

PERMEABILIDAD DE LOS VALLADOS CINEGÉTICOS DE CAZA MAYOR. EFECTO BARRERA E IMPLICACIONES PARA LA CONSERVACIÓN DE ESPECIES AMENAZADAS*

F. J. GARCÍA, J. E. ORUETA Y Y. ARANDA

Depto. Biodiversidad y Biología Evolutiva (CSIC). Museo Nacional de Ciencias Naturales
C/ José Gutiérrez Abascal, 2. 28006 Madrid.

* Proyecto 128/RN-17 del Convenio de colaboración entre la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha y el CSIC (Museo Nacional de Ciencias Naturales).

RESUMEN

Los vallados cinegéticos de caza mayor pueden tener un efecto negativo sobre diversas especies de mamíferos terrestres (ungulados y carnívoros amenazados) similar al producido por otras infraestructuras lineales como carreteras, caminos, líneas de ferrocarril y canales. El efecto negativo de los vallados cinegéticos puede producirse por limitaciones de la capacidad de desplazamiento y dispersión de estas especies, o por el incremento de la vulnerabilidad de los carnívoros debido a prácticas ilegales de control no selectivo de predadores en los pasos naturales que estas especies utilizan para atravesar los vallados. El presente trabajo presenta los datos recogidos durante 1997 en los Montes de Toledo (España Central) en diferentes tipos de vallados respecto a la permeabilidad de los mismos. Asimismo, se analiza la incidencia que tienen el tipo de valla, el tipo de hábitat y la presencia/ausencia de elementos adicionales a la malla para aumentar su impermeabilidad. Por último, se discuten los resultados obtenidos en relación a la conservación de las especies de mamíferos protegidos presentes en las zonas donde el uso de vallados es una herramienta habitual de gestión cinegética.

Palabras clave: mamíferos, carnívoros, conservación, vallados cinegéticos, efecto barrera.

ABSTRACT

Permeability of game fences for big game management. Barrier effect and implications for conservation of endangered species

Cinegetic fences for big game management can generate a negative impact for several groups of terrestrial vertebrates (ungulates and endangered carnivores) similar to other linear infrastructures such as roads, railways and canals. In this case, negative impact may be produced by reductions in animal mobility and dispersal capability, or by an increase of vulnerability of several species of carnivores due to non-selective predator control (illegal trapping using snares in natural passages under fences). This paper show data collected in Montes de Toledo (Central Spain) during 1997 about different types of fences and mammal capability to cross them using natural passages under fences. Data presented in this paper show the importance of fence dimensions, presence/absence of additioned elements for reinforce fences in order to made a strong barrier for mammal movements. Results are discussed in order to demonstrate its importance for conservation of some endangered species presents in areas with intensive use of cinegetic fences as a game management tool.

Key words: mammals, carnivores, conservation, game fences, barrier effect.

INTRODUCCIÓN

El aislamiento de poblaciones animales ha sido señalado como una de las principales causas de regresión e incluso de extinción de poblaciones de vertebrados de pequeño tamaño (Fahrig y Merriam 1994). El aislamiento puede deberse a la fragmentación del área de distribución por alteración y pérdida del hábitat original o bien por la aparición de barreras que impiden el movimiento de los animales (Saunders et al. 1991). Por otra parte, las barreras pueden actuar impidiendo físicamente el paso de los vertebrados terrestres, o produciendo alteraciones de tipo comportamental (Buechner 1987; Fahrig y Merriam 1994, entre otros).

Las infraestructuras lineales han sido repetidamente señaladas como barreras que limitan la capacidad de movimiento de diversas especies de vertebrados terrestres, caso de las carreteras, caminos, canales y ferrocarriles (Mader 1984, Curatolo y Murphy 1986, Rodríguez et al. 1996, Richardson et al. 1997 entre otros). En la Península Ibérica, a este tipo de infraestructuras lineales se han unido en los últimos años los vallados cinegéticos de caza mayor, con la función específica de impedir el paso de los ungulados a su través.

Los vallados cinegéticos se han utilizado de forma habitual en la mitad Sur de la Península Ibérica en los últimos años como herramienta cinegética para mantener elevadas densidades de ungulados en las fincas de caza mayor. Este modelo de gestión tiene un carácter local para España, ya que en el resto de Europa no existen tales vallados, salvo para evitar el cruce de ungulados a través de carreteras y minimizar el riesgo de colisión con los automóviles (ver Groot Bruinderink y Hazebroek 1996 para una revisión sobre este tema). Este carácter local se refleja en la escasez de bibliografía existente, si bien hay un gran número de trabajos sobre otros tipos de cercados, como son las vallas electrificadas y sus efectos sobre la fauna (ver por ejemplo McKillop y Wilson 1987; Loemoen et al. 1987; McKillop y Sibly 1988, Greenwood et al. 1990). La bibliografía consultada sobre el tema señala el posible efecto negativo que los vallados cinegéticos pueden representar para la fauna, especialmente en relación a la fragmentación del hábitat, impermeabilidad para la fauna no cinegética, pérdida de diversidad genética por procesos de endogamia, vulnerabilidad de los carnívoros ante métodos no selectivos de control de predadores (Blanco 1994, Muñoz-Cobo y Azorit 1996), y muerte directa por colisión contra las vallas (Arenas 1993). Sin embargo, no existen trabajos que hayan analizado de forma específica el problema de los vallados de caza mayor y su impacto sobre la fauna.

En el presente trabajo se evalúa la permeabilidad de diferentes tipos de vallados cinegéticos y se discute su incidencia sobre la capacidad de desplazamiento de

los mesomamíferos, así como la influencia del tipo de hábitat y las posibles consecuencias negativas de los vallados para diversas especies amenazadas.

ÁREA DE ESTUDIO

El trabajo de campo se realizó durante el año 1997 en los Montes de Toledo (C. A. de Castilla-La Mancha Fig. 1). Este área se encuentra en el piso bioclimático mesomediterráneo (Rivas-Martínez 1981), dentro del dominio del clima mediterráneo continental, con un acusado período de sequía entre los meses de junio y septiembre y un máximo de pluviosidad en primavera (Elías y Ruiz 1977).

La vegetación de las fincas es típicamente esclerófila, dominada por la encina *Quercus ilex* ssp. *ballota*, apareciendo también otras especies bien como cortejo de la encina, o bien formando masas más o menos desarrolladas en determinados enclaves: *Arbutus unedo*, *Quercus faginea*, *Quercus pyrenaica* y *Pyrus bourgeana*. También están representadas especies más termófilas como *Quercus suber*, *Myrtus communis* o *Pistacia lentiscus*, que aparecen mayoritariamente en los enclaves de mayor influencia atlántica. Las especies de matorral más típicas de la zona son la jara pringosa (*Cistus ladanifer*), que forma parte de la etapa de degradación del bosque mediterráneo en la mayor parte de los casos, la labiérnaga (*Phyllirea angustifolia*) y diversas especies de brezos (*Erica* spp.) entre otras (para más información ver Rivas-Martínez 1981).

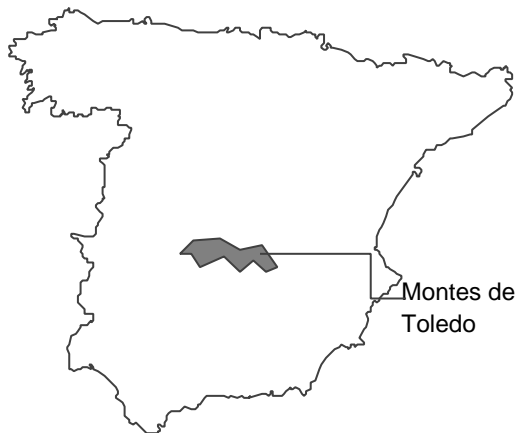


Figura 1. Ubicación del área de trabajo (Montes de Toledo)

Location of the study area (Montes de Toledo, Central Spain)

MATERIAL Y MÉTODOS

Se realizaron muestreos sistemáticos de las vallas perimetrales de un total de 41 fincas cinegéticas de caza mayor de los Montes de Toledo, muestreándose un total de 30.400 m correspondientes a 304 transectos lineales independientes de 100 m de longitud. En cada transecto se anotaron diversas variables referentes al tipo de hábitat, (distinguiendo únicamente dos tipos diferentes: monte o raña), características físicas del vallado (luz de malla, distancia entre postes, presencia de estructuras adicionales para reforzar el vallado), y presencia/ausencia de actividades encaminadas a disminuir la permeabilidad de los vallados para la fauna (gateras tapadas y/o presencia de lazos u otros elementos de control no selectivo de predadores). En cada uno de los transectos se registraron todos los pasos naturales detectados; estos pasos naturales (en adelante, denominados gateras) no deben ser confundidos con pasos artificiales, que son inexistentes en los vallados estudiados. Todas las variables relativas a presencia/ausencia de elementos de refuerzo del vallado se tomaron como variables dicotómicas (0,1); en este apartado se consideraron la presencia/ausencia de ganchos de fijación al suelo, alambre de espino en la parte inferior de la malla, doble malla de refuerzo en el tramo inferior, y cualquier otra estructura utilizada para reforzar el vallado e impedir el libre paso de la fauna.

Con los datos referentes a la distancia recorrida y al número de gateras existente en cada uno de los tipos de vallado muestreado, se calculó un sencillo índice de permeabilidad de los diferentes vallados $IP = [n^{\circ} \text{ gateras} / \text{distancia recorrida}] \times 100$, que se utilizó para comparar la dificultad de la fauna para atravesar cada uno de los diferentes tipos de vallado existentes en las fincas estudiadas.

La relación existente entre el IP y las variables categóricas establecidas se comprobó mediante Análisis de la Varianza de una vía seguidos por una prueba de Tukey (Zar 1984) cuando fue necesario comparar tres o más categorías; las transformaciones utilizadas para normalizar las variables se realizaron según Sokal y Rohlf (1982).

RESULTADOS

Se ha localizado un total de 270 gateras a lo largo de los 30.400 m muestreados. Los datos relativos a los vallados cinegéticos utilizados en las fincas muestran que hay dos tipos dominantes, uno con luz de malla máxima de 20 x 15 cm y otro con 20 x 30 cm. Los restantes tipos de vallados presentaban una frecuencia de aparición muy baja (menor del 4%) y han sido eliminados del análisis. Las medidas máximas de luz de los vallados considerados se refieren a la parte superior del vallado, ya que la distancia máxima entre alambres verticales en la parte inferior de la práctica totalidad de los vallados considerados no superó los 4.5 cms.

Los resultados obtenidos muestran que el índice de permeabilidad (IP) es similar en los dos tipos de vallados considerados en el área de estudio (Fig.2), si bien el número medio de gateras tiende a ser más elevado en el caso de los vallados considerados legales (luz de malla = 20 x 30 cm).

Cuando se comparan vallados con y sin estructuras de refuerzo aparecen diferencias estadísticamente significativas entre los IP de ambas categorías. En el caso de los ganchos, el IP es significativamente mayor en ausencia de tales estructuras (Fig. 3). Por el contrario, en el caso del alambre de espino, las diferencias no son significativas aunque también aparece una leve tendencia a la disminución del nº medio de gateras existentes en las fincas estudiadas (Fig. 4).

El efecto acumulado de la utilización simultánea de varios elementos de refuerzo del vallado es estadísticamente significativo, con una tendencia decreciente en los valores del IP a medida que aumenta el número de estructuras de refuerzo de la valla (Fig. 5). Este efecto es de tal magnitud que en determinados tipos de vallados se ha llegado a recorrer distancias superiores a 4.5 km sin encontrar un solo paso para la fauna.

Por último, al considerar el tipo de hábitat en el que se han encontrado instalados los vallados, de nuevo aparecen diferencias estadísticamente significativas, siendo mayor el IP en el caso de las áreas de monte frente a las áreas de raña (Fig. 6).

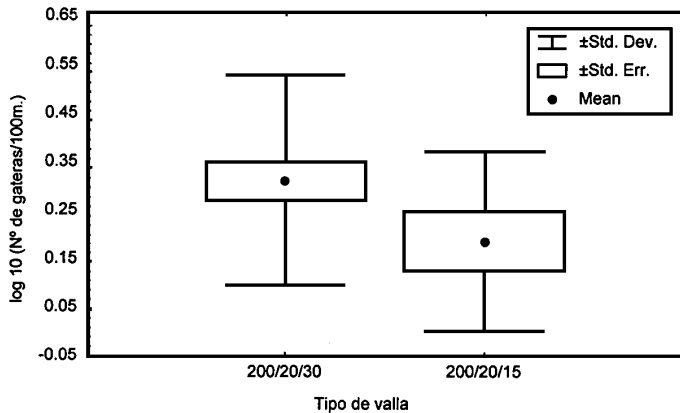


Figura 2. Representación gráfica de los resultados obtenidos al analizar el nº de gateras/unidad de superficie en función de la luz de malla de los dos tipos de vallado existentes en el área de estudio ($F_{1,36} = 2.45, p > 0.05$)

Categorized Whisker-Plot for variable Number of natural underpasses/100 m . The two categories shown differents types of fences in study area ($F_{1,36} = 2.45, p > 0.05$)

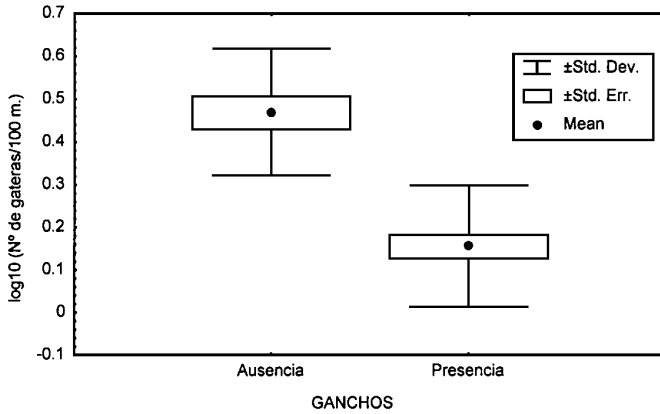


Figura 3. Representación gráfica de los resultados obtenidos al analizar el nº de gateras/unidad de superficie en función de la presencia/ausencia de ganchos en la parte inferior de los vallados cinegéticos ($F_{1,39} = 46.154$, $p < 0.001$)

Categorized Whisker-Plot for variable Number of natural underpasses/100 m. The two categories shown presence/absence of hooks for fixe fences to substrate ($F_{1,39} = 46.154$, $p < 0.001$)

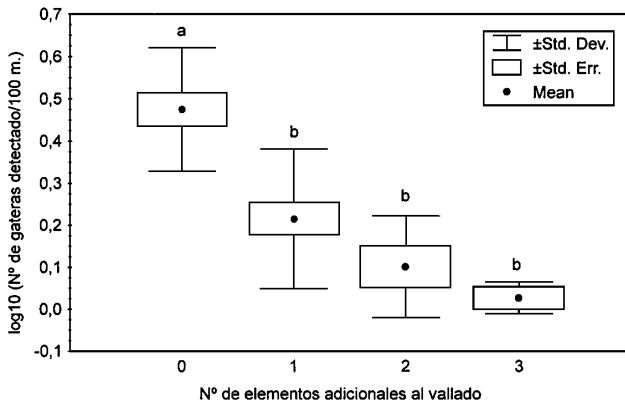


Figura 4. Representación gráfica de los resultados obtenidos al analizar el nº de gateras/unidad de superficie en función del nº de estructuras adicionales (ganchos, alambre de espino, doble malla) que presentan los vallados estudiados ($F_{3,37} = 13.464$, $p < 0.001$). Las categorías reseñadas con la misma letra no difieren significativamente entre sí, de acuerdo con la prueba de Tukey

Categorized Whisker-Plot for variable Number of natural underpasses/100 m. The four different categories shown number of structures added to fences in order to minimise crossing capability of mammals under fences (considered structures: hooks, barbed wire, double fence; $F_{3,37} = 13.464$, $p < 0.001$). Letters on top of bars indicate results of a posteriori Tukey tests (Zar, 1984), categories sharing the same letter not differing significantly

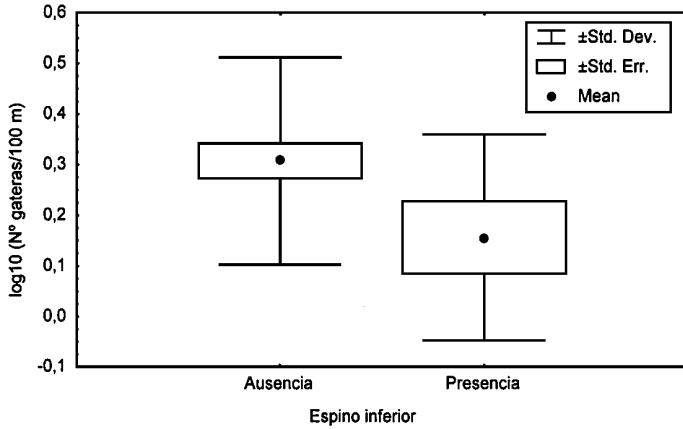


Figura 5. Representación gráfica de los resultados obtenidos al analizar el n° de gateras/unidad de superficie en función de la presencia/ausencia de alambre de espino en la parte inferior de los vallados muestreados ($F_{1,39} = 3.52, p < 0.05$)

Categorized Whisker-Plot for variable Number of natural underpasses/100 m. The two categories shown presence/absence of barbed wire under considered fences ($F_{1,39} = 3.52, p < 0.05$)

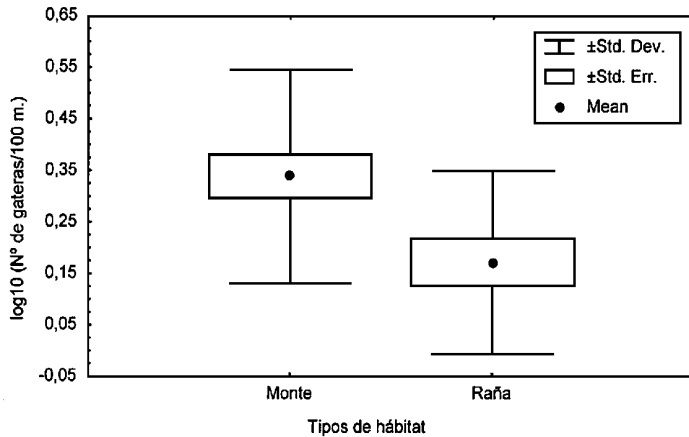


Figura 6. Representación gráfica de los resultados obtenidos al analizar el n° de gateras/unidad de superficie en función del tipo de hábitat (según el grado de cobertura forestal) en que se sitúan cada uno de los vallados muestreados ($F_{1,39} = 6.766, p < 0.05$)

Categorized Whisker-Plot for variable Number of natural underpasses/100 m. The two categories shown different types of habitat in relation with shrub or forest coberture (Monte :high coberture vs. raña: low or inexistente coberture $F_{1,39} = 6.766, p < 0.05$)

DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos muestran que existe un claro efecto de determinados tipos de vallados cinegéticos sobre la disponibilidad de pasos naturales para la fauna. Asimismo, la presencia/ausencia de determinadas estructuras de refuerzo condiciona también de forma significativa la permeabilidad de las vallas. A pesar de que la legislación existente en las Comunidades Autónomas prohíbe expresamente determinados tipos de vallas y la presencia de estructuras adicionales de refuerzo, la práctica habitual en todas las fincas consiste en impedir de forma sistemática el libre paso de los vertebrados no cinegéticos a través de los vallados. El efecto barrera producido por estas vallas podría pues tener efectos negativos sobre las poblaciones de mamíferos, especialmente en el caso de los carnívoros más grandes, debido a la extensión de sus áreas de campeo y a los amplios desplazamientos que realizan en determinadas fases de su ciclo vital (ver, por ejemplo, Beltrán 1988; Ferreras *et al.* 1997, para el lince ibérico; Blanco *et al.* 1990, 1992, para el lobo).

Así, los vallados cinegéticos podrían estar actuando de forma semejante a otras estructuras lineales como carreteras o ferrocarriles, al limitar los desplazamientos de diversas especies de mamíferos (Curatolo y Murphy 1986, Rodríguez *et al.* 1996). En el área estudiada, además de las especies catalogadas como de caza mayor, el grupo más sensible a la limitación de sus desplazamientos es el de los carnívoros. En Montes de Toledo y Sierra Morena se encuentran actualmente 8 especies de carnívoros protegidos (excluidos los mustélidos acuáticos), algunos de ellos gravemente amenazados de extinción (Blanco y González 1988), como el lince ibérico y el lobo. Aparecen, además, el tejón (*Meles meles*), el gato montés (*Felis silvestris*), la gineta (*Genetta genetta*) y la garduña (*Martes foina*). Por el contrario, otras especies de menor tamaño también presentes en el área estudiada podrían no verse tan directamente afectadas por los vallados, caso del turón (*Mustela putorius*) y la comadreja (*Mustela nivalis*).

Diversos autores han señalado que los vallados cinegéticos podrían estar actuando negativamente sobre algunas de estas especies, bien a causa del aislamiento reproductor provocado por el efecto barrera, que conlleva problemas de endogamia y riesgo de extinción de pequeñas poblaciones (Santiago 1994 ; Muñoz-Cobos y Azorit 1996), o bien debido al incremento de vulnerabilidad que implica la escasez de pasos disponibles para la fauna (Blanco 1994). Dichos pasos son fácilmente localizables y generalmente utilizados como puntos de instalación de métodos no selectivos de control de predadores (básicamente lazos y cepos, J. N. Guzmán, comunicación personal, y datos propios). Estos métodos no selectivos

de control de carnívoros están directamente relacionados con el declive de las poblaciones de especies gravemente amenazadas, como el lince ibérico (Rodríguez y Delibes 1990, Ferreras et al. 1992) o el lobo (Blanco et al. 1992 ; Blanco 1994) en la mitad Sur peninsular, y se ha señalado el uso de lazos como una de las causas de mortalidad más importantes en el caso del lince ibérico en los Montes de Toledo y Sierra Morena (García-Perea y Gisbert 1986; Guzmán 1998). También se ha señalado que la existencia de barreras físicas artificiales puede influir en la conducta territorial de algunas especies, modificando sus límites territoriales, caso de los vallados eléctricos para el tejón (Benham 1985) o de las carreteras para el zorro (Blanco 1986).

Adicionalmente, la colocación de los vallados en áreas desprovistas de cobertura vegetal (rañas, dehesas) puede potenciar el efecto negativo de éstos, alterando la conducta espacial de los animales e incrementando el riesgo de predación en el caso de las especies de menor tamaño. Este factor podría explicar que en las áreas de monte exista mayor número de gateras que en las de raña, ya que la cobertura de matorrales y arbolado es mayor en el primer caso que en el segundo.

En resumen, los resultados obtenidos sugieren que los vallados cinegéticos pueden actuar como factores limitantes para el desplazamiento de diversas especies. El efecto negativo de los vallados se acentúa a medida que se refuerzan con estructuras que aumentan la rigidez de la malla y evitan el libre paso de la fauna no cinegética a través del vallado, en contra de lo previsto en la legislación de todas las Comunidades Autónomas.

Los vallados cinegéticos de caza mayor deben ser objeto de estudios detallados que evalúen la eficacia de los diferentes vallados utilizados, con el fin de poder compaginar de forma efectiva la rentabilidad cinegética con la conservación de aquellas especies que se encuentran protegidas y/o amenazadas de extinción. Dada la escasez de estudios acerca de este problema, urge desarrollar líneas de investigación enfocadas a desarrollar modelos de gestión cinegética compatibles con la conservación de las especies amenazadas y sus hábitats, especialmente en las zonas que soportan una mayor densidad de fincas valladas dedicadas a la caza mayor, como son los Montes de Toledo y Sierra Morena. Estas áreas resultan ser, paradójicamente, las que mantienen los mayores núcleos poblacionales de lince ibérico, especie catalogada como en grave peligro de extinción.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha en el marco de un convenio de colaboración entre Castilla-La Mancha y el CSIC (Museo Nacional de Ciencias Naturales). J. M. Vargas y J. Muñoz-Cobos revisaron el trabajo aportando críticas y sugerencias que lo han mejorado notablemente, y L. J. Palomo soportó con paciencia los retrasos en los plazos de entrega.

REFERENCIAS

- ARENAS, R. (1993). La importancia de las mallas cinegéticas en la ecología de la fauna salvaje de Sierra Morena. En: *El ciervo en Sierra Morena* (A. Arenas y A. Perea eds.). Universidad de Córdoba, 105-119.
- BELTRÁN, J. F. (1988). *Ecología y conducta espacio-temporal del lince ibérico Lynx pardina Temminck 1824 en el P.N. de Doñana*. Tesis doctoral, Universidad de Sevilla.
- BENHAM, P. F. J. (1985). *A study of cattle and badger behaviour and farm husbandry practices relevant to the transmission of bovine tuberculosis*. University of Reading.
- BLANCO, J. C. *Estudio ecológico del zorro (Vulpes vulpes, L. 1758) en la Sierra de Guadarrama*. Tesis doctoral, Universidad de Oviedo.
- BLANCO, J. C., A. RODRÍGUEZ, L. CUESTA, S. REIG Y J. C. DEL OLMO (1990). El lobo en Sierra Morena. En: *El lobo (Canis lupus) en España. Situación, problemática y apuntes sobre su ecología*. (J. C. Blanco, L. Cuesta y S. Reig eds.). Serie Técnica, ICONA, Madrid, 61-67.
- BLANCO J. C., S. REIG Y L. CUESTA (1992). Distribution, status and conservation problems of the wolf *Canis lupus* in Spain. *Biological Conservation*, 60: 73-80.
- BLANCO, J. C. (1994). Influencia de los cercados en la fauna no cinegética. En: *Vallados cinegéticos. Incidencia ambiental, social y económica*. CODA nº 1, Madrid.
- BUECHNER, M. (1987). A geometric model of vertebrate dispersal: test and implications. *Ecology*, 68: 310-318.
- CURATOLO, J. A. Y S. M. MURPHY (1986). The effects of pipelines, roads, and traffic on the movements of caribou, *Rangifer tarandus*. *Canadian Field-Naturalist*, 100: 218-224.
- ELÍAS, C. F. Y B. L. RUIZ (1977). *Agroclimatología de España*. Ministerio de Agricultura, Madrid.
- FAHRIG, L. Y G. MERRIAM (1994). Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology*, 8: 50-59.
- FERRERAS, P., J. F. BELTRÁN, J. J. ALDAMA Y M. DELIBES (1997). Spatial organization and land tenure system of the endangered Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *J. Zool.*, 243: 163-189.
- GARCÍA-PEREA, R. Y J. GISBERT (1986). Causas de mortalidad del lince ibérico en los Montes de Toledo y Sierra Morena. *Actas de las Jornadas sobre la Conservación de la Naturaleza en España*, 183-185.
- GUZMÁN, J. N. (1998). *Distribución, ecología y problemática de conservación del lince ibérico Lynx pardinus en Castilla-La Mancha*. Informe técnico inédito.
- GREENWOOD, R. J., P. M. ARNOLD, Y B. G. MCGUIRE (1990). Protecting duck nests from mammalian predators with fences, traps, and a toxicant. *Wildlife Society Bulletin*, 18: 75-82.
- GROOT-BRUIJNDERINK, G. W. T. A. Y E. HAZEBROEK (1996). Ungulate traffic collisions in Europe. *Conservation Biology*, 10 (4): 59-67.
- LOEMOEN, J. T., H. A. DOTY, D. E. SHARP Y J. E. NEAVILLE (1987). Electric fences to reduce mammalian predation on waterfowl nests. *Wildlife Society Bulletin*, 10: 318-23.
- McKILLOP, G. Y C. J. WILSON (1987). Effectiveness of fences to exclude european rabbits from crops. *Wildlife Society Bulletin*, 15: 394-401.
- McKILLOP, G. Y R. M. SIBLY (1988). Animal behaviour at electric fences and the implications for management. *Mammal Review*, 18 (2): 91-103.
- MUÑOZ-COBOS, J. Y C. AZORIT (1996). Amenazas de los cercados para la fauna. *Ecosistemas*, 16: 22-25.
- RICHARDSON, J. H., R. F. SHORE Y J. R. TREWEEK (1997). Are major roads a barrier to small mammals?. *J. Zool.*, 243: 840-856.

- RIVAS-MARTÍNEZ, S. (1981). Les étages bioclimatiques de la végétation de la Peninsule Iberique. *Anales Inst. Bot. Madrid*, 37: 251-268.
- RODRÍGUEZ, A. y M. DELIBES (1990). *El lince ibérico (Lynx pardina) en España. Distribución y problemas de conservación*. Serie Técnica, ICONA, Madrid.
- RODRÍGUEZ, A., G. CREMA y M. DELIBES (1996). Use of non-wildlife passages across a high speed railway by terrestrial vertebrates. *Journal of Applied Ecology*, 33: 1527-40.
- SANTIAGO, J. M. (1994). Influencia de los cercados en la fauna cinegética. En : *Vallados cinegéticos. Incidencia ambiental, social y económica*. CODA nº 1, Madrid.
- SAUNDERS, D. A., R. J. HOBBS y C. R. MARGULES (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*, 5: 18-32.
- SOKAL, R. R. y F. J. ROHLF (1981). *Biometry*. 2ª ed. San Francisco, W.H. Friedman.
- YANES, M., J. M. VELASCO y F. SUÁREZ (1995). Permeability of roads and railways to vertebrates: the importance of culverts. *Biological Conservation*, 71: 217-222.
- ZAR, J. H. (1984). *Biostatistical analysis*. 2ª Ed. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey.