits (*Oryctolagus cuniculus*). Is the wildcat (*Felis silvestris*) a specialist predator? *Journal of Zoology, London* (in press.)

MOLEÓN, M. y GIL-SÁNCHEZ, J.M. 2003. Food habits of the wildcat (*Felis silvestris*) in a peculiar habitat: the Mediterranean high mountain. *Journal of Zoology, London* 260: 17-22.

PALOMO, L.J y GISBERT, J. (Eds.). 2002. Atlas de los Mamíferos Terrestres de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU, Madrid, 564 pp.

PARENT, G.H. 1975. La migration récente, a caractère invasionnel, du chat sauvage, *Felis silvestris silvestris* Schreber, en Lorraine belge. *Mammalia* 39(2): 251-288.

RANDI, E. y RAGNI, B. 1991. Genetic variability and biochemical systematics of domestic and wild cat populations (*Felis silvestris*: Felidae). *Journal of Mammalogy* 72(1): 79-88.

RANDI, E., PIERPAOLI, M., BEAUMONT, M., RAGNI, B. y ANDREA SFORZI. 2001. Genetic identification of wild and domestic cats (*Felis silvestris*) and their hybrids using bayesian clustering methods. *Mol. Biol. Evol.* 18(9): 1679-16-93.

RODRÍGUEZ, J.L. 1993. Guía de campo de los Mamíferos Terrestres de España. Ed. Omega S.A., Barcelona.

RUIZ-GARCÍA, M., GARCÍA-PEREA, R., GARCÍA-GONZÁLEZ, F.J. y NICOLÁS-GUZMÁN, J. 2001. Primeros resultados sobre el análisis genético de poblaciones españolas de gato montés (*Felis silvestris*) y su posible hibridación con gatos domésticos (*Felis catus*). En: V Jornadas españolas de conservación y estudio de mamíferos. Vitoria-Gasteiz, Diciembre 2001. Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM), Málaga, pp. 123.

SARMENTO, P. 1996. Feeding ecology of the European wildcat *Felis silvestris* in Portugal. *Acta Theriologica* 41(4): 409-414.

SCHAUENBERG, P. 1981. Elements d'écologie du chat forestier d'Europe *Felis silvestris* Schreber, 1777. *Rev. Ecol. (Terre et Vie)*, vol. 35: 3-36.

STHAL, P., ARTOIS, M. y AUBERT, M.F.A. 1988. Organisation spatiale et déplacements des chats forestiers adultes (*Felis silvestris*, Schreber, 1777) en Lorraine. *Rev. Ecol. (Terre et Vie)*, vol. 43: 113-131.

STHAL, P. y ARTOIS, M. 1991. Status and Conservation of the wild cat (*Felis silvestris*) in Europe and around the mediterranean rim. Council of Europe.

STHAL, P. y LEGER, F. 1992. Le chat sauvage (*Felis silvestris*, Schreber, 1777). Encyclopédie des Carnivores de France. Société Française pour l'Etude et la Protection des Mammifères (S.F.E.P.M.).

URRA, F. 1997. Utilización del espacio por el gato montés (*Felis silvestris*) en Navarra. En: III Jornadas españolas de conservación y estudio de mamíferos. Castelló d'Empúries (Girona), 5-7 Diciembre 1997. Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM), Málaga, pp. 86.

WISEMAN, R., O'RYAN, C. y HARLEY, E.H. 2000. Microsatellite analysis reveals that domestic cat (*Felis catus*) and southern African wild cat (*F. lybica*) are genetically distinct. *Animal Conservation* 3: 221-228.

WITTMER, H.U. 2001. Home range size, movements, and habitat utilization of three male European wildcats (*Felis silvestris* Schreber, 1777) in Saarland and Rheinland-Pfalz (Germany). *Mammalian Biology* 66: 365-370.

ECOLOGÍA E COMPORTAMIENTO SOCIAL DO TEIXUGO

(*Meles meles*, Linnaeus 1758)

ECOLOGÍA Y COMPORTAMIENTO SOCIAL DEL TEJÓN (*Meles meles*, Linnaeus 1758)

Julián F. G. MANGAS

Licenciado en Biología.

Realizando doutorado sobre ecología de teixugos.

Universidade Rey Juan Carlos de Móstoles (Madrid).

Área de Biodiversidade e Conservación.

La diversidad de especies de Carnívoros de la Península Ibérica es grande en comparación con otras zonas geográficas de Europa. Uno de los carnívoros que participa de esta gran diversidad es el tejón, animal muy desconocido para la gran mayoría de la sociedad española. Este desconocimiento se traduce en la clasificación que se otorga al tejón el Libro Rojo de los Vertebrados: insuficientemente desconocida.

Consideramos al tejón como tejón eurasiático, dentro de la Familia Mustelidae, y con una amplia distribución en la región paleártica. Presenta unas características físicas de tamaño medio, junto a unas adaptaciones corporales preparadas para alimentarse y vivir en el suelo y bajo tierra.

El tejón eurasiático está presente en casi cualquier hábitat templado. En la península Ibérica lo encontramos en todos los hábitat, pero presentando marcadas diferencias en cuanto a abundancias relativas se refiere, entre los diferentes hábitat. Así pues, en el PN de Doñana encontramos las poblaciones de tejones en densidades de 0'6 indiv./Km², y en la Sierra de Guadarrama (Madrid) podemos llegar a tener 3 – 4 indiv./Km².

Estas diferencias en abundancia de tejones podemos explicarlas desde dos puntos de vista: el primero de ellos se debe al lugar donde pueden establecerse las tejonerías, ya que no todos los suelos son favorables para excavar estas madrigueras; la otra explicación la podemos encontrar en la diferente disponibilidad de alimento, ya que en lugares donde las lombrices están más disponibles, las abundancias de los tejones son más grandes.

El lugar que presenta una o varias tejonerías con lugares donde se pueden obtener lombrices es lo que se denomina territorio que es defendido por un conjunto de tejones denominado clan. La defensa del territorio se realiza mediante un marcaje de borde de territorio, en lugares determinados denominados letrinas. Este patrón de territorio – clan es muy claro en tejones ingleses y centroeuropeos, pero no está muy claro en la península Ibérica, llegando incluso a desaparecer en el PN de Doñana.

La reproducción de estos carnívoros está muy influida por la cantidad de alimento que pueden tomar en los periodos del año donde más abundante es su alimento principal, las lombrices en Oxford y el conejo en PN de Doñana. A lo largo de la península Ibérica encontramos otras presas principales en las dietas pero no se sabe cuál es su influencia en la reproducción.

Por último, se describen cuales son las amenazas directas e indirectas sobre las poblaciones de tejón, destacando los atropellos de tráfico y los cazadores furtivos. Y también cuales son las principales medidas de conservación sobre esta especie, entre las que destacamos el gran desconocimiento sobre la biología de este carnívoro.

CARNÍVOROS, FROITOS E DISPERSIÓN DE SEMENTES EN ECSISTEMAS DO NOROESTE DE ESPAÑA

CARNÍVOROS, FRUTOS Y DISPERSIÓN DE SEMILLAS EN ECOSISTEMAS DEL NOROESTE DE ESPAÑA

José GUITIÁN

Ecología, Dpto de Biología Celular i Ecología.

Universidade de Santiago.

Algunas especies de carnívoros dispersan las semillas de plantas que producen frutos carnosos obteniendo a cambio alimento. Los carnívoros obtienen una recompensa basada, sobre todo, en carbohidratos y agua, aprovechando un alimento estacional muy abundante y fácil de conseguir. Las plantas mueven sus semillas colonizando nuevos hábitats, escapando de la depredación y, en ocasiones, aumentando la capacidad de germinación. En el noroeste de España, al menos 8 especies de carnívoros consumen frutos y dispersan semillas: oso pardo, zorro rojo, marta, garduña, tejón, turón, armiño y gineta. Al menos 40 especies de plantas utilizan estos vectores para dispersarse. En las floras locales, las plantas dispersadas por carnívoros pueden representar el 30-60% de las plantas productoras de frutos carnosos. Los frutos pueden estar presentes en una parte sustancial de la dieta de otoño de algunas de estas especies (30%-100%). La dispersión por carnívoros se caracteriza por (1) la abundancia de semillas trasladadas por unidad de excremento, (2) el aumento del tiempo de tránsito de las semillas en el digestivo y de la extensión espacial de la dispersión.

Esta comunicación describe algunos rasgos del mutualismo en tres áreas del noroeste de España: Montaña de Riaño-Picos de Europa, Sierra de Ancares y El Bierzo. En la primera destaca el papel del zorro rojo, la marta y el oso pardo, en la segunda, el papel de la marta y el zorro rojo y en la tercera, el papel de la gineta, la garduña, el zorro y el tejón.

Los carnívoros son capaces de seguir las fluctuaciones temporales de la abundancia de frutos. En las áreas en las que los frutos cultivados son abundantes, el consumo y la dispersión se dirige especialmente a este tipo de plantas en perjuicio de las especies silvestres. Existe un cierto solapamiento entre las plantas que se dispersan a través de aves y a través de mamíferos carnívoros, de tal manera que es difícil identificar grupos de plantas (o características morfológicas y nutricionales) propias de uno u otro tipo de dispersión.

BIOLOGÍA DO OSO PARDO (*Ursus arctos*)

BIOLOGÍA DEL OSO PARDO (*Ursus arctos*)

D. Francisco PURROY.

Doutor en Biología. Catedrático na Facultade de Biología.

Universidade de León.

Hábitat

La vasta repartición del oso pardo (*Ursus arctos*) en Europa, Asia y Norteamérica, la más extensa de las especies de Úrsidos, explica el que podamos encontrarlo desde la tundra ártica a ambientes xéricos de desierto (meseta de Qinghai-Xizang, en China). El hecho de campear en un extenso dominio vital le permite atender sus exigencias de hibernación, alimentación, búsqueda de tranquilidad y participación en la reproducción, actos que no ocurren en el mismo paraje y que varían según el sexo y la edad del ejemplar, requisitos que suponen el precisar de un hábitat variado.

En América, residencia de las dos subespecies gigantes, el grizzly -u a .horribilis- y el oso de Kodiak - U a. middendorffi -, el uso del medio por la especie ha llevado a establecer el concepto de "componentes del hábitat", un paisaje constituido por mosaicos de tipos de vegetación en diferentes etapas sucesionales (MEALEY et al. 1977) y con una fisonomía particular. Entre estos componentes los considerados más adecuados son las malezas riparias, los rodales maduros de bosques mixtos, las alamedas silvestres, la orla superior de los abetares montanos, los corredores de avalanchas y las landas subalpinas ricas en arbustos frutescentes (ver, por ejemplo el análisis del hábitat del grizzly ideado por CRAIGHEAD y colaboradores, 1982, y los resultados del simposio editados por CONTRERAS y EVANS, 1986).

El oso en Europa es más forestal y arborícola que el grizzly, evolucionado en ambientes glaciares semiabiertos. Los habitantes de macizos montañosos del centro y sur europeos suelen preferir el piso montano de hayas y robles, del que incursionan tanto a dominios colinos como subalpinos, en un rango altitudinal preferido entre 800 y 1.400 m. La montanera con sus frutos secos (bellota, hayuco, castañas, avellanas) es la base alimentaría de estos núcleos cordilleranos. El área continua que desde Escandinavia y Rusia alcanza Siberia y Kamchatka, de unos dos millones y medio de kilómetros cuadrados de hábitats oseros, ofece ambientes boscosos de pinos y abetos en la taiga y el cinturón de abedules y sorbales aledaño a las estepas, siendo

básicas las arandaneras como factor trófico clave. Una síntesis adecuada puede consultarse en el trabajo de PARDE y CAMARRA (1992).

En el núcleo oriental cantábrico la selección ursina del hábitat (CLEVINGER et al. 1992) se decanta por bosques frondosos a moderada altitud (1.200 - 1.400 m) en rodales alejados de carreteras y pueblos (distancias medias mínimas a la carretera y al pueblo más cercanos de 3.9 y 4.5 km respectivamente). La aplicación de un modelo de idoneidad del hábitat utilizando como variables los cuatro parámetros citados (altitud, cobertura boscosa, distancia a carretera más próxima y distancia al pueblo más cercano) sobre celdas UTM de un kilómetro cuadrado ha resultado en solo un 13.5 % del areal osero oriental con calidad de hábitat buena (CLEVINGER et al. 1997).

Sobre 4.029 Ha de Somiedo (Asturias), en el núcleo occidental cantábrico, MARQUÍNEZ et al. (1992) establecen una valoración del hábitat tras combinar presencia de alimentos preferidos por el oso (Umbelíferas y Poáceas en primavera, arándano en verano y montanera y manzanas en otoño) y oferta de refugio y cobertura (máximo valor, de 25 puntos, para las áreas rocosas recubiertas por arbolado y arbustos). Establecen cinco categorías de valor del hábitat y encuentran que un 93 % de la zona solo dispone de tipos de hábitats de baja calidad. Desde la perspectiva trófica anual, el castañar es el ambiente más interesante, seguido del hayedo, los brezales ricos en biércol y arándano y los robledales de umbría.

DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA. CENSOS Y TENDENCIAS POBLACIONALES.

SERVHEEN (1990) pone al día el estatus y estado de conservación de los osos del mundo, y declara que el oso pardo solo tiene su futuro asegurado en el nordeste y noroeste de la antigua Unión Soviética, Alaska y Canadá.

Las estimas máximas de poblaciones norteamericanas las encabeza Alaska (43.000 ejemplares), seguida de Canadá (22.780 grizzlys) y con núcleos reducidos en otros puntos de Estados Unidos (700 en Montana, 200 en Wyoming, 30 en Idaho y 20 en Washington) que suponen aquí 6 subpoblaciones amenazadas, en las que la muerte ilegal de un oso se castiga con más de 20.000 dólares y 5 años de cárcel.

En Rusia y nuevos estados escindidos de la URSS, al oeste de los Urales, hay un plantel de 33.000 osos pardos sobre un área ocupada de 1.7 millones de kilómetros cuadrados. Desde Kazakhstán al extremo oriental de Siberia el censo rinde un total de unos 100.000 ejemplares. Las poblaciones asiáticas más en riesgo son las de Siria-Líbano (en montañas de Al

Sheikh, probablemente ya extinta), Irak (en Kurdistán) y Japón (subespecie yesoensis, en la isla de Hokkaido).

La Europa del sur, aparte de la población balcánica todavía importante y que presenta continuidad con Eslovenia, presenta relictos aislados confinados en las regiones montañosas más inaccesibles. En Grecia hay dos núcleos (Pindo y Rhodope) con un total de 110 a 130 individuos. Albania aloja unos 250, con una deforestación en auge que promete efectos negativos. En la ex-Yugoslavia, unos 2.000 plantígrados se extienden por la Cordillera Dinárica, con este reparto nacional: Eslovenia (400), Croacia (400), Bosnia-Herzegovina (800), Yugoslavia actual (200) y Macedonia (250). En Italia se reparten en tres núcleos: 80 osos en los Abruzzos, representados por la subespecie marsicanus ; menos de 5 en los Alpes del Trentino y presencia regular en Tarvisio, junto a la frontera eslovena. En Austria, a partir de animales en dispersión natural y de reintroducciones desde el este, hoy se cuenta con 25 plantígrados, sobre todo en Carintia y Estyria. En los Pirineos quedan 6 osos nativos, con el último osezo nacido en 1995, entre los valles de Axpe, Roncal y Ossau; tres osos eslovenos han sido reintroducidos en 1996-97 en el sector central, ejemplares que también se han movido por el valle de Arán y al Alto Pallars leridano.

En Escandinavia (C.E.,1998), la reglamentación de caza y las leyes de protección han terminado con el declive de los años 50 y la especie ha recuperado buena parte del territorio boscoso perdido. Noruega ha pasado de los 25 osos de 1965 a unos 200 actualmente. El censo de Suecia , con areal en expansión, cifre su población entre 685 y 770 individuos.En Finlandia se estiman otros 400, con fuerte incremento ligado a un flujo de animales dispersivos procedentes de la Carelia rusa. En estos tres países hay permisos para cazar al oso pardo, sobre todo en las zonas con renos para limitar los daños a sus rebaños.

La Europa central y oriental ofrece un extenso terreno montañoso poblado por la especie entre los Cárpatos y los Montes Tatras, aparte de las colinas boscosas de Bielorusia y las extensiones de coníferas y abedules entre la Rusia septentrional y la cadena de los Urales. En general, la población se halla estabilizada o incluso en alza importante en algunas regiones (Polonia, Eslovaquia, Bulgaria) gracias a una reglamentación estricta de la caza y a la creación de reservas y parques nacionales. Los efectivos por países son: 750 en Bulgaria, 6.000 en Rumania, 90 en Polonia, 700 en Eslovaquia y unos 30.000 en el ámbito de la Rusia europea, Ucrania y Bielorusia. Hay nueva presencia recolonizadora de la especie en Chequia y Hungría.

En la Cordillera Cantábrica (CLEVENGER y PURROY, 1991; NAVES y PALOMERO, 1993) la estima numérica es de 50 - 65 osos en el núcleo occidental y de 20 en el

oriental, cada sector con unos 2.500 kilómetros cuadrados de extensión, separados por un corredor de unos 30 km de anchura en la zona de Valgrande- Pajares- Villamanín.

NAVES y otros (1999) afirman que la población cantábrica occidental ha sufrido entre 1982 y 1995 una merma anual de aproximadamente un 5 %, pasándose de aproximadamente 90 ejemplares en 1982 a 50 en 1995. A partir de indicios de presencia obtenidos en itinerarios fijos recorridos sistemáticamente en el areal cantábrico, FERNÁNDEZ VALERO (2000) detecta un porcentaje de descenso medio anual del 29 % entre 1989 y 1994 en el sector occidental y mantenimiento del oriental, aunque con rarefacción local en la comarca de Riaño y Picos de Europa. El estudio genético realizado por REY et al. (1996) a partir del ADN procedente de muestras de heces y pelo y 8 microsatélites seleccionados, ha permitido identificar 17 osos en el núcleo oriental, dos de ellos abatidos por cazadores furtivos, con valores de heterocigosidad observada ($H_o = 0.361$) inferiores a los dados en poblaciones consideradas en riesgo de extinción ($H_o = 0.559$, en Yellowstone) e incluso por debajo del encontrado para la población occidental cantábrica usando solo cinco individuos ($H_o = 0.538$).

METODOLOGÍA DE CENSOS.

El método más común para estimar la densidad ursina es el del marcaje intensivo de los osos residentes, cuya posterior información telemétrica documenta la tasa de solapamiento de dominios vitales en el área de estudio, y también las clásicas técnicas de captura y recaptura aplicando el Índice de Lincoln-Petersen (ver, por ejemplo, comentarios generales sobre pros y contras de los métodos y problemas de precisión de los resultados en "MILLER et al. 1997). Es decir, resulta muy difícil lograr una estimación total fiable sin utilizar métodos intrusivos que conllevan la captura de una parte significativa de la población. En poblaciones oseras de pequeño tamaño no hay un procedimiento de censo satisfactorio (SERVHEEN, 1989) y suelen combinarse aproximaciones variadas: encuestas, evolución de los censos anuales de osas con crías del año, uso de cámaras fotográficas automatizadas para individualización de ejemplares, frecuencia de hallazgo de indicios de actividad en itinerarios fijos recorridos a pie y las recientes aproximaciones (MOWAT 2000) de recoger pelos en cebos rodeados de alambre de espino, individualizar su ADN mediante los microsatélites de la raíz pilosa y analizar el marcaje-recaptura de las muestras de pelo para estimar patrones de distribución y abundancia.

En la Montaña Cantábrica se disponen de ejemplos de aplicación de estos métodos. Con las encuestas a expertos (guardas y naturalistas) CLEVENGER y PURROY (1991 b) detectan el declive acusado de la especie y el peso que tanto el envenenamiento como la mortalidad por furtivismo tienen en este proceso. NAVES et al. (1999) definen una subpoblación occidental de 25 hembras de más de un año de edad, con una tasa de incremento anual del 0.6 % Y un riesgo

que supera el 5% de probabilidades de extinción en los próximos 100 años. La estimación de los parámetros demográficos situó la mortalidad en un rango de 0.19 - 0.22 para los subadultos; de 0.13 - 0.17 para los adultos de 5 a 16 años; y de 0.28 - 0.31 para las clases de edad de 17 a 24. El estudio piloto de recorrer dos veces por año en el trienio 1990-92 un lote de 70 itinerarios de registro de indicios, individualizando 950 segmentos de 1.6 km de longitud en una extensión anual de 1.500 km, no ha rendido suficiente potencia estadística para obtener tendencias poblacionales significativas, pero valida esta metodología no intrusiva si se aumenta la intensidad de muestreo, dada la bajísima densidad poblacional encontrada (CLEVENGER y PURROY, 1996). FAPAS tiene individualizados fotográficamente a 9 osos en el núcleo occidental, entre ellos al macho muerto en Somiedo a resultas de la captura para radiomarcaje. Aunque T A YLOR y GERRODETTE (1993) afirman que a baja densidad una aproximación demográfica es más potente que estimar la tendencia poblacional a partir de muestreos, el método demográfico implica especular sobre las tasas de cambio poblacional tras conocer las tasas de mortalidad y natalidad, necesitado en intervenir, manipular y tener los suficientes fondos para conseguir un número aceptable de ejemplares marcados, evento difícil en el núcleo osero español, en el que el monitoreo del oso pardo debe apostar por procedimientos extensivos.

ETOLOGÍA Y COMPORTAMIENTO SOCIAL.

Habitualmente el oso pardo se comporta como animal solitario, salvo las hembras acompañadas por sus esbardos. Se distribuyen en dominios vitales solapados, mucho más extensos en los machos que en las hembras. A pesar de su propensión a la vida solitaria pueden congregarse en alta densidad allí donde se concentran alimentos abundantes, caso de los arroyos salmoneros, los basureros y los puntos de cebadero artificial, con organización jerárquica encabezada por los machos más vigorosos.

Una serie de síntesis sobre la historia natural del oso pardo (CRAIGHEAD y MITCHELL, 1982; PARDE y CAMARRA, 1992; STIRLING, 1993) destacan su agudeza olfativa, versatilidad alimentaria, moderada longevidad (20-25 años), pauta de actividad bimodal -al alba y al crepúsculo-, peculiar fisiología en la hibernación (ritmo cardíaco de 8 pulsaciones por minuto, temperatura corporal de 32 o y función digestiva bloqueada, con metabolismo de las grasas almacenadas que incide en tasas de colesterol elevadas) y capacidad para realizar desplazamientos de gran envergadura, aparte de una biología reproductora singular entre los Carnívoros por la diminuta talla y peso de las crías (350 gramos al nacer) y su crianza inicial en una osera sin que la madre se alimente ni beba.

El tamaño del dominio vital depende de la calidad del hábitat, la densidad de la población y el sexo. Dominios de 3000 km. cuadrados son propios de machos habitantes de



zonas de hábitat pobre (caso de la Cordillera Cantábrica y la taiga boreal) con las hembras, en promedio, ocupando áreas de campeo de un tercio del tamaño típico de los ejemplares masculinos. Pequeños dominios, de unos 50 km. cuadrados, caracterizan hábitats ricos (como los de la isla Kodiak, abundante en salmones y carroñas) y poblaciones oseras muy densas. Las hembras con oseznos intentan mantenerse alejadas de los machos dominantes, capaces de practicar el canibalismo hacia las crías, a pesar de la defensa activa de la madre, como se ha observado en mayo de 2000 en Degaña (Asturias), donde un oso macho mató una camada de tres osinos.

PAUTAS ALIMENTARIAS.

Dentro de un omnivorismo extremo, atento a la oferta ambiental de alimentos de alto valor energético, suelen distinguirse en el oso pardo cuatro períodos metabólicos asociados a los cambios estacionales: a) hibernación o letargo; b) transición o hipofagia; c) actividad normal; y, d) hiperfagia, asociada con la voracidad y el engorde otoñales previos a encuevarse.

En los Pirineos y en la Cordillera Cantábrica la dieta la componen un 85 % de materia vegetal y un 15 % de materia animal (básicamente, carroña de ungulados salvajes y domésticos e insectos). El estacionalismo alimentario de los osos cantábricos se tipifica así: 1) Primavera - hierba (sobre todo brotes tiernos de Gramíneas) -84 %- y carroña de ganado y caza mayor - 8 %-. 2) Verano - plantas verdes (dominio de Umbelíferas) -41 %- con un 22 % de frutos carnosos (arándano y pudio, dominantes), insectos -22 %- y restos de ganado -12 %-. 3) Otoño - frutos secos, en especial bellotas -61 %-, frutos carnosos -17 %-, hierba -11 %- y ungulados -7 %-. 4) Invierno - montanera -50 % -, plantas herbáceas - 32 % -, frutos carnosos (predominio de mañllos) - 12 % y carroña de ganado - 5 %-.

Entre las 11 especies de Carnívoros más comunes en la región cantábrica, BRAÑA y otros (1993) señalan que el oso y el tejón son los que más proporción de vegetales y artrópodos consumen en comparación con la ingesta de consumo de mamíferos, colocándose ambas especies en el extremo hipo carnívoro del espectro, encabezando el extremo opuesto el armiño y llobo. Uno oso pirenaico viene a consumir al año una media de 144 kg de carne de reses domésticas, el 8 % del peso seco del total de alimentos consumidos (BERDUCOU et al. 1982).

La norma en esta especie es el carácter vegetariano de la dieta, el consumo masivo de hierba y frutos en verano y otoño, la necrofagia ocasional y la afición a devorar himenópteros sociales (abejas en zona templada y hormigas en el cinturón IDO). La capacidad de engorde es extrema y un oso pardo antes de invernar puede pesar el doble que en primavera al emerger de su cubil. Se han datado en osos radiomarcados en Yello)Vstone tasas de engorde diarias de 1.65

kg mantenidas durante más de un mes. Los enclaves más productivos en alimento constituyen centros de actividad en los dominios vitales de cada ejemplar, cuyos movimientos anticipan las fases de producción efímeras que acompañan a la cosecha de frutos y al máximo proteínico de la vegetación verde antes de embastecerse.

FACTORES LIMITANTES.

El oso pardo es un especialista de la estrategia demográfica tipo K que supone una vida larga, una madurez sexual tardía, espaciamiento entre producción de camadas, crianza prolongada de los jóvenes y una tasa de supervivencia natural alta en los adultos. Los factores clave reguladores son de índole alimentaria y social.

En Alaska (FILLER et al. 1997) la densidad del grizzly según sectores exhibe diferencias de hasta 80 veces entre los ambientes pobres y los ricos (aquí con cifras de 290 osos por 1000 kilómetros cuadrados), enorme variabilidad que responde a diferentes condiciones ambientales que regulan las fuentes alimenticias que a su vez regulan la densidad. Por eso, aconsejan el manipular estas condiciones para ayudar a conservar pequeños núcleos vestigiales refugiados en reservas de poca extensión, decantándose más por acciones inmediatas (caso del aporte de alimentación suplementaria) combinadas con las tácticas tradicionales de mejorar el hábitat y reducir la mortalidad de la especie.

La regulación externa, climática y trófica, actúa en las temporadas de penuria mediante la malnutrición que influye en los ciclos reproductores: retraso de la pubertad, descenso del número de camada y fuerte mortalidad infantil. Cuando la comida escasea los osos se mueven sobre espacios más amplios, desplazamientos que aumentan la probabilidad de muertes causadas por el hombre (PRIMM, 1996).

Los fenómenos de regulación social son variados entre ellos la depredación de machos adultos contra oseznos y subadultos, la dispersión forzada de los subadultos y la limitación del acceso a enclaves de concentración de comida que los ejemplares dominantes en la jerarquía ejercen contra los dominados. Estos mecanismos son densamente dependientes (TAYLOR .1994) y los efectos de la regulación social pueden influir tempranamente en la mortalidad de las crías, pues se han datado bastantes pruebas de muerte intraespecífica en la temporada de celo. Los parámetros más disminuidos por efectos de la densidad son a la vez los más afectados por las variaciones ambientales, sobre todo la producción y supervivencia de los esbardos y la mortalidad de los subadultos.

El modelo demográfico propuesto por NAVES et al. (1999) expone una alta tasa de mortalidad de los osos cantábricos que puede favorecer comportamientos de emancipación temprana de las crías y de precocidad reproductiva, posible respuesta a una falta de estabilidad en la estructura de la población y, en una perspectiva histórica, como una adaptación a una fuerte presión selectiva contra el tamaño y la agresividad.

MÉTODOS DE LOCALIZACIÓN Y SEGUIMIENTO.

En poblaciones amenazadas de oso pardo los planes de recuperación contemplan actividades de control y seguimiento y actividades de investigación. El plan vigente en Castilla y León (B.O.C. y L. 122, de 26 de junio de 1990) contempla en el primer epígrafe citado - Objetivo 6 : "Disponer de información actualizada y continua sobre la evolución del núcleo poblacional de osos pardos así como sus factores limitantes inmediatos" - estas líneas de actuación:

-Establecer mecanismos de control de la población y de sus individuos y promover la realización de censos.

-Localizar, individualizar y seguir periódicamente los grupos familiares de osas con crías, así como evaluar el tamaño medio de las camadas. -Evaluar anualmente la mortalidad de ejemplares de oso y sus causas. -Evaluar anualmente la disponibilidad de recursos tróficos naturales previa a la hibernación, como base del programa de alimentación suplementaria.

-Establecer para las actividades de control y seguimiento mecanismos de coordinación con la Administración Central y las Comunidades Autónomas afectadas.

Entre las actividades de investigación se incluyen:

-Realización del inventario abierto de áreas críticas especificando zonas de refugio, ubicación de osas, áreas de campeo, corredores y zonas de alimentación.

-Cartografiar las formaciones vegetales, en especial aquellas zonas que porten alimentos básicos para la especie, bien por su utilización actual o potencial.

De acuerdo con las recomendaciones de SERVHEEN (1989), el monitoreo, para ser efectivo y científicamente creíble, debe de repetirse y desarrollarse anualmente en la mayoría de los casos. La obtención anual del número mínimo de osas con crías del año, la recogida de indicios de presencia en una red fija de itinerarios de muestreo, la localización de las zonas que actúan como fuentes y las que funcionan como sumideros poblacionales, los sistemas

fotográficos para el control de individuos y las técnicas de individualización de muestras de pelo aliadas a modelos de marcaje-recaptura en programas de simulación, son en este momento los métodos de seguimiento osero más aconsejables en España (ver FERNÁNDEZ V ALERO, 2000).

REPRODUCCIÓN.

El rasgo que diferencia a los Úrsidos de los demás mamífero~ euterios es la pequeñez de las crías, sin que se cumpla la norma que relaciona el peso de los neonatos con el peso de su madre. En el oso pardo la paridera de una a cuatro crías (dos, de número de camada más frecuente) solo supone entre el 1 y el 4 % del peso materno, cuando en las otras familias de Carnívoros la tasa es del 10 al 20 %. Otro carácter específico es una preñez con momento de gestación activa y ulterior inicio de la lactancia en un cubil, sin comer durante la hibernación.

La biología reproductora del oso pardo europeo en cautividad ha sido revisada por DITTRICH y KRONBERGER (1962). Estos autores indican un período de apareamiento de unos 72 días, de finales de abril a mediados de Julio, y estro de dos a cinco semanas en el que la hembra acepta numerosas cópulas de diferentes machos.

El comportamiento de celo y cópula del oso cantábrico ha sido descrito por CLEVENGER y otros (1992). WIMSATT (1963) fue el primero en definir a esta especie como ovuladora inducida, hecho que condiciona un período interactivo de la pareja previo a la monta. Las observaciones de CRAIGHEAD et al. (1969) en el eco sistema de Yellowstone sugieren que la hembra del grizzly tiene dos ciclos estrales durante el mismo celo: durante el primero atrae machos con los que copula varios días, seguido de un momento solitario de entre 4 y 18 jornadas coincidente con el desarrollo folicular posterior a la ovulación- y , después, nueva receptividad a las montas. El parto en Europa, tanto en la naturaleza como en zoológico, ocurre en enero o febrero. Un oseño pirenaico pasa de los 300-500 gramos al nacer a alcanzar en mayo un peso de 5 a 6 kg, y entre 10 y 12 kg al alcanzar el año de edad (COUTOURIER, 1954).

La información reproductiva sobre el núcleo occidental cantábrico estudiada por NAVES Y otros (1999) entre 1982-1995 da un tamaño medio de camada (a los 5 meses de edad) de 2.37 oseños. La mortalidad de las crías, antes de los 17 meses de edad, supone alrededor del 40 %. La edad media de la primera reproducción se estimó en un rango comprendido entre los 4.79 y 4.93 años de edad y el intervalo medio entre camadas entre los 2.94 y 3.25 años. El número de osas con crías osciló entre un máximo de 8.12 en 1984 y un mínimo de 2 en 1994.

La leche del oso pardo tiene más contenido en grasa y proteína y menor cuota de carbohidratos que la de otros Carnívoros, con contenido energético triple al de la vaca y muy similar a la propia de cetáceos y focas. Todas las hembras de Úrsidos amamantan a su prole hasta que se disuelve el vínculo familiar, por lo que resultan frecuentes los esbardos que lactan durante tres años.

Está demostrada la dependencia de la paridera de la calidad del hábitat y su oferta nutricia. En el grizzly de Alaska las osas residentes en el litoral occidental, pródigo en ríos salmoneros donde comen, son más corpulentas y producen más crías que las que viven en las montañas interiores con dietas frugales herbívoras (CRAIGHEAD y MITCHELL, 1982). Las cifras de hembras adultas muertas aumentan considerablemente durante los años de escasez de alimentos (MATTSON y REID, 1991).

BERDUCOU J.C., FALIU L & BARRAT J. 1982. Le régime alimentaire de l'ours brun des Pyrénées. *Bull. Mens. D.N e.* 54: 34-45.

BRAÑA F., NAVES J. y P ALOMERO G. 1993. Hábitos alimenticios y configuración de la dieta del oso pardo en la Cordillera Cantábrica. En NAVES J. Y P ALOMERO G. (Eds). *El oso pardo (Ursus arctos) en España*: 81-103. ICONA, Madrid.

CLEVINGER AP. y PURROY F.J 1991. *Ecología del oso pardo en España*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC. Madrid. 155 p.

CLEVINGER AP. Y PURROY, F.J. 1991 b. Demografía del oso pardo (*Ursus arctos*) en la Cordillera Cantábrica. *Ecología* 5: :243-256.

CLEVINGER AP., PURROY F.J. y SAENZ DE BURUAGA M. 1992. Copulation of wild european brown bears (*Ursus arctos*) with comments on the breeding behaviour of the one adult maleo *Mammalia* 56: 3-8.

CLEVINGER AP. y PURROY F.J 1996. Sign surveys for estimating trend of a remnant brown bear *Ursus arctos* population in northern Spain. *Wildlife Biology* 2: 4: 275-281.

CLEVINGER AP., PURROY F.J. & CAMPOS M.A 1997. Habitat assessment of a relict brown bear *Ursus arctos* population in northern Spain. *Biological Conservation* 80: 17-22.

CLEVINGER AP., PURROY F.J. & PELTON M.R. 1992. Brown bear *Ursus arctos* habitat use in the Cantabrian Mountains, Spain. *Mammalia* 56 : 203-214.

COMMISSION EUROPEENNE. 1998. La conservation de l'ours brun dans l'Union Européenne: actions cofinancés par LIFE-Nature.DGXI. D.2. Bruselas. 44 p.

CONTRERAS G. y EVANS K. Eds. 1986. Proceedings Grizzly Bear Habitat Symposium. U.S. Dept. Agric. For. Serv. Intermountain Res. Station, Ogden, Utah Gen. Techn. Rep. INT-207. 252 p.

COUTOURIER M. 1954. L'ours brun Grenoble, editado por el autor. 905 p.

CRAIGHEAD J.I, HORNOCKER M.G. Y CRAIGHEAD F.J. 1969. Reproductive biology of young female grizzly bears. J Reprod. Fert. Suppl. 6: 447-475.

CRAIGHEAD II y MITCHELL IA. 1982. Grizzly Bear. En :CHAPMAN IA. y FELDHAMMER G.A. (Eds.) Wild Mammals of North America. The Johns Hopkins University Press: 515-556.

CRAIGHEAD II, SUMNER J.S. & SCAGGS G.B. 1982. A definitive system of analysis of grizzly bear habitat. Inst. Univ, Montana Missoula Monogr. 161 p.

DITTRICH I. y KRONBERGER H. 1962. Biologische-Anatomische Untersuchungen Über die Fortpflanzungs-biologie des Braunbären (Ursus arctos L.) und anderer Ursiden in Gefangenschaft. A. Säugetierk 28 (3). 129 p.

FERNÁNDEZ VALERO, E. 2000. Distribución, ecología y tendencia poblacional del oso pardo (Ursus arctos L.) en la Cordillera Cantábrica. Tesis Doctoral. Universidad de León. 535 p.

MARQUÍNEZ I, GARCIA P., NAVES J. y RUANO A. 1992. Geographical information system for the analysis of cantabrian brown bear habitat quality. Compte rendu de la IX Conference Internationale sur la connaissance et la gestion des populations d'ours, Grenoble: 179-193.

MATTSON D.J. y REID M.M. 1991. Conservation of Yellowstone grizzly bear. Conservation Biology 5: 364-371.

MEALEY S.P., JONKEL C. & DEMARCH, R. 1977. Habitat criteria for Grizzly bear management. Proc. Int. Congr. Game Biol. 13: 276-289.

MILLER S.D. y otros. 1997. Brown and black bear density estimation in Alaska using radiotelemetry and replicated mark-resight techniques. Wildlife Monographs N° 133. 55 p.

MOWAT G. y STROBECK C. 2000. Estimating population size of grizzly bears using hair capture, DNA profiling, and mark-recapture analysis. *J Wildl. Manage.* 64 (1):183-193.

NAVES I y P ALOMERO G. Eds. 1993. El oso pardo (*Ursus arctos*) en España. ICONA, Colección Técnica. Madrid. 384 p

NAVES I, WIEGAND T., FERNANDEZ A. Y STEPHAN T. 1999. Riesgo de extinción del oso pardo cantábrico. La población occidental. Fundación Oso de Asturias, Oviedo. 284 p..

PARDE J.M. y CAMARRA IJ. 1992. L 'Ours (*Ursus arctos*, Linnaeus, 1758). *Encyclopedie des Carnivores de France*. Vol 5. Société française pour l'étude et la protection des mammifères. PRIMM S.A. 1996. A pragmatic approach to grizzly bear conservation. *Conservation Biology* 10: 1026-1035.

REY I., DOADRIO I. y TABERLET P. 1996. Estudio genético de la población española del oso

pardo. Convenio ICONA -CSIC. Informe no publicado.

SERVHEEN C. 1989. Monitoring of bear populations. *Environmental Encounters Series*: 39-45. Council of Europe.

SERVHEEN C. 1990. The Status and Conservation of the Bears of the World. *Eight Int. Conf on Bear Research and Management*. Monograph Series N° 2, Victoria, Canada. 32 p.

STIRLING, I. 1993. *Bears. A complete guide to every species*. Collins. 240 p.

TAYLOR B. (Ed). 1994. Density-dependent population regulation in black, brown and polar bears. *Int. Conf Bear Res. and Manage. Monogr. Series n° 3*.

TAYLOR B. y GERRODETTE T. 1993. The uses of statistical power in conservation biology: the vaquita and northern spotted owl. *Conservation Biology* 7: 489-500.

MODELO DE CONSERVACIÓN DUN MAMÍFERO CARNÍVORO: O OSO PARDO (URSUS ARCTOS)

D. Roberto Hartasánchez. Presidente do F.A.P.A.S (Fondo para la Protección de los Animales Salvajes).

La charla versa sobre las actividades de FAPAS dentro del P.N. de Somiedo con la conservación del Oso pardo.

El FAPAS desarrolla una estrategia de trabajo basada en dos líneas:

Conocimiento de la población y desarrollo de actuaciones prácticas de conservación.

Con este trabajo pretendemos crear un modelo que puede ser exportado a otras áreas de la C. Cantábrica dentro del marco de la conservación del oso pardo.

BIBLIOGRAFÍA SOBRE CARNÍVOROS

TEJÓN.

Andersen, J. (1954) The food of the Danish badger (*Meles meles*). Danish Review of Game Biologists 3, 1-75.

Blackburn, P.G. & Macdonald, D.W. (2000). Shapes and sizes of badger territories. *Oikos* 89: 392-398.

Broseth, H., Knutsen, B. & Bevanger, K. (1997a). Spatial organization and habitat utilization of badgers *Meles meles*: effects of food patch dispersion in the boreal forest of central Norway. *Z. Säugetierk.* 62: 12-22.

Broseth, H., Bevanger, K. & Knutsen B. (1997b). Function of multiple badger *Meles meles* sett: distribution and utilisation. *Wildl. Biol.* 3: 89-96.

Brown, C.A.J. (1981) Prey abundance of the European badger, *Meles meles*, in north-east Scotland. *Mammalia* 47, 81-86.

Canova, L. & Rosa, P. (1994) Badger *Meles meles* and Fox *Vulpes vulpes* food in agricultural land in the western Po plain (Italy). *Hystrix* 5, 73-78.

Ciampalini, B. & Lovari, S. (1985) Food habits and niche overlap of the badger (*Meles meles*) and the red fox (*Vulpes vulpes*) in a Mediterranean coastal area. *Zeitschrift für Säugetierkunde* 50, 226-234.

Cheeseman, C. L.; Jones, G. W.; Gallagher, J., y Mallison, P. J. (1981): "The population structure, density and prevalence of tuberculosis (*Mycobacterium bovis*) in badgers (*Meles meles*) from four areas in south-west England». *J. Appl. Ecol.* 18: 795-804.

Cheeseman, C.L., Cresswell, W.J., Harris, S. & Mallinson, P.J. (1988). Comparison of dispersal and other movements in two badger (*Meles meles*) populations. *Mammal Rev.* 18: 51-59.

Clements et al. (1988): "The national badger sett survey". *Mammal Review*, 18:1-9.

Cresswell, P., Harris, S., Bunce, R.G.H. & Jefferies, D. (1989). The badger, *Meles meles* in Britain: present status and future population changes. *Biol. J. Linn. Soc.* 38: 91-101.

Da Silva, J., Woodroffe, R. & Macdonald, D.W. (1993) Habitat, food availability and group territoriality in the European badger, *Meles meles*. *Oecologia* 95, 558-564.

Delibes, M. (1983): "Distribution and ecology of the Iberian carnivores: a short review". XV Congreso Internacional de Fauna Cinegética y Silvestre: 359-378. Trujillo, 1981.

Doncaster, C. P. & Woodroffe, R. (1993). Den site can determine shape and size of badger territories: implications for group living. *Oikos* 66: 88-93.

Fedriani, J. M. (1997). Relaciones interespecíficas entre el lince ibérico, *Lynx pardina*, el zorro, *Vulpes vulpes*, y el tejón, *Meles meles* en el Parque Nacional de Doñana. Universidad de Sevilla. Facultad de Ciencias Biológicas. 181 Pg.

Fedriani J. M., Ferreras P. & M. Delibes (1998). Dietary response of the eurasian badger, *Meles meles*, to a decline of its main prey in the Doñana National Park. *Journal of Zoology* 245: 214-218.

Feore, S. & Montgomery, W.I. (1999). Habitat effects on the spatial ecology of the European badger (*Meles meles*). *J. Zool., Lond.* 247: 537-549.

Griffiths, H. I. & Thomas, D. H. (1997). The conservation and management of the European badger (*Meles meles*). *Nature and Environment*, nº 90. Council of Europe.

Harris, S. (1984). Ecology of urban badgers, *Meles meles*: distribution in Britain and habitat selection, persecution, food and damage in the city of Bristol. *Biol. Conserv.* 28: 349-375.

Henry, C. (1983) Position trophique du blaireau européen (*Meles meles*) dans une forêt du centre de la France. *Acta Oecologica* 4, 345-358.

Henry, C.; Lafontaine, L., y Mouches, A. (1988). Le Blaireau (*Meles meles* Linnaeus, 1758). *Encyclopédie des Carnivores de France*, núm. 7. M. Artois y P. Delattre (eds.). S.F.E.P.M., Puceul.

Hofer, H. (1988) Variation in resource presence, utilization and reproductive success within a population of European badgers (*Meles meles*). *Mammal Review* 18, 25-36.

Ibáñez, C. & Ibáñez, J.I. (1980) Alimentación del tejón (*Meles meles*) en el Rasillo de Cameros (Logroño, España), pp. 517-527. I Reunión Iberoamericana de Zoólogos de Vertebrados, La Rábida (Huelva).

Kruuk, H., Parish, T., Brown, C.A.J. & Carrera, J. (1979) The use of pasture by the European badger (*Meles meles*). *Journal of Applied Ecology* 16, 453-459.

Kruuk, H. & de Kock, L. (1981) Food and habitat of badgers (*Meles meles*) on Monte Baldo, northern Italy. *Zeitschrift für Säugetierkunde* 46, 295-301.

Kruuk, H. & Parish, T. (1981) Feeding specialization of the European badger *Meles meles* in Scotland. *Journal of Animal Ecology* 50, 773-788.

Kruuk, H. & Parish, T. (1982) Factors affecting population density, group size and territory size of the European badger, *Meles meles*. *Journal of Zoology, London* 196, 31-39.

Kruuk, H. & Parish, T. (1983) Seasonal and local differences in the weight of European badgers (*Meles meles*) in relation to food supply. *Zeitschrift für Säugetierkunde* 48, 45-50.

Kruuk, H. & Parish, T. (1985) Food, food availability and weight of badgers (*Meles meles*) in relation to agricultural changes. *Journal of Applied Ecology* 22, 705-715.

Kruuk, H. (1989) *The Social Badger: Ecology and Behaviour of a Group-Living Carnivore*. Oxford University Press, Oxford.

Lüps, P. & Wandeler A. I. (1993). *Meles meles* (Linnaeus, 1758) Dachs. In *Handbuch der Säugetiere Europas*: 856-906. Stubbe, M. & Krapp, F (Eds.). Wiesbaden: AULA-Verlag.

Macdonald, D. W., Mitchelmore, F. & Bacon, P. J. (1996). Predicting badger sett numbers: evaluating methods in East Sussex. *J. Biogeogr.* 23: 649-655.

Martín-Franquelo, R. (1980) La alimentación del tejón, *Meles meles* (L.1758) en Doñana, comparada con la de otras localidades europeas. *Actas de la II Reunión Iberoamericana de Conservación y Zoología de Vertebrados*, Cáceres. 372-375.

Martín Franquelo, R., y Delibes, M. (1986): "Ecology of the Badger in Doñana, Mediterranean Spain". IV International Theriological Congress. Alberta, agosto de 1984.

Martín, R., Rodríguez, A. & Delibes, M. (1995) Local feeding specialization by badgers (*Meles meles*) in a Mediterranean environment. *Oecologia* 101, 45-50.

Moore, N., Whiterow, A., Kelly, P., Garthwaite, D., Bishop, J., Langton, S. & Cheeseman, C. (1999). Survey of badger *Meles meles* damage to agriculture in England and Wales. *J. Appl. Ecol.* 36: 974-988.

Neal, E. G. (1977): *Badgers*. Pool: Blandford Press.

Neal, C.G., y Cheeseman, C. L. (1991): "Badger". En: *The Handbook of British Mammals*. 31 edición. G. B. Corbet y S. Harris (eds.): 415-423. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

Neal, E. & Cheeseman, C. (1996) *Badgers*. T. & A.D. Poyser Natural History, London.

O'Corry-Crowe, G., Eves, J. & Hayden, T.J. (1993). Sett distribution, territory size and population density of badgers (*Meles meles*) in east Offaly. In *The Badger*: 35-56. Hayden, T.J. (Ed.). Dublin: Royal Irish Academy.

Pigozzi, G. (1988). The diet, food availability and use of space in the European badger in the Maremma Natural Park, Central Italy. *Monitore Zoologia Italiana* 22: 545-546.

Pigozzi, G. (1991) The diet of the European badger in a Mediterranean coastal area. *Acta Theriologica* 36, 293-306.

Reason, P., Harris, S. & Cresswell, P. (1993). Estimating the impact of past persecution and habitat changes on the number of badgers *Meles meles* in Britain. *Mammal Rev.* 23: 1-15.

Revilla, E. (2000): The social organization of Eurasian Badgers in Spain. *Mammal Review* 30 (3-4), 231-231.

Revilla, E. (1998). Organización social del tejón en Doñana. Memoria presentada en la facultad de biología de la Universidad de León.

Revilla, E., Delibes, M., Travaini, A. & Palomares, F. (1999). Physical and population parameters of Eurasian badgers (*Meles meles* L.) from Mediterranean Spain. *Z. Säugetierk.* 64: 269-276.

Revilla, E., Palomares, F. & Delibes, M. (2000). Defining key habitats for low density populations of Eurasian badgers in Mediterranean environments. *Biol. Conserv.* 95: 269-277.

Revilla, E., Palomares, F. & Fernández, N. (2001). Den characteristics and selection by Eurasian badgers in a low density area. *J. Zool. Lond.*: in press

Revilla, E. & Palomares, F. (2002) Does local feeding specialization exist in Eurasian badgers? *Canadian Journal of Zoology* 80, 83-93.

Rodríguez, A. y Delibes, M. (1992) Food habits of badgers (*Meles meles*) in a arid habitat. *J. Zool. Lond.* 227: 347-350.

Rodríguez, A., Martín, R. & Delibes, M. (1996). Space use and activity in a mediterranean population of badgers *Meles meles*. *Acta Theriol.* 41: 59-72.

Rogers, L.M., Cheeseman, C.L., Mallinson, P.J. & Clifton-Hadley, R. (1997). The demography of a high-density badger (*Meles meles*) population in the west of England. *J. Zool., Lond.* 242: 705-728.

Roper, T. J. (1993) Badger setts as a limiting resource. In *The Badger*: 26-34. Hayden, T.J. (Ed.). Dublin: Royal Irish Academy.

Roper, T.J. (1994) The European badger *Meles meles*: food specialist or generalist? *Journal of Zoology*, London 234, 437-452.

Roper, T.J. & Mickevicius, E. (1995) Badger *Meles meles* diet: a review of literature from the former Soviet Union. *Mammal Review* 25, 117-129.

Seiler, A., Lindström, E. & Stenström, D. (1995). Badger abundance and activity in relation to fragmentation of foraging biotopes. *Ann. Zool. Fenn.* 32: 37-45.

Shepherdson, D.J., Roper, T.J. & Lüps, P. (1990) Diet, food availability and foraging behaviour of badgers (*Meles meles*) in southern England. *Zeitschrift für Säugetierkunde* 55, 81-93.

Skinner, C.A. & Skinner, P.J. (1988) Food of badgers (*Meles meles*) in an arable area of Essex. *Journal of Zoology*, London 215, 360-362.

Skoog, P. (1970) The food of Swedish badger, *Meles meles*. *Viltrevy* 7, 1-120.

Thornton, P.S. (1988). Density and distribution of badgers in south-west England: a predictive model. *Mammal Rev.* 18: 11-23.

Virgós, E. (1994). Consideraciones sobre la situación del tejón (*Meles meles* L.) en algunas áreas del centro de la península ibérica. *Aegyptus* 12, 37-40.

Virgós, E. Casanovas, Jorge G., y Samblás, F. J. (1993). La importancia del factor escala en los estudios del hábitat aplicados a conservación: el caso del tejón (*Meles meles*) en la Sierra de Guadarrama. *Aegyptus* 11, 73-77.

Virgós, E. and J.G. Casanovas 1999. Badger *Meles meles* sett site selection in low density Mediterranean areas of central Spain. *Acta Theriologica* 44(2): 173-182

Virgós, E. and J.G. Casanovas (1999). Environmental constraints at the edge of a species distribution, the Eurasian badger (*Meles meles*, L.): A biogeographic approach. *Journal of Biogeography* 26(3): 559-565.

Virgós, E. (2001). Role of isolation and habitat quality as determinants of species abundance: a test with badgers (*Meles meles*) in a gradient of forest fragmentation. *J. Biogeogr.* 28: 381-390.

Virgós, E. (2002). Are habitat generalists affected by forest fragmentation? A test with Eurasian badgers (*Meles meles*) in coarse-grained landscapes of central Spain. *Journal of Zoology*. En prensa.

Woodroffe, R., Macdonald, D.W. & Da Silva, J. (1995). Dispersal and philopatry in the European badger, *Meles meles*. *J. Zool. Lond.* 237: 227-239.

Wiertz, J. & Vink, J. (1986). The present status of the badger *Meles meles*, in the Netherlands. *Lutra* 29: 21-53.

Wilson, C.J. (1993). Badger damage to growing oats and assessment of electric fencing as a means of its reduction. *J. Zool., Lond.* 231: 668-675.

Woodroffe, R. & Macdonald, D.W. (1993) Badger sociality: models of spatial grouping. *Symposium of the Zoological Society of London*. 65, 145-169.

GATO MONTÉS

Artois M (1985) Utilisation de l'espace et du temps chez le renard (*Vulpes vulpes*) et le chat forestier (*Felis silvestris*) en Lorraine. *Gibier Faune Sauvage* 3: 33-57.

- Aymerich M (1982) Etude comparative des régimes alimentaires du lynx pardelle (*Lynx pardina*) et du chat sauvage (*Felis silvestris*) au centre de la péninsule Ibérique. *Mammalia* 46: 515-521.
- Aymerich, M. (1993). Situación y conservación del gato montés en Europa. *Quercus* nº 89, julio, pp. 6-11.
- Aymerich, M., Palacios, F., Garzón, J., Cuesta, L. y Castro (1977). Sobre la alimentación del gato montés en España. I reunión iberoamericana Zool. Vert. La Rábida.
- Beaumont M, Barratt EM, Gotelli D, Kitchener AC, Daniels MJ, Pritchard JK and Bruford MW (2001) Genetic diversity and introgression in the Scottish wildcat. *Molecular Ecology* 10: 319-336.
- Blanco, J. C. (ed.) (1998). Mamíferos de España. Planeta. Barcelona. Vol. 1.
- Blanco, J. C., & González, J. L. (eds.) (1992). Libro Rojo de los Vertebrados de España, ICONA, Colección Técnica, Madrid.
- Castell, A. y Mayo, M. (1993). Guía de los mamíferos en libertad de España y Portugal. Ed. Pirámide.
- Corbett LK (1978) Current research on wildcats: why have they increased? *Scottish Wildlife* 14: 17-21.
- Corbett LK (1979) Feeding ecology and social organization of wildcats (*Felis silvestris*) and domestic cats (*Felis catus*) in Scotland. PhD thesis, Aberdeen, 296 pp.
- Council of Europe (1992) Seminar on the biology and conservation of the wildcat (*Felis silvestris*). Nancy, France, 23-25 September 1992. Council of Europe, Strasbourg.
- Daniels MJ, Balharry D, Hirst D, Kitchener AC and Aspinall RJ (1998) Morphological and pelage characteristics of wild living cats in Scotland: implications for defining the 'wildcat'. *Journal of Zoology*, London 244: 231-247.
- Daniels MJ, Beaumont MA, Johnson PJ, Balharry D, Macdonald DW and Barratt E (2001) Ecology and genetics of wild-living cats in the north-east of Scotland and the implications for the conservation of the wildcat. *Journal of Applied Ecology* 38: 146-161.
- Delibes, M. 1983. Distribution and ecology of the Iberian carnivores: a short review. En: XV Congreso Internacional de Fauna Cinegética y Silvestre, Trujillo, España: 359-378.
- Dötterer M and Bernhart F (1996) The occurrence of wildcats in the southern Swiss Jura Mountains. *Acta Theriologica* 41: 205-209.
- Easterbee N, Hepburn LV and Jefferies DJ (1991) Survey of the status and distribution of the wildcat in Scotland, 1983-1987. Nature Conservancy Council for Scotland.
- Fernández E, de Lope F and de la Cruz C (1992) Morphologie crânienne du chat sauvage (*Felis silvestris*) dans le sud de la Peninsule ibérique: importance de l'introgression par le chat domestique (*Felis catus*). *Mammalia* 56: 255-264.
- Ferreras P, Revilla E and Delibes M (1999) Pequeños y medianos carnívoros ibéricos. *Biológica* 28: 14-37.
- García-Perea, R., R.A. Baquero, R.Fernández-Salvador y J.Gispert (1997). Desarrollo juvenil del cráneo en la poblaciones ibéricas de gato montes, *Felis silvestris*. Doñana Acta Vertebrata Vol 23-nº2
- Gil-Sánchez JM, Valenzuela G and Sánchez JF (1999) Iberian wild cat *Felis silvestris* predation on rabbit *Oryctolagus cuniculus*: functional response and age selection. *Acta Theriologica* 44: 421-428.

Guggisberg CAW (1975) Wild cats of the world. Newton Abbot, London: David and Charles.

Hewson R (1983) The food of Wild cats (*Felis silvestris*) and Red foxes (*Vulpes vulpes*) in west and north-east Scotland. *Journal of Zoology*, London 200: 283-289.

Hossfeld E., Reif U and Reith U (1992) The wildcat in the Taunus mountains results of preliminary investigations and a draft of a research and protection project. In Seminar on the biology and conservation of the wildcat (*Felis silvestris*), Nancy, France, 23-25 September 1992, pp 46- 51. Council of Europe, Strasbourg.

Hubbard AL, McOrist S, Jones TW, Boid R, Scott R and Easterbee N (1992) Is survival of European wildcats *Felis silvestris* in Britain threatened by interbreeding with domestic cats? *Biological Conservation* 61: 203-208.

Inskipp, T & Barzdo, J. (1993). World checklist of threatened mammals, 3^a ed., Joint Nature Conservancy Council, Londres.

Langley PJW and Yalden DW (1977) The decline of the rarer carnivores in Great Britain during the nineteenth century. *Mammal Review* 7: 95-116.

Lozano, J., Virgós, E., Malo, A., López-Huertas, D. y Casanovas, J.G. Importance of scrub-pastureland mosaics for the occurrence of wild-living cats in the Mediterranean area: implications for the conservation of wildcat (*Felis silvestris*). *Biodiversity and Conservation*. En prensa.

Macdonald, D. W. (1995). European mammals. Evolution and behaviour. Harper & Collins. Londres.

Niethammer, J. & Krapp, F. (1978). *Handbuch der Säugetiere Europas*. Ed. Akad, Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.

Nowell K and Jackson P (1996) The wild cats: status survey and conservation action plan. International Union for Nature Conservation/Cat Specialist Group, Gland, Switzerland.

Parent GH (1975) La migration récente, à caractère invasionnel, du chat sauvage, *Felis silvestris silvestris* Schreber, en Lorraine Belge. *Mammalia* 39: 251-288.

Ragni B (1978) Observations on the ecology and behaviour of the wild cat (*Felis silvestris* Schreber, 1777) in Italy. *Carnivore Genetics Newsletters* 3: 270-274.

Ragni B (1981) Gatto selvatico *Felis silvestris* Schreber, 1777. In: *Distribuzione e biología di 22 specie di mamiferi in Italia*, Roma, pp 105-113. Consiglio Nazionale delle Ricerche.

Roncadell-SECEM (1997) Atlas provisional de los carnívoros de la Comunidad Valenciana. Dirección General del Medio Natural, Generalitat de Valencia, Valencia. España.

Sarmento P (1996) Feeding ecology of the European wildcat *Felis silvestris* in Portugal. *Acta Theriologica* 41: 409-414.

Schauenberg P (1981) Elements d'écologie du chat forestier d'Europe *Felis silvestris* Schreber, 1777. *Revue d'Écologie (Terre et Vie)* 35: 3-36.

Scott, R. Easterbee N and Jefferies D (1992) A radio-tracking study of wildcats in western Scotland. In: Seminar on the biology and conservation of the wildcat (*Felis silvestris*), Nancy, France, 23-25 September 1992, pp 94-97. Council of Europe, Strasbourg.

Stahl P, Artois M and Aubert MFA (1988) Organisation spatiale et déplacements des chats forestiers adultes (*Felis silvestris*, Schreber, 1777) en Lorraine. *Revue d'Écologie (Terre et Vie)* 43: 113-131.

Stahl P and Artois M (1991) Status and Conservation of the wild cat (*Felis silvestris*) in Europe and around the mediterranean rim. Council of Europe, Strasbourg.

Stahl P and Leger F (1992) Le chat sauvage (*Felis silvestris*, Schreber, 1777). In: Artois M and Maurin H (eds) Encyclopédie des Carnivores de France. Société Française pour l'Etude et la Protection des Mammifères (S.F.E.P.M.), Bohallard, Puceul.

Urta F (1997) Utilización del espacio por el gato montés (*Felis silvestris*) en Navarra. In: III Jornadas españolas de conservación y estudio de mamíferos, Castelló d'Empúries (Girona), 5-7 Diciembre 1997, pp 86. Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM).

Virgós, E. y Casanovas, J. G. (1993). Distribución, ecología y conservación de los carnívoros del Parque Regional del Alto Manzanares. Informe AEDENAT-CODA.

Virgós, E., Tellería, J.L. y Santos, T. (2002). Effects of geographic location, vegetation type, isolation and fragment features on the richness and occurrence of medium-sized mammals in forest fragments of central Spain. *Biodiversity and Conservation*, 11: 1063-1079

ZORRO ROJO

Allen, S.H. 1983. Comparison of red fox litter sizes determined from counts of embryos. and placental scars. *J.Wildl.Manage.* 43(7): 860-863.

Blanco, J. C. (1990). Tras las huellas del zorro común. *Quercus* n° 47.

Ceballos, O., C. Albizu, y J.A. Donazar. 1991. Reproducción, estructura de edades y otros aspectos del zorro en Navarra. Libro colectivo divulgativo "Carnívoros Ibéricos". Quercus Ed.

Englund, J. 1970. Some aspects of reproduction and mortality rates in Swedish foxes. *Viltrevy* 8:1-82.

Goszczynski, J. 1989. Population dynamics of the red fox in central Poland. *Acta Theriologica* 34(10):141-154.

Harris, S. 1979. Age related fertility and productivity in red foxes in suburban London. *J. Zool.* 187:195-199.

Jeanne Bros, R.M.V. 1987. La reproduction du renard roux. These pour le doctorat veterinaire. Toulouse. 126 pp.

Kolb, H.H., and R.Hewson. 1980. A study of fox populations in Scotland from 1971-1976. *J. Appl. Ecol.* 17:17-19.

Lindström, E. 1981. Reliability of placental scars counts in the red fox (*Vulpes vulpes*) with special referente to fading scars. *Mamm. Rev.* 11(4): 137-149.

Loyd, H.G., y J. Englund. 1973. The reproductive cycle of the red fox in Europe. *J.Reprod.Fert. Suppl.* 19:119-130.

McIntosh, D.L. 1963. Reproduction and growth of the fox in the Canberra district. *C.S.I.R.O. Wildl. Res.* 8(2): 132-141.

Mondain-Monval, M., M.C. Audy, E.Lamy, P. Simonl R.Scholler y M. Bonnin. 1985. Seasonal changes in gonadotropic and gonadal functions in the red fox females (*Vulpes vulpes*).

Mondain-Monval, M., M. Bonnin, R. Canivenc y R. Scholler. 1984. Heterologus radioimmunoassay of fox LH: levels during the reproductive season and the anoestrus of the red fox (*Vulpes vulpes*). *General and comparative endocrinology*, 55:125-132.

Payne, N.F. 1982. Assessing productivity of furbearers. In Sanderson G.C. ed. *Midwest Furbearer Management*. Kansas.

Pils, C.M., y M.A. Martin. 1978. Population dynamics predator prey relationships and management of the red fox in Wisconsin. *Wisconsin Dept. Nat. Res. Tech. Bull.* 105. 59 pp..

Rau, J.R. (1987) *Ecología del zorro Vulpes vulpes en la Reserva Biológica de Doñana, S.O. de España*. Tesis Doctoral, Univ. de Sevilla, 265 pp.

Storm, G.L., R.D. Andrews, R.L. Phillips, R.A Bishop, D.B. Sniff and J.R. Tester. 1976. Morphology, reproduction, dispersal and mortality of midwest red fox population. *Wildlife Monographs* 49:1-82.

Zapata S. C., Travaini A. & M. Delibes (1998). Reproduction of the red fox *Vulpes vulpes* in Doñana, southern Spain. *Mammalia* 62 (1): 139-142.

GINETA

Calzada J. (1998). *Gineta común Genetta genetta* . *Galemys* 10 (1): 3-11.

Casanovas J.G. 1996. Aplicación de modelos predictivos a la conservación de carnívoros. En: García-Perea et al. (Ed.) *Carnívoros: Evolución, Ecología y Conservación*: 289-300. CSIC-SECEM. Madrid.

Cugnasse, J M., and Riols, C. 1984. Contribution a la connaissance de l'écologie de la Genette (*Genetta genetta*) dans quelques départements du sud de la France. *Gibier Faune Sauvage*, 1: 25-55.

Delibes, M. 1974. Sobre alimentación y biología de la Gineta (*Genetta genetta*) en España. Doñana, *Acta Vert.*, 1: 143-199.

Delibes, M. (1977). Sobre las jinetas de la Isla de Ibiza (*Genetta genetta isabellae* n. ssp). Doñana *Acta Vertebrata*, 1 (1): 143-199.

Delibes, M. (1983). Distribution and ecology of the Iberian carnivores: a short review. En: XV Congreso Internacional de Fauna Cinegética y Silvestre, Trujillo, España: 359-378.

Livet, F., and Roeder, J-J. 1987. La genette (*Genetta genetta*). In *Encyclopedie des carnivores de France*, Vol. 16. Edited by M. Artois, and P. Delattre. Societé Française pour l'Etude et la Protection des Mammifères, Bohallard, Puceul, pp. 1-33

Palomares F. & Delibes M. (1991): *Ecología comparada de la gineta, Genetta genetta (L.) y el meloncillo, Herpestes ichneumon, (L.) (Mammalia, Viverridae) en Doñana (SO de la Península Ibérica)*. *Bol. R. Soc. esp. Hist. Nat. (Secc. Biol.)*, 87: 257-266.

Palomares, F. 1993. Faecal marking behaviour by free-ranging common genets (*Genetta genetta*) and Egyptian mongooses (*Herpestes ichneumon*) in southwestern Spain. *Z. Säugetierkunde*, 58: 225-231.

Palomares F., and Delibes M. 1994. Spatio-temporal ecology and behavior of European genets in southwestern Spain. *J. Mammal.*, 75: 714-724.

Palomares Fernandez F. (1998). *Interacciones competitivas en mamíferos carnívoros: evidencia, cuantificación y efectos indirectos sobre otras especies de la comunidad*. Informe final presentado a la dges.

Roeder, J.J. 1980. Les emplacements de defecation chez la genet, *Genetta genetta*. Rev. Écol. (Terre et vie), 34: 485-494.

Ruiz-Olmo, J., and López-Martín, J.M. 1997. Geneta o gat mesquer (*Genetta genetta*). In Els grans mamífers de Catalunya i Andorra. Edited by J. Ruiz-Olmo, and A. Aguilar). Lynx Editions, Barcelona, Spain, pp 118-123.

Samblás, F. J. y Virgós, E. (1992). Apuntes breves sobre la alimentación de una gineta (*Genetta genetta* L.) en Poyales del Hoyo (Ávila). Análisis comparativo con otro estudio. Inédito.

Virgós, E. y Casanovas, J. G. (1993). Distribución, ecología y conservación de los carnívoros del Parque Regional del Alto Manzanares. Informe AEDENAT-CODA.

Virgós, E., J.G. Casanovas and T. Blázquez 1996. Genet (*Genetta genetta* L. 1758) diet shift in mountains of central Spain. Z. Säugetierkunde 61: 221-227.

Virgós, E. and J.G. Casanovas 1997. Habitat selection of genet *Genetta genetta* in the mountains of central Spain. Acta Theriologica 42(2): 169-177.

Virgós, E., Samblás, F. J., Sánchez Balsera J. L. Y Molina J. (1997): El Papel de los Bosques Riparios en la Conservación de Comunidades de Carnívoros en Zonas Agrícolas del Sur de España. III Jornadas Españolas de Conservación y Estudio de Mamíferos. Castelló d'Ampuries (Gerona) 1997. SECEM

Virgós, E., Llorente, M., and Cortés, Y. 1999. Geographic variation in genet (*Genetta genetta*) diet: a literature review. Mammal Rev., 29: 119-128.

Virgós, E., Romero, M.T. y Mangas, J.G. (2001). Factors determining ecological edges in a small-sized carnivore, the genet (*Genetta genetta*), in central Spain. Canadian Journal of Zoology, 79: 1544-1551.

MARTA

Alcover, J. A. (1982): "Note on the origin of the present mammalian fauna from the Balearic and Pityusics islands". Misc. Zool, 6: 141-149.

Alcover, J. A.; Delibes, M.; Gosálbez, J. y Nadal, J. (1986). *Martes martes* Linnaeus 1758 a les Balears. Misc. Zool., 10: 323-333.

Clevenger, A. p. (1991). Ecología de la marta (*Martes martes* L.) en los espacios naturales de las Islas Baleares. Documents Tècnics de Conservació, 7. Servei de Conservació de la naturalesa, Palma de Mallorca.

Messenger, J. E., Birks, J. D. S. & Jeffries, D. J. (1997). What is the status of the pine marten in England and Wales? British Wildlife 8: 273-279

GARDUÑA

Alegre, J., Hernández, A., Purroy, F., Salgado, J. M., y Fuertes, B. (1991). Dieta otoño-invernal de la garduña martes foina, en un habitat rural de León. *Ecología*: 265-273.

Amores, F. (1980). Feeding habits of the stone martens, *Martes foina*, in south western Spain. *Säugetierkunden Mitt.* 28: 316-322.

Clevenger, A.P., 1994. Feeding ecology of Eurasian pine martens and stone martens in Europe. In: Buskirk, S.W., Harestad, A.S., Raphael, M.G., Powell, R.A. (Eds.), *Martens, Sables and Fishers*, Cornell University Press, Ithaca, pp. 326-340.

Delibes, M. (1978). Feeding habits of the Stone marten, *Martes foina*, in northrn Burgos, Spain. *Zeischrift fur Säugetierkunde* 43: 282-288.

Delibes, M.; Amores, F.; Hiraldo, F., y Calderón. J. (1979): "*Martes foina* (Erleben, 1977) y no *Martes martes* (Linnaeus, 1758) en la isla de Ibiza (Pitiusas, Baleares)". *Doñana, Acta Vert.*, 6: 239-240.

Delibes, M., y Amores, F. (1986): "*The Stone Martes Martes foina* (Erleben, 1777) *Mammalia, Carnivora*) from Ibiza (Pitiusic, Balearic Islands)". *Misc. Zool*, 10: 335-345.

Herrmann, M., (1994). Habitat use and spatial organization by the stone marten. In: Buskirk, S.W., Harestad, A.S., Raphael, M.G., Powell, R.A. (Eds.), *Martens, Sables and Fishers*, Cornell University Press, Ithaca, pp. 122-136.

Köller, O. (1931): "*Die Säugetiere der Pytiusen (Spanien)*". *Sitzb. Akad. Wiss. Wien, Math. Naturwiss. Kl. Abt.*, 1, 140: 57-65.

Libois, R., Waechter, A., (1991). *La Fouine (Martes foina)*. In: Artois, M., Delattre, P. (Eds.), *Encyclopédie des carnivores de France, vol.10, Société Française pour l'Étude et Protection des Mammifères*, Bohallard, Puceul.

Lucas, M.P.A., 1989. Een jonge steenmarter (*Martes foina*) in Nijmegen: opvoeding, ontwikkeling en dispersie, International rapport 89/18 Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Arnhem, 28 pp.

Santos, T., Tellería, J.L., Virgós, E., (1999). Dispersal of Spanish juniper (*Juniperus thurifera*) by birds and mammals in a fragmented landscape. *Ecography* 22, 193-204.

Virgós, E. y Casanovas, J. G. (1993). Distribución, ecología y conservación de los carnívoros del Parque Regional del Alto Manzanares. Informe AEDENAT-CODA.

Virgós, E., Casanovas, J.G., (1998). Distribution patterns of the stone marten (*Martes foina*) in Mediterranean mountains of central Spain. *Z. Säugetierk.* 63, 193-199.

Virgós, E., Recio, M.R., Cortés, Y., (2000). Stone Marten (*Martes foina*) use of different landscape types in the mountains of central Spain. *Z. Säugetierk.* 65, 375-379.

Virgós, E. y García, F.J. (2002). Patch occupancy by stone martens *Martes foina* in fragmented landscapes of central Spain: the role of fragment size, isolation and habitat structure. *Acta Oecologica*, 23: 231-237.

Waechter, A., (1975). *Écologie de la Fouine en Alsace*. *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)* 29, 399-457.