

El manejo del hábitat y la abundancia de conejos: diferencias entre dos áreas potencialmente idénticas

F. Palomares, J. Calzada y E. Revilla

RESUMEN

La distribución y abundancia relativa de conejos, *Oryctolagus cuniculus*, fue estudiada en dos áreas adyacentes que sufrieron diferente manejo del hábitat en 1970. Las dos áreas comparten el mismo tipo de suelo, nivel de la capa freática, y tenían la misma vegetación antes de la actuación. En la actualidad, una de ellas se correspondería con un área de bosque mediterráneo degradado (el área control), y la otra con una zona adhesionada (el área tratada). En cada una de las áreas se establecieron 4 transectos de entre 900 y 3000 m de longitud en los que se contaron cada 25 m el número de cagadas de conejo en círculos de 40 cm de diámetro. En los transectos también se contaron independientemente para cada sección de 100 m el número de madrigueras y el número de diferentes entradas incluidas en una banda de 20 m de ancho. En conjunto, el número de cagadas de conejo fue entre 1,6 y 2,0 veces superior en el área control que en el área tratada. El número de madrigueras en el área control fue entre 5,6 y 7,3 veces mayor que en el área tratada, aunque el número de entradas solo fue entre 1,1 y 1,7 veces superior. La distribución de los conejos fue más homogénea en el área control que en la tratada. También fueron encontradas liebres, *Lepus granatensis*, en el área tratada (1,3 liebres/km), pero ninguna fue observada en el área control.

Palabras-clave: abundancia relativa, cambio del hábitat, conejo, liebre, *Lepus granatensis*, *Oryctolagus cuniculus*

ABSTRACT

Spatial distribution and relative abundance of rabbits, Oryctolagus cuniculus, were studied in two adjacent patches which experienced different vegetation management. The two patches had similar soil types, ground water levels, and vegetation before the management. In 1970, all the vegetation (except for cork oaks and wild olive trees) from one patch was removed, creating agricultural land. The control patch is degraded autochthonous forest and the treatment patch is pastureland. In each patch 4 transects (between 900 and 3000 m long) were surveyed. Rabbit pellets were counted every 25 m in 40 cm diameter circles, and warrens and total burrow entrances were recorded in every 100 m section, including 10 m on each side of the transects. Overall, rabbit pellets were between 1.6 and 2.0 times more abundant in the control patch than in the treatment area. Warrens were between 5.6 and 7.3 times more common in the control than in the treatment patch, although entrances were only between

1.1 and 1.7 times more common in the control patch. The distribution of rabbits was also more even in the control patch than in the treatment area. Hares, *Lepus granatensis*, were found in the treatment patch (1.3 hares/km), but none was sighted in the control patch.

Key-words: habitat change, hare, *Lepus granatensis*, *Oryctolagus cuniculus*, rabbit, relative abundance

INTRODUCCION

El conejo, *Oryctolagus cuniculus*, es de gran relevancia en los ecosistemas mediterráneos debido tanto a su papel como especie cinegética de gran importancia (Rogers y col., 1994), como a ser una especie-presa clave de la comunidad de vertebrados depredadores que habitan la Península Ibérica (Delibes y Hiraldo, 1981; Jaksic y Soriguer, 1981). A pesar de su importancia tanto económica como ecológica conocemos poco como afectan, a largo plazo, las transformaciones tradicionales del hábitat sobre las poblaciones de conejo (ver Moreno y Villafuerte, 1995).

En este estudio se investiga el efecto que la transformación del hábitat ha tenido sobre las poblaciones de conejos en el Suroeste de la Península Ibérica. Para ello, la abundancia relativa de conejos fue estudiada en dos áreas potencialmente idénticas, una de ellas que conserva su vegetación natural, y otra en la que la vegetación arbustiva y el matorral fueron eliminados hace 25 años.

Un diferente uso de las dos áreas estudias fue también observado por parte de las liebres, *Lepus granatensis*. La información referente a las liebres también será incluida en este trabajo.

AREA DE ESTUDIO

El estudio fue realizado en dos áreas (una control y una tratada) contiguas de Coto del Rey, en el Norte del Parque Nacional de Doñana (37°9'N 6°26'O). El Parque Nacional de Doñana se caracteriza por la presencia de tres grandes biotopos: la marisma, las dunas móviles y el matorral o zona de arenas estabilizadas. Tanto Coto del Rey como el Parque Nacional de Doñana han sido descritos en otros trabajos (véase Rogers y Myers, 1979; Palomares y Delibes, 1993), por lo que centraremos nuestra descripción en las dos áreas concretas donde el estudio fue realizado.

El área control y la tratada son de similar tamaño (alrededor de 350 y 300 ha, respectivamente), están separadas por una valla y un cortafuegos a cada lado de la valla. Por el norte las dos limitan con repoblaciones de pinos, por el sur con la marisma, y por sus otros bordes con dos pequeños arroyos (Fig. 1).

Exceptuando los árboles, toda la vegetación del área tratada fue arrancada de raíz con maquinaria pesada en 1970. Después, el terreno fue arado varias veces hasta que estuvo preparado para sembrar. Algunas partes donde había grandes madrigueras de conejos al sur de la zona no fueron labradas. El área fue sólo sembrada una vez con

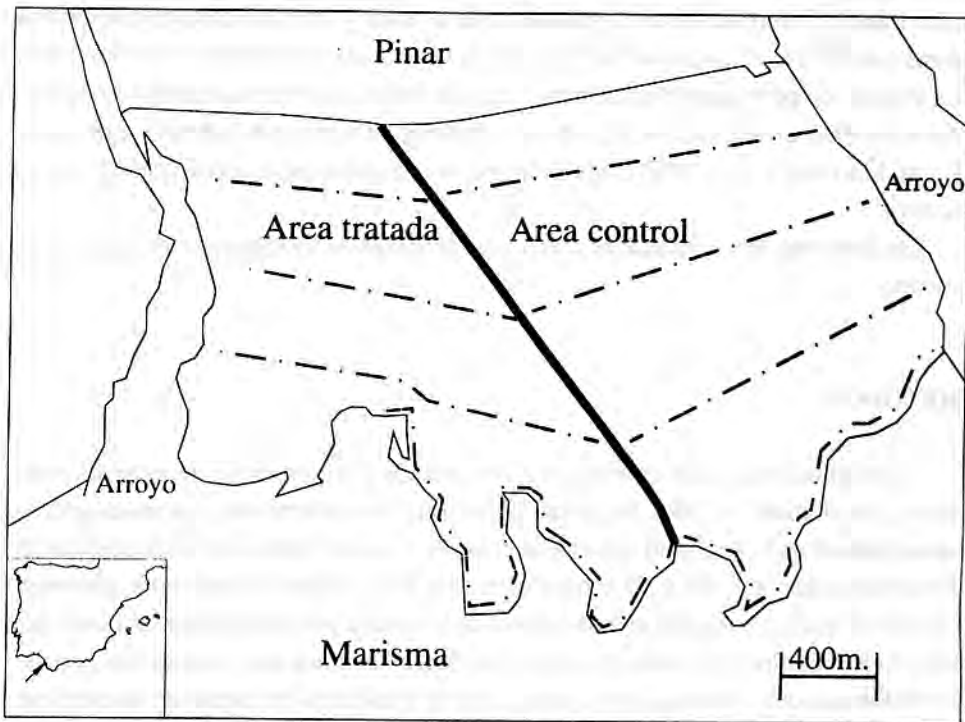


Fig. 1 – Esquema del área de estudio con la situación del área tratada, el área control y los transectos (líneas a puntos y trazos).

diferentes especies de plantas forrajeras para potenciar el redimiento de los pastos para el ganado vacuno. Después de esta actuación, no hubo ninguna otra.

En la actualidad, el área tratada y la control difieren claramente en vegetación, tanto en su estructura como en su composición (autores, en preparación). El número de árboles es mayor en la control que en la tratada (8,5 y 2,8 árboles/ha, respectivamente); en ambas áreas los árboles predominantes son los alcornoques, *Quercus suber*; la densidad de lentiscos, *Pistacia lentiscus*, es 50/ha en la control y 0 en la tratada; la cobertura vegetal del matorral es del 18% en el área control (principalmente debida a *Halimium halimifolium*), y solo del 1% en el área tratada siendo la planta mas común el palmito, *Chamaerops humilis*; finalmente el suelo sin cobertura de matorral está cubierto por hierba (muestreos realizados en verano) en el 41% de la superficie del área control y en el 58% en la tratada. Según las características enumeradas, el área control podría ser considerada como un bosque mediterráneo degradado, mientras que la tratada como una zona adhesionada típica.

El nivel de las aguas subterráneas se sitúa entre 1 y 2 m en ambas áreas (ITGE, 1992); las dos áreas también están incluidas dentro de las mismas unidades geomorfológicas (dunas estabilizadas y áreas de contacto, Siljeström et al., 1994), por lo tanto deberían tener el mismo tipo de vegetación si no se hubiera actuado sobre el

área tratada. Información de la guardería de la zona y la inspección de fotografías áreas previas a la actuación confirman que la vegetación era similar en las dos áreas. La vegetación potencial típica debería ser la de suelos arenosos húmedos (asociaciones *Oleo-Quercetum* suberis sigmetum y *Asparago-Rhamnetum oleoidis* sigmetum; Rivas-Martínez y col., 1980), que es la que se encuentra en la actualidad en el área control.

Las dos áreas han sido usadas y lo son en la actualidad por ganado, principalmente vacuno.

MÉTODOS

La densidad relativa de conejos en el área tratada y la control fue muestreada entre Julio y Septiembre de 1994. Se utilizó la densidad de excrementos y de madrigueras como índices de la densidad relativa de conejos. Con este propósito se establecieron 4 transectos de entre 900 y 3000 metros en cada área. Todos los transectos partieron cerca de la valla que separa el área control de la tratada y transcurrieron en dirección al este en la control y al oeste en la tratada. Seleccionamos esta orientación porque por informaciones previas conocíamos que la presencia del borde de la marisma podía ser importante para los conejos. El transecto situado más al sur siguió el borde mismo de cada área con la marisma, asegurándose así que la distancia a la marisma era por tanto similar en todos los transectos.

Los excrementos fueron contados en círculos de 40 cm de diámetro situados al azar cada 25 m a lo largo de los transectos. Cuando el lugar de conteo de excrementos coincidió con alguna letrina, se eligió un nuevo lugar. Los excrementos fueron contados en un espacio reducido de tiempo (9 días) con objeto de minimizar las diferencias debidas a nuevas deposiciones o desapariciones. Además, los muestreos fueron realizados después de 4 meses sin lluvia lo que conservó un gran número de excrementos.

La densidad de madrigueras fue estimada sobre los mismos transectos, pero considerando una banda de 10 metros a cada lado del transecto. Los transectos fueron subdivididos en secciones de 100 m para el registro de los datos. Todas las madrigueras que incluyeran al menos una entrada dentro del transecto fueron contabilizadas, así como todas sus entradas. Los datos serán expresados como madrigueras y entradas por hectárea lo que obviamente sobreestimaré ligeramente las verdaderas densidades del área de estudio.

Las diferencias en el número de excrementos/m², madrigueras/ha, y número de entradas/ha fueron analizadas a través del análisis de la varianza usando el procedimiento GLM del paquete estadístico SAS (SAS, 1988). Debido a que varias medidas fueron tomadas sobre las mismas unidades (círculos para los excrementos, y secciones de 100 m para las madrigueras dentro de los mismos transectos), se

realizó un análisis anidado de la varianza que tuviera en cuenta la correlación potencial entre los datos que fueron obtenidos para los mismos transectos. El número de excrementos/m² fue transformado como $\log(X+1)$, y para el análisis de las madrigueras/ha y entradas/ha fueron utilizados rangos (Conover, 1980).

La estadística descriptiva (media, error estandar, y coeficiente de variación) del número de excrementos/m², madrigueras/ha, y entradas/ha será presentada para cada área, considerando como la unidad básica de muestreo los círculos o las secciones de 100 m por un lado, y los transectos (4 en cada área) por otro; en este último caso, con el objeto de disminuir el efecto que la diferente longitud de los transectos pudiera tener sobre los resultados.

El número de liebres levantadas durante el muestreo de los transectos, tanto para los excrementos como para las madrigueras de los conejos, también se registró en cada área. Usando esta información se calculó un índice de abundancia relativa de liebres por km recorrido en cada área.

RESULTADOS

La densidad media de excrementos en el área tratada osciló entre 98 y 78 por m² según se consideren los círculos o los transectos como la unidad de muestreo; en el área control la densidad media fue considerablemente mayor (sobre 152 excrementos por m² tanto considerando los círculos como los transectos como la unidad de muestreo) (Tabla 1). Las madrigueras en su conjunto, y el número de entradas totales también fueron más abundantes en el área control que en la tratada (Tabla 1). La densidad media de madrigueras estuvo entre 11 y 12 por hectárea en el área control, pero sólo fue de aproximadamente 2/ha en el área tratada. La diferencia entre áreas en la densidad de entradas fue menor; en promedio se contaron 96 y 88 entradas por hectárea en el área control y la tratada, respectivamente, cuando se considera las secciones de 100 m como la unidad de muestreo, y 88 y 52 entradas/ha cuando se consideraron los transectos (Tabla 1). La disminución de las diferencias en este último caso se debe a que las madrigueras fueron mayores en el área tratada que en la control (autores, en preparación). Esto, junto con nuestro sistema de muestreo que contabilizó todas las entradas de cualquier madriguera que tuviese al menos una entrada dentro de los 10 m a cada lado de la línea que siguió el transecto, explica que las diferencias sean menores en este aspecto.

El análisis de la varianza indicó que las diferencias entre el área tratada y la control en la densidad de excrementos, madrigueras y entradas fueron todas significativas (Tabla 1).

La dispersión de los excrementos y las madrigueras a través de las dos áreas fue marcadamente distinta. Los coeficientes de variación fueron siempre mayores en el área tratada que en la control (Tabla 1), indicando que la distribución tanto de los

Tabla 1

Números medios de excrementos de conejo por metro cuadrado, de madrigueras por hectárea, y de entradas por hectárea en el área tratada y en el área control considerando los círculos para el caso de los excrementos, o secciones de 100 m para el caso de las madrigueras y entradas, como la unidad de muestreo, y considerando a los transectos como la unidad de muestreo. También se muestran los resultados del análisis de la varianza realizado para comprobar si las diferencias eran significativas entre las dos áreas. ES= error estandar; CV= coeficiente de variación; g.l.= grados de libertad; p= probabilidad.

	Excremento/m ²		Madrigueras/ha		Entradas/ha	
	Círculos	Transectos	Secciones 100m	Transectos	Secciones 100m	Transectos
Area Tratada						
n	248	4	68	4	68	4
Media	97,7	77,5	2,2	1,5	87,6	51,8
ES	13,5	33,4	0,5	1,0	25,7	45,5
CV	2,18	0,86	1,68	1,34	2,42	1,75
Area Control						
n	278	4	65	4	65	4
Media	151,7	152,3	11,5	11,0	95,6	88,4
ES	10,0	21,9	1,6	5,7	20,1	69,5
CV	1,10	0,29	1,13	1,05	1,69	1,57
Análisis de la varianza						
F	38,23		20,85		15,10	
g.l.	7		7		7	
p	< 0,0001		< 0,0001		< 0,0001	

excrementos como de las madrigueras fue más homogénea en el área control. El esquema se ve mucho más claro al representar la distribución de frecuencias del número de excrementos y de madrigueras en cada área (Fig. 2). En el área tratada hay muchas zonas sin excrementos (el 66,8% de los círculos muestreados tuvieron menos de 5 excrementos), mientras que en la mayor parte de las zonas muestreadas en el área control tuvieron excrementos (el 80% de los círculos tuvieron 6 excrementos o más). Con las madrigueras sucede algo similar, no teniendo el 69,1% de las secciones de 100 m muestreadas ninguna madriguera en el área tratada, mientras que el 75,4% de las secciones tuvieron al menos 1 madriguera en el área control.

Para todos los datos en conjunto, la densidad de excrementos y madrigueras

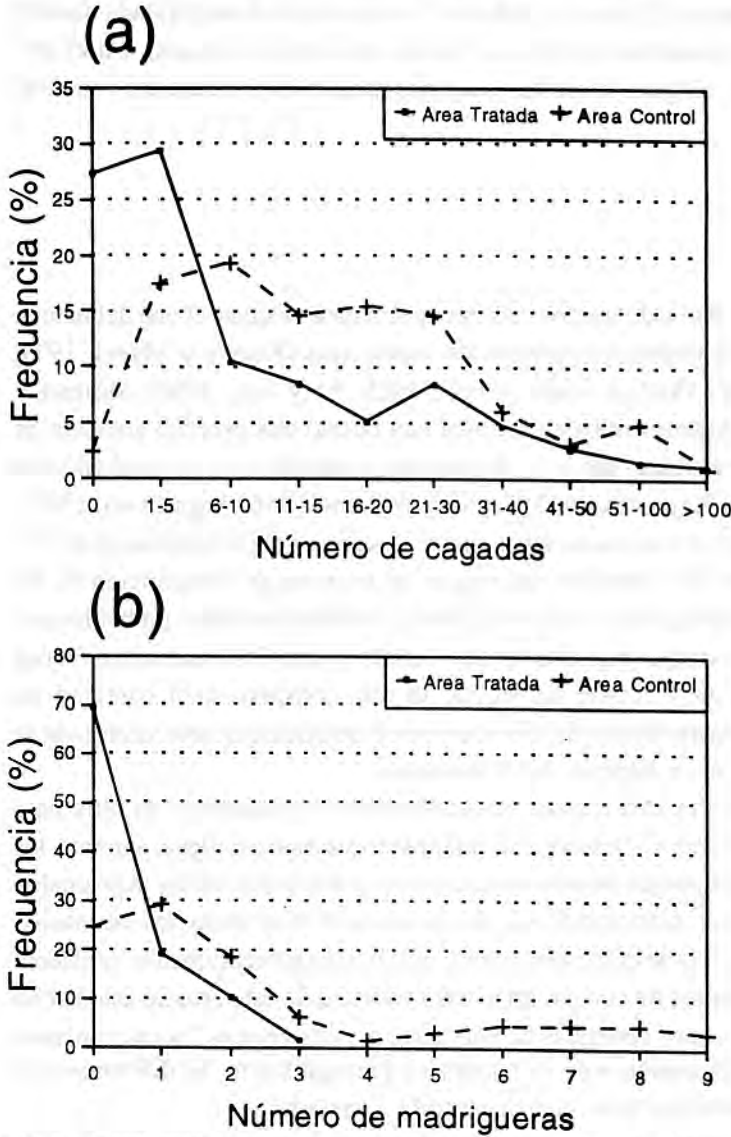


Fig. 2 – Distribución de frecuencias del número de excrementos (a) y el número de madrigueras (b) de conejos encontradas en el área tratada y el área control durante el verano de 1995. En abscisas se representa el número de círculos de 0,4 m de diámetro para el caso de los excrementos, y el de secciones de 100 m para el caso de las madrigueras.

estuvo significativamente correlacionada ($r_s = 0,351$, Correlación de Spearman, $p < 0,0002$, $n = 122$ secciones de 100 m). Sin embargo, al correlacionar los datos de cada área de forma independiente, mientras que la correlación en el área tratada fue positiva y significativa ($r_s = 0,524$, $p < 0,0001$, $n = 52$), no hubo correlación en el área control ($r_s = -0,098$, $p = 0,4485$, $n = 62$). Estos datos sugieren que los conejos solo eran capaces de usar en el área tratada las zonas próximas a las madrigueras.

Un total de 23 liebres ($1,3/\text{km} \pm 0,5$) fueron levantadas en el área tratada durante los 8 transectos (4 transectos recorridos 2 veces totalizando 12,8 km). En el área control, sin embargo, ninguna liebre fue levantada durante los 8 transectos y un total de 13 km recorridos.

DISCUSION

Los excrementos han sido usados con frecuencia para estudiar el uso del hábitat y las abundancias de diferentes especies de lagomorfos (Rogers y Myers, 1979; Simonetti y Fuentes, 1982; Litvaitis y col., 1985; Fa y col., 1992; Moreno y Villafuerte, 1995). Algunos trabajos también han puesto una especial atención en comprobar si el método es válido o no, llegándose generalmente a la conclusión de que sí lo es (Arnold y Reynolds, 1943; Taylor y Willians, 1956; Angerbjorn, 1983). Sin embargo, hay que tomar precauciones cuando los muestreos se realizan en microhábitats distintos debido a posibles diferencias en las tasas de desaparición de los excrementos (Angerbjörn, 1983; Simonetti, 1989). Nuestros resultados probablemente no estuvieron afectados por este hecho debido a que los muestreos fueron realizados después de 4 meses sin lluvia, lo que conservó gran cantidad de excrementos, y a nuestro diseño de muestreo con transectos que abarcaron toda la variedad posible de microhábitats en las dos áreas.

Las liebres usaron el área tratada, mientras que no lo hicieron o en muy bajo número en el área control. Debido a la dificultad que esto conlleva, durante los muestreos no hicimos ningún intento para diferenciar los excrementos depositados por las liebres de los depositados por los conejos. Por lo tanto los resultados obtenidos sobre densidad de excrementos en el área tratada sobreestiman la verdadera densidad de excrementos de conejo. En el caso concreto de este estudio este hecho no afecta las conclusiones obtenidas debido a que si extrajéramos los excrementos correspondientes a las liebres, solo incrementaría la magnitud de las diferencias en la densidad de excrementos entre el área control y la tratada.

La proporción de entradas activas (usadas) de las madrigueras de conejo ha sido utilizado con éxito para estimar incluso el número absoluto de conejos en algunas áreas (Parer, 1986; Parer y Wood, 1986). Sin embargo, también ha de tenerse precaución al usar este método porque el uso que los conejos hacen de las madrigueras es diferente en hábitats que difieren en cobertura vegetal (Wheeler y col., 1981; Kolb, 1991; Villafuerte, 1994; autores inédito). Nosotros no intentamos en ningún caso estimar el número de conejos, ni tampoco considerar las posibles diferencias entre áreas en la proporción de entradas activas. Nosotros sólo consideramos el número total de madrigueras y usamos el número de entradas totales independientemente de si estaban usadas o no. No consideramos tampoco en nuestros recuentos el número de entradas taponadas, ni madrigueras en las que todas las entradas estaban

taponadas. Teniendo en cuenta que el suelo es arenoso en nuestra área de estudio (y por lo tanto, se puede esperar que fácilmente las madrigueras o entradas en desuso durante gran tiempo se taponen rápidamente), nuestros datos son un aceptable índice de la densidad relativa de conejos en el área tratada y en el área control.

Los resultados de este estudio muestran que la eliminación drástica del matorral y vegetación arbustiva natural de los ecosistemas mediterráneos tiene un efecto negativo y duradero sobre las poblaciones de conejos. Los resultados de este estudio también pueden contribuir a una mejor gestión de las poblaciones de conejos cuando el objetivo es aumentar su abundancia en áreas naturales. En primer lugar, los resultados indican que es adecuado mantener la vegetación natural y la estructura de los hábitats en los ecosistemas mediterráneos, de forma que los conejos puedan estar mejor distribuidos y alcanzar mayor abundancia total. En segundo lugar, debería ser provista protección artificial en áreas abiertas sin vegetación arbustiva ni matorral, a través de la construcción de madrigueras o la facilitación de su construcción por los propios conejos. La primera de las actuaciones parece más recomendable cuando sea posible, puesto que la vegetación natural también favorece a especies de predadores especialistas como el lince ibérico, por otro lado en grave peligro de extinción. Especies como el lince pueden a su vez favorecer a los conejos con su presencia porque mantienen en densidades bajas a otros predadores generalistas que también consumen conejos (Palomares y col., 1995).

AGRADECIMIENTOS

El estudio fue financiado por la DGICYT (Proyectos PB90-1018 y PB94-0480) y el ICONA del Parque Nacional de Doñana. Agradecemos la colaboración durante el trabajo de campo de S. Garrido y N. Zabala. Clare Fitzgibbon corrigió el inglés del "Abstract".

BIBLIOGRAFIA

- Angerbjörn, A. 1983. Reliability of pellet counts as density of mountain hares. *Finnish Game Res.* 41: 13-20.
- Arnold, J. F. and Reynolds H. G. 1943. Droppings of arizona and antelope jack rabbits and the "pellet census". *J. Wildl. Manage.* 7: 322-327.
- Conover, W.J. 1980. *Practical nonparametric statistics* 2ª ed. John Wiley & Sons, Inc., New York, 493 pp.
- Delibes, M. y Hiraldo F. 1981. The rabbit as prey in the Iberian mediterranean ecosystem. Pp. 614-622 in K. Myers y C. D. Innes (eds.). *Proc. of the World Lagomorph Conference*. Guelph, Ontario.
- Fa J.E., Romero F.J. y Lopez-Paniagua J. 1992. Habitat use by parapatric rabbits in a Mexican high-altitude grassland system. *Journal of Applied Ecology* 29: 357-370.

- ITG. 1992. *Hidrogeología del Parque Nacional de Doñana y su entorno*. Instituto Tecnológico Geominero de España, Madrid, 64 pg.
- Jaksic F.M. y Soriguer. 1981 R.C. Predation upon the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in mediterranean habitats of Chile and Spain: a comparative analysis. *Journal of Animal Ecology* 50: 269-281.
- Kolb H.H. 1991. Use of burrows and movements of wild rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) in an area of hill grazing and forestry. *Journal of Applied Ecology* 28: 892-905.
- Litvaitis J.A., Sherburne J.A. y J.A. Bissonette J.A. 1985. A comparison of methods used to examine snowshoe hare habitat use. *J. Wildl. Manage.* 49: 693-695.
- Moreno S. y Villafuerte R. 1995. Traditional management of scrubland for the conservation of rabbits *Oryctolagus cuniculus* and their predators in Doñana National Park, Spain. *Biological Conservation* 72: 81-85.
- Palomares F. y Delibes M. 1993. Key habitats for Egyptian mongooses in Doñana National Park, south-western Spain. *Journal of Applied Ecology* 30: 752-758.
- Palomares F., Gaona P., Ferreras P. y Delibes M. 1995. Positive effects on game species of top predators by controlling smaller predators populations: an example with lynx, mongooses, and rabbits. *Conservation Biology* 9: 295-305.
- Parer I. 1986. European rabbit (Australia). Pp. 136-138 in *CRC Handbook of census methods for terrestrial vertebrates*. D.E. Davis (ed.). CRC Press, Inc. Boca Raton, Florida, 397 pp.
- Parer I. y Wood D.H. 1986. Further Observations of the use of warren entrances as an index of the number of rabbits, *Oryctolagus cuniculus*. *Aust. Wildl. Res.* 13: 331-332.
- Rivas-Martínez S., Costa M., Castroviejo, S. y Valdes E. 1980. Vegetación de Doñana (Huelva, España). *Lazaroa* 2: 1-189.
- Rogers P.M. y Myers K. 1979. Ecology of the european wild rabbit, *Oryctolagus cuniculus* (L.), in Mediterranean habitats. *Journal of Applied Ecology* 16: 691-703.
- Rogers P.M., Arthur C.P. y Soriguer C. 1994. The rabbit in continental Europe. Pp. 22-63 in *The European rabbit. History and biology of a successful colonizer*. H. V. Thompson y C.M. King (eds.). Oxford University Press, Oxford.
- SAS Institute. 1988. *SAS/STAT User's guide. Release 6.03 Edition*. SAS Institute Inc., Cary, North Carolina, 1085 pg.
- Siljeström P.A., Moreno A., Garcia L.V. y Clemente L.E. 1994. Doñana National Park (south-west Spain): geomorphological characterization through a soil-vegetation study. *Journal of Arid Environments* 26: 315-323.
- Simonetti J.A. y Fuentes E.R. 1982. Microhabitat use by european rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) in Central Chile: are adult and juvenile patterns the same? *Oecologia* 54: 55-57.
- Simonetti J.A. 1989. Microhabitat use by *Oryctolagus cuniculus* in central Chile: a reassessment. *Mammalia* 53: 363-368.
- Taylor R.H. y Williams R.M. 1956. The use of pellet counts for estimating the density of populations of the wild rabbits, *Oryctolagus cuniculus* (L.). *New Zealand J. Sci. Technical, Sect. 13* 38: 236-256.
- Villafuerte R. 1994. *Riesgo de predación y estrategias defensivas del conejo, Oryctolagus cuniculus, en el Parque Nacional de Doñana*. Tesis Doctoral, Universidad de Cordoba, Cordoba.
- Wheeler S.H., King D.R. y Robinson M.H. 1981. Habitat use and warren utilization by the european rabbit, *Oryctolagus cuniculus* (L.), as determined by radio-tracking. *Aust. Wildl. Res.* 8: 581-588.