

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/233729456>

Supervivencia, dispersión y selección de recursos de corzos *Capreolus capreolus* (Linnaeus, 1758) reintroducidos en un hábitat mediterráneo

Article · January 2009

CITATIONS

8

READS

425

3 authors, including:



Josep Maria López-Martín
Generalitat de Catalunya

118 PUBLICATIONS 996 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Diego Martínez-Martínez
Iberá. Consultoria MediAmbiental

71 PUBLICATIONS 115 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)

SUPERVIVENCIA, DISPERSIÓN Y SELECCIÓN DE RECURSOS DE CORZOS *Capreolus capreolus* (LINNAEUS, 1758) REINTRODUCIDOS EN UN HÁBITAT MEDITERRÁNEO

JOSÉ M. LÓPEZ-MARTÍN¹, DIEGO MARTÍNEZ-MARTÍNEZ² Y ÀNGEL SUCH²

1. Área de Actividades Cinegéticas, D. Gral. Medio Natural, Depto. de Medio Ambiente y Vivienda, Generalitat de Catalunya, Dr. Roux 80, 08017, Barcelona (josep.lopez@gencat.cat)

2. Forestal Catalana SA, Sabino de Arana 34, 08028 Barcelona.

RESUMEN

Durante los años 2002, 2003 y 2004 se liberaron un total de 38 ejemplares de corzo (23 hembras y 15 machos) en la Reserva Nacional de Caza de Ports (sur de Cataluña) con el objetivo de analizar su viabilidad como paso previo a un programa de reintroducción en esta zona. En total 29 corzos fueron capturados en la reserva de Chizé (Landas, Francia) y 9 más en la RNC de Alt-Pallars (Lleida, Cataluña). El corzo desapareció de este macizo a finales del siglo XIX, de forma similar a otras zonas del litoral mediterráneo, como consecuencia de la reducción de la superficie forestal y la falta de gestión y conservación de sus poblaciones. En Cataluña, desde principios de la década de 1990, se han iniciado diferentes proyectos de reintroducción de esta especie en las cordilleras litorales con vistas a la restauración de la comunidad de ungulados salvajes. A partir de 589 localizaciones de 30 de estos ejemplares se estimaron los patrones de dispersión, la probabilidad de supervivencia y la tasa de mortalidad, y de esta forma se evaluó la viabilidad de la reintroducción. La selección de recursos se calculó mediante regresión logística y el resultado predice la presencia de los corzos reintroducidos en el área elegida.

Palabras clave: corzo, reintroducción, dispersión, supervivencia, selección de los recursos

ABSTRACT

*Survival, dispersion and resource selection of roe deer *Capreolus capreolus* reintroduced in a Mediterranean habitat*

During the years 2002-2004, 38 roe deer (23 females and 15 males) were released in the National Hunting Reserve of Ports (southern Catalonia, Spain) with the aim to analyze their viability as a first step before starting a reintroduction project in this area. A total of 39 individuals were captured in France (Chizé State Forest) and 9 ones in Alt Pallars NHR (Lleida, Pyrenees). Thirty individuals were released with a radio transmitter so that their movements could be monitored. Roe deer disappeared in these mountains at the end of 19th century, as it happened in

other areas in the Mediterranean coast, and as a consequence of the decrease of forest surface and the absence of hunting management. In Catalonia, from the beginning of 1990s, several projects on roe deer reintroduction in the coastal mountains have been going on. In the present study, dispersal patterns, survival probability, and mortality rate were estimated from 589 radiolocations, and the viability of the reintroduction evaluated. Resource selection estimated by logistic regression was calculated, our results predicting roe deer successful occurrence in Ports.

Keywords: roe deer, reintroduction, dispersion, survival, resource selection

INTRODUCCIÓN

Durante los últimos 40 años las reintroducciones de corzo *Capreolus capreolus* han sido utilizadas en Cataluña como una medida de gestión en la recuperación de las poblaciones de la especie. Desde el año 1970 hasta el 2007 se han liberado hasta 537 corzos en 13 lugares diferentes, la mayoría en las sierras litorales (López-Martín 2007). Aunque la especie se distribuía antiguamente por la mayor parte de los macizos forestales, la caza sin gestión y la deforestación de algunas zonas por transformaciones de usos, habían situado a la población en una situación de casi desaparición en Cataluña, entre los siglos XVIII y XIX (Rosell y Carretero 1998). Las mismas causas han sido consideradas en otras zonas del mediterráneo occidental (Perco y Calò 1994, Maillard *et al.* 1999). Actualmente, las poblaciones de corzo en España y Europa se encuentran en expansión, de forma similar a las de otras especies de cérvidos (Gill 1990), gracias a la regresión de las causas que motivaron su desaparición (Cederlund *et al.* 1998).

El corzo se distribuye en la actualidad por la mitad norte de la Península Ibérica, con una población aislada en las provincias de Cádiz y Málaga, que ha sido descrita como un ecotipo de los ambientes mediterráneos de esta zona (San José 2008). De forma similar, en los países de Europa occidental como Francia (Dubray *et al.* 1991, Gaudin *et al.* 1997), Italia (Perco 1981, Apollonio 2004) y Portugal (Pereira y Pereira 1992) se encuentran poblaciones de esta especie en ambientes mediterráneos. Algunas de estas poblaciones se han visto favorecidas por la translocación de ejemplares (Bideau *et al.* 1990, Calenge *et al.* 2005, Robalo 2005). Si bien la distribución del corzo en Europa está asociada a los medios forestales, las poblaciones tienen sus máximas densidades en los ecosistemas donde la pluviometría permite la presencia de bosques caducifolios y con prados herbáceos asociados (Danilkin y Hewison *op.cit.*). La presencia/ausencia de agua

resulta incluso un recurso limitante que ha sido tenido en cuenta en proyectos de reintroducción en zonas áridas (Wallach *et al.* 2005).

Las poblaciones de Cataluña están conectadas con las restantes poblaciones europeas a través de los Pirineos, habiendo un flujo constante y continuo de ejemplares entre ambas vertientes. Tanto en España como en los otros países de Europa donde se encuentra, el corzo es una especie cinegética.

El objetivo principal de estos proyectos de reintroducción es la recuperación de la comunidad de ungulados salvajes como parte integrante de la diversidad perdida, y de forma secundaria recuperar una especie susceptible de ser aprovechada cinegéticamente de forma planificada y sostenible.

Los parámetros que permiten valorar la adaptación de los ejemplares reintroducidos (dispersión, mortalidad, supervivencia, uso/selección de los recursos, natalidad, etc.) deberían diferir cuando las condiciones del hábitat se alejan del óptimo, como es el caso de los medios forestales mediterráneos (Virgós y Tellería 1998). El conocimiento de los rangos de variabilidad de estos factores ha de ayudar en la toma de decisiones durante la planificación de proyectos de reintroducción en zonas mediterráneas. Los proyectos de reintroducción que se han ido realizando en Cataluña con el corzo durante los años 90 del pasado siglo, se realizaron con ejemplares translocados de reservas francesas, con vegetación y orografía diferente a la de los macizos litorales mediterráneos donde se les ha liberado. En pocos casos se ha evaluado la capacidad de adaptación de estos ejemplares.

En este trabajo se exponen los resultados de la fase experimental de evaluación del proyecto de reintroducción de corzos en la Reserva nacional de caza (RNC) de Ports que aprobó de la Junta Consultiva de la reserva nacional.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

La Reserva nacional de caza de Ports (13.097 Ha), se encuentra situada en el macizo montañoso del mismo nombre (0°17'N, 40°45'E) en el NE de la Península Ibérica (Figura. 1), donde la gestión de la fauna se realiza directamente por el Depto. de Medio Ambiente y Vivienda de la Generalitat de Catalunya, conjuntamente con la Generalitat de Valencia y el Gobierno de Aragón. En la reserva y sus alrededores vive una población de más de 4.000 cabras montesas

(*Capra pyrenaica*), con densidades que llegan a superar en algunas zonas los 25 ejemplares/km². Esta especie se caza de forma regular como trofeo cinegético, aunque recientemente el jabalí empieza a ser aprovechado mediante batidas realizadas por cazadores locales.

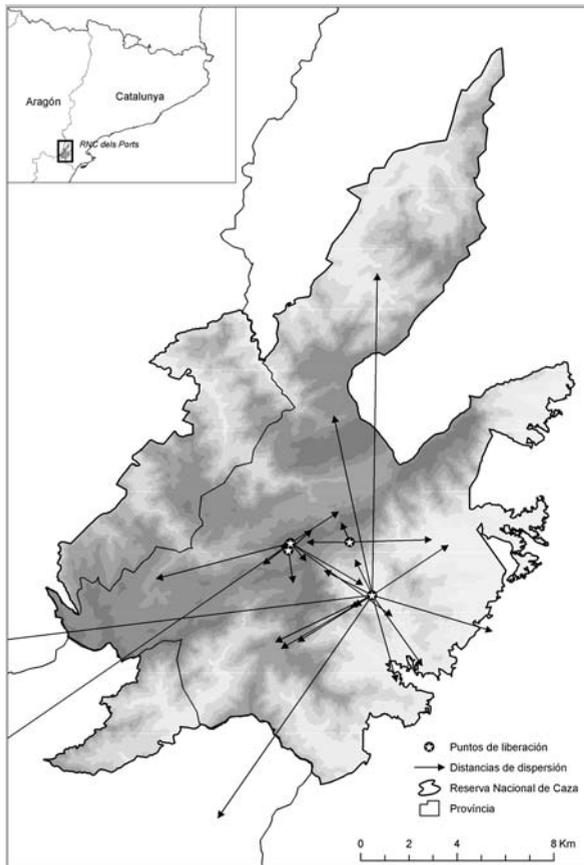


Figura 1. Vectores de dispersión de los corzos radioseguidos desde el lugar de la liberación hasta el centro aritmético de dispersión (a partir de los 3 meses).

Dispersal vector of the monitored roe deer from their release site to the arithmetic center of settlement after 3 months.

El relieve de la zona es abrupto, con profundos cañones que contrastan con el paisaje de las zonas limítrofes mucho más suaves. Las altitudes oscilan entre los 300 y los 1.447 m. El suelo es de origen calcáreo. El clima es marcadamente mediterráneo (veranos calurosos y secos e inviernos suaves) con influencia marina que puede provocar precipitaciones en forma de nieve en invierno, sobre todo en las zonas más altas y en la vertiente norte. La temperatura media oscila entre los

8°C (diciembre) y los 25°C (agosto) con precipitaciones repartidas entre primavera (mayo) y otoño (octubre) que oscilan entre 700 y 850 mm anuales.

La vegetación presenta diferencias entre la vertiente marítima más húmeda y la occidental más seca. En general predominan la cobertura forestal dominada por las coníferas de pino silvestre (*Pinus sylvestris*) y pino nigral (*P. nigra*) y de matorral mediterráneo de coscoja y encina (*Quercus* sp.) en las zonas más bajas y en las vertientes sur de las laderas, con tendencia a ser sustituido por matorral bajo.

Los corzos fueron liberados en un valle con orientación sur en 3 puntos distantes 4 km entre los más extremos. Dos de estos puntos se encontraban a 1.200 metros y el tercero a 506 m de altitud (Figura 1).

Origen de los corzos

De los 38 corzos liberados, la gran mayoría (29) procedían de la reserva de Chizé en Francia. El resto se capturaron en la reserva nacional de caza de Alt Pallars en Lleida. La reserva de Chizé es un espacio forestal de 2.614 ha gestionado por el organismo de gestión forestal del estado francés (*Office National de Forêt*) situado en el oeste de Francia (46°10'N, 0°25'W). El clima es típicamente atlántico con influencia de las borrascas oceánicas. El bosque está dominado por especies caducifolias (*Quercus* spp., *Carpinus betulus* y *Fagus sylvatica*) y el terreno es llano (Gaillard *et al.* 1993). La población de corzo está monitorizada regularmente desde el año 1978 mediante técnicas de captura-recaptura. Durante este período se cuantificó un valor mínimo de 20 ejemplares en el año 1979 y máximo de 550 en 1983, sufriendo desde ese año una reducción constante debido a procesos denso-dependientes y al incremento de temperaturas en algunos veranos (Gaillard *et al.* 1998, Saïd *et al.* 2005).

Respecto a la segunda zona de origen, la Reserva nacional de caza Alt Pallars-Aran (106.661 ha) se encuentra situada en el pirineo central (1°10'N; 42°37'E), con un paisaje típico eurosiberiano dominado por los bosques de coníferas (*P. sylvestris* y *P. uncinata*) en el estadio subalpino y prados en el estadio alpino. Las comunidades de ungulados es diversa, con poblaciones importantes de rebeco (*Rupicapra pyrenaica*), ciervo (*Cervus elaphus*), gamo (*Dama dama*), corzo (*Capreolus capreolus*), muflón (*Ovis aries*) y jabalí (*Sus scrofa*), que son controladas mediante el aprovechamiento ordenado.

Captura, transporte y seguimiento

Las capturas se realizaron mediante redes situadas en lugares controlados. Los ejemplares capturados eran introducidos en cajones de madera y transportados a cobertizos hasta el momento de su inspección. El control sanitario se realizó por personal veterinario de la *Office National de Foret* que tomó muestras de sangre para determinar las enfermedades comunes de declaración obligatoria. Así mismo, se determinó el sexo, la edad y la condición física. Por último se les colocó un crótalo identificador en una oreja y el collar radioemisor. Los ejemplares, en grupos de 10 aproximadamente eran colocados en cajones individuales con hierba y paja, y transportados en una furgoneta ventilada hasta el lugar de la liberación. Todos los ejemplares disponían de los permisos oficiales de transporte veterinario. Desde el momento de la captura hasta su liberación transcurrían 24 horas como máximo, si provenían de Francia, y 6 horas si lo hacían desde el Pirineo.

Para su localización posterior fueron dotados de emisores de radio VHF (150 MHz), modelo TRT3 de Tinytronic, montados en collares de nylon. Todos los emisores estaban dotados de un sensor de actividad y el peso total era de 210 g. La señal se intentaba localizar diariamente mediante triangulación con una antena *Yagi* de 4 elementos y con una antena nula montada en un coche.

Los datos obtenidos de las localizaciones de cada ejemplar fueron analizados mediante el programa LOAS (©Ecological Software Solution) y la extensión Hawth's Análisis Tools (v 2.0) en ArcGis 9.2.

Dispersión

La dispersión de los corzos se estimó como la distancia en metros desde la media aritmética de las localizaciones establecidas en la zona donde se estableció cada ejemplar, y el punto desde donde fueron liberados. Tal y como Sempéré *et al.* (1986) y Calenge *et al.* (2005) establecen, los corzos muestran un comportamiento de exploración del nuevo hábitat hasta que se establecen definitivamente. Este tiempo ha sido estimado en 3 meses (Rosell *et al.* 1996, Calenge *et al.* 2005). A partir de las radiolocalizaciones obtenidas después de esta fecha se calculó el centro aritmético y su distancia hasta el punto de liberación.

Mediante el análisis de modelo lineal generalizado se comprobó el efecto de la edad (joven o adulto), año de la liberación, origen de los ejemplares y sexo, así como las interacciones entre estos factores y la distancia de dispersión (*log-transformed*).

Uso y selección de recursos

Las preferencias de hábitat se analizaron mediante la función de selección de recursos propuesta por Manly *et al.* (2002) a partir del diseño tipo I calculando el uso que realizaron todos los ejemplares conjuntamente respecto al área de estudio. La falta de datos suficientes de algunos ejemplares impidió la utilización de los diseños en los que se identificaba el uso de cada ejemplar. Para estimar la proporción del uso respecto a disponibilidad de recursos se utilizó el muestreo A de Manly *et al.* (2002), en el cual las muestras de uso y disponibilidad son establecidas al azar de forma independiente (Manly *et al.* 1993, Manly *et al.* 2002, Thomas y Taylor 2006), ya que sólo se puede asegurar la presencia de un animal en un punto pero no podemos certificar su ausencia. De esta forma permite la ordenación de los diferentes hábitats según la probabilidad de selección (Keating y Cherry 2004).

El área de estudio disponible se estimó como el límite ocupado por el mínimo polígono convexo con el 95% (16.265 ha) de todos los puntos, y que define la posibilidad real de hasta donde podían acceder los ejemplares liberados durante el tiempo de estudio. La disponibilidad del hábitat se estimó con un número igual de puntos que el número de localizaciones (589) que se generaron aleatoriamente dentro de estos límites. Los puntos al azar se generaron usando la extensión Hawth's Análisis Tools (v 2.0) en ArcGis 9.2.

A partir de todas las radiolocalizaciones y de los puntos generados al azar se creó un buffer de 100 metros alrededor para neutralizar el error de triangulación, evitando así conclusiones erróneas respecto al uso y la selección del hábitat en animales en dispersión (Rettie y Messier 2000; McLoughlin *et al.* 2002).

Las unidades de muestreo se codificaron según si fueron uso (valor 1) o disponibilidad (valor 0), y se calcularon las proporciones de cada tipo de hábitat (11) extraídos de la cobertura de hábitats de Catalunya (DMA 2004) generada a partir de la interpretación y adaptación del CORINE Biotopes (Tabla 1). A partir del modelo digital de elevaciones del *Institut Cartogràfic de Catalunya* se construyeron los mapas de altitud, orientación de la pendiente e inclinación de la pendiente y se asignó el valor puntual de cada radiolocalización o del muestreo al azar de la disponibilidad. Los valores de orientación de la pendiente fueron reclasificados a 5 categorías con valor 0/1. Así mismo, se calculó la distancia mínima a un curso de agua (topográfico 1:50.000 Institut Cartogràfic de Catalunya) a partir de este punto.

TABLA 1

Lista de variables usadas en el modelo de selección de hábitat e información sobre la fuente de los datos y la resolución y tamaño de las unidades utilizadas.

List of variables used in the selection habitat model and the source of information and the resolution and size of scale.

Variable	Nombre	Fuente	Tamaño celda (m)
Altitud	Elevación (m)	Modelo Digital de Elevación MDE	30
Pendiente	Inclinación de la pendiente (grados)		
Orient_Norte	Orientación en grados respecto al norte entre 315° y 45°		
Orienta_Este	entre 45° y 135°		
Orienta_Sur	entre 135° y 225°		
Orienta_Oeste	entre 225° y 315°		
Llano	Sin orientación		
Dist_agua	Distancia al agua (m)	Base topográfica 1:50.000	100
B_conif	% bosque de coníferas	Cartografía de los hábitats de Catalunya	30
B_caduci	% bosque caducifolios		
B_esclero	% bosques esclerofilas		
Matorral	% matorral		
Abando	% suelo abandonado		
C_herba	% cultivos herbáceos		
C_leño	% cultivos leñosos		
Praderas	%		
Prados	% prados		
Roca	% rocas		
Tartera	% tarteras		

Mediante regresión logística se calculó la función de selección de recursos FSR utilizando el método de selección por pasos hacia adelante para todos los ejemplares conjuntamente siguiendo la función:

$$w(i) = \exp\{\beta_1 x_1 + \dots + \beta_n x_n\}$$

Donde $w(i)$ es un valor proporcional de selección de la unidad de hábitat i , y los coeficientes β_1 a β_n son los coeficientes de las variables x_1 a x_n que caracterizan los valores de cada unidad de muestreo (Boyce y McDonald 1999, Manly *et al.* 2002; Johnson *et al.* 2006). El valor de esta función se interpreta como la probabilidad de que un corzo utilice un área en función de las variables estimadas. Se utilizó el criterio de información de Akaike AIC para evaluar y seleccionar el modelo de la FSR con mayor parsimonia (menor número de variables que explican el mayor grado de variación) (Anderson *et al.* 2000).

A partir de los valores de los coeficientes de la regresión logística del mejor modelo elegido se mapearon los valores de la función FSR en los límites de la reserva nacional de caza mediante el módulo Spatial Analyst 9.1 (celda de 30 m) de ArGis.

El valor estimado de probabilidad de uso en cada celda fue reclasificado a valores de 1 a 4 basados en los percentiles de los valores del mapa de predicción obtenido. El 25% de los valores más elevados se clasificaron con el valor 1 de probabilidad elevada de uso, los que se encontraban entre el 50-75% se asignaron al valor 2 de probabilidad de uso media-alta, los que se encontraban entre el 25-50% se asignaron al valor 3 de probabilidad de uso media-baja y, por ultimo, el 25% de los valores más bajos se asignaron al valor 4 de baja probabilidad de uso.

Supervivencia y mortalidad

La supervivencia de los corzos reintroducidos fue analizada mediante el método Kaplan-Meier, calculando la probabilidad de supervivencia de cada individuo en cada momento t_i , condicionada al hecho que haya sobrevivido al tiempo t_{i-1} (Pollock *et al.* 1989, Bland y Altman 1998). Los animales cuya muerte fue constatada aparecen como evento mortalidad, y de los que desaparece la señal de radio o han perdido el collar son censurados en el cálculo posterior de supervivencia. No se consideran para el cálculo de la supervivencia pero aumentan la varianza (Pollock *et al.* 1989). Se comparó la supervivencia entre sexos, edades, origen y año de liberación mediante el test log Rank (Pollock *et al.* 1989, Ganey *et al.* 1998) que permite comparar la curva de supervivencia a lo largo del tiempo de estudio.

Se estimaron las probabilidades de supervivencia a 365 días después de la liberación y se dibujó la variación de este valor a lo largo del tiempo de estudio. Para cada grupo se calculó la probabilidad media de supervivencia, la mediana del tiempo de supervivencia (tiempo en el cual sobrevive la mitad de la población) y el tiempo medio de supervivencia (media aritmética del tiempo).

A posteriori, se analizó el efecto de cada factor sexo, origen, año y edad sobre la supervivencia de los ejemplares mediante un modelo de regresión de Cox (Pollack *et al.* 1989), así como con la distancia de dispersión. Se utilizó el programa SPSS 15.0 (SPSS Inc.) para estos análisis.

RESULTADOS

La mayor parte de los 38 corzos liberados fueron clasificados como adultos y en el caso de las hembras la mayoría grávidas. De los 30 que disponían de collar radioemisor 10 eran machos y 20 hembras. Los ejemplares se liberaron durante 3 años consecutivos. El primer año (2002) se liberaron 16 ejemplares, el año 2003 se liberaron 15 y en el año 2004 se liberaron 6 más. Mediante radioseguimiento se obtuvieron un total de 589 localizaciones, con una media de 19,7 localizaciones por ejemplar (rango 3-56), durante períodos que oscilaron entre 11 y 564 días y un valor medio de 231 días.

Mortalidad y supervivencia

De los 30 ejemplares radioseguidos durante los 3 años de estudio, 9 fueron encontrados muertos (33,3%). De 8 ejemplares se perdió la señal por causas desconocidas (29,6%) y 5 ejemplares perdieron el collar aunque éste fue recuperado posteriormente (18,5%). Respecto a la causa de la muerte, 6 ejemplares sufrieron politraumatismos, la mitad de ellos al haber sufrido caídas desde gran altura y la otra mitad presentaban síntomas relacionados con la miopatía de captura (Montané *et al.* 2001). Los 3 restantes aparecieron con signos de haber sido cazados ilegalmente. Los 6 primeros ejemplares murieron durante los 87 días posteriores a su liberación, mientras que los que fueron encontrados por causas relacionadas con la actividad humana murieron a partir del día 220.

La probabilidad media de supervivencia a 365 días para el total de ejemplares seguidos fue $S= 0,72$ (Err.Std= 0,09) (Figura 2), y un tiempo medio de supervivencia de 285 días (Err.Std= 28). No se encontraron diferencias respecto a la tasa de supervivencia entre edades (juvenil/adulto), origen (Chizé/Pirineo) y año de liberación ($p>0,05$). Respecto al sexo, las hembras ($S= 0,86$; Err.Std= 0,09) tuvieron una probabilidad superior a la de los machos ($S= 0,56$; Err.Std= 0,15) aunque la diferencia no llegó a ser significativa ($\chi^2_1 = 2,82$; $p= 0,09$).

No se detectó ningún efecto significativo sobre la probabilidad de supervivencia de ninguno de los factores estudiados, por lo tanto sólo depende del tiempo transcurrido desde la liberación.

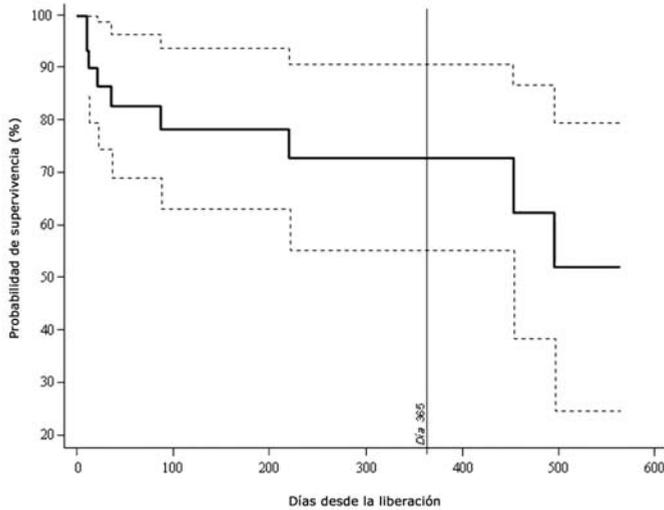


Figura 2. Función de probabilidad de supervivencia estimada con el método Kaplan-Meier. Se muestra en valor medio y los valores del intervalo de confianza al 95%.

Survival probability function estimated by the Kaplan-Meier method. The mean value (solid line) and the 95% confidence interval (dot line) are drawn.

Dispersión

Los corzos reintroducidos con más de 3 meses de seguimiento ($n= 18$) se asentaron cerca de los lugares donde fueron liberados, con una distancia media de 2,9 km (DStd= 3,68) (Tabla 2). La mitad de los ejemplares se situaron a 1,3 km y el 75% a menos de 2,6 km (Figura 1). Sólo dos ejemplares se situaron a más de 10 km del lugar de liberación. No se detectaron diferencias entre sexos ($F_{1,18} = 0,121$; $p= 0,74$), edad ($F_{1,18} = 2,05$; $p= 0,19$), origen de los ejemplares ($F_{1,18} = 2,97$; $p= 0,12$), ni año de liberación ($F_{2,18} = 1,435$; $p= 0,28$).

Si se tiene en cuenta la localización más distante de cada ejemplar, la distancia media de los que superaron los 3 meses de seguimiento fue de 5,8 km (DStd = 4,5) con un valor máximo de 18,8 km.

TABLA 2
Valores de dispersión media y tasas de mortalidad (%) obtenidos en proyectos de reintroducción de corzos en medios mediterráneos.

Mean dispersal values and mortality rates (%) obtained in roe deer reintroduction projects in Mediterranean habitats.

País	N	Dispersión (km)	Tasa de mortalidad (%)	Referencia
Francia	49	2,4	47	Calenge <i>et al.</i> (2005)
Italia	19	4,0	-	Montanaro <i>et al.</i> (2005)
Francia	13	3,0	15	Maillard <i>et al.</i> (1999)
España	15	4,2	5	Rosell <i>et al.</i> (1996)
España	42	3,0	12	Rosell y Carretero (1998)
España	18	2,8	33,3	Este estudio

TABLA 3
Valores medios de las variables estimados en las zonas de uso (radiolocalización) y las zonas elegidas al azar (disponibilidad).

Mean values obtained for the used areas (radiolocations) and the random simple points (availability).

	Disponible		Uso		t	Sig.
	Media	ErrStd	Media	ErrStd		
Pendiente	21,75	0,530	18,25	0,458	4,987	0,000
Altitud	893,07	11,042	823,90	10,794	4,477	0,000
Dist_agua	235,41	7,131	246,73	7,452	-1,098	0,273
B_conif	0,20	0,01	0,24	0,015	-1,737	0,083
B_caduci	0,01	0,002	0,00	0,001	1,064	0,287
B_esclero	0,11	0,01	0,11	0,01	-0,127	0,899
Matorral	0,36	0,02	0,34	0,02	0,823	0,411
Abando	0,01	0,002	0,00	0,002	1,282	0,200
C_herba	0,00	0,000	0,00	0,000	1,412	0,158
C_leño	0,01	0,003	0,00	0,002	0,548	0,584
Praderas	0,00	0,001	0,01	0,002	-1,228	0,220
Prados	0,21	0,01	0,18	0,01	1,095	0,274
Rocas	0,08	0,01	0,08	0,009	-0,053	0,958
Tarteras	0,01	0,004	0,02	0,005	-1,110	0,267

Uso del hábitat y selección de recursos

Se estimó un valor medio pendiente de 18° y una altitud media de 824 m a partir de los datos de uso de las radiolocalizaciones (n= 589) de todos los ejemplares (Tabla 3), que fueron significativamente diferente a los valores de los puntos elegidos al azar que describen la disponibilidad en la zona de estudio ($p < 0,0001$). Respecto a los valores de tipos de vegetación analizados, fueron las zonas de matorral con un porcentaje del 18% de la superficie, seguidas de los bosques de coníferas con una proporción media del 15% los hábitats más utilizados, aunque estos valores no difieren de los valores disponibles.

El mejor modelo seleccionado para la FSR incluyó el valor de la pendiente, la altitud, la proporción de bosque de conífera, las orientaciones norte y oeste (Tabla 4). Los corzos liberados eligieron con una mayor probabilidad las zonas con elevada cobertura de bosques de coníferas, reducida pendiente y moderada altitud, a la vez que rechazan de forma importante aquellas zonas orientadas al norte y al oeste.

La distribución de los valores de FSR sobre el mapa (Figura 3) indica unas zonas reducidas de alta probabilidad de uso (5,0% de la superficie de la zona de la reserva nacional analizada). Estas zonas se caracterizan por altitudes medias de 1.063 m (DStd= 194), pendientes medias de 0,2° (DStd= 1,1) y una proporción media de bosques de coníferas de 0,90 (DStd= 0,18). Las orientaciones de estas zonas fueron mayoritariamente clasificadas como llanas (96,2%) (Tabla 5).

DISCUSIÓN

Mortalidad y supervivencia

La tasa de mortalidad obtenida durante este estudio es de las más elevadas, aunque se encuentra dentro del rango de valores de otros proyectos con reintroducciones de corzo en hábitat mediterráneo (Tabla 2). Los politraumatismos causados por caídas en pendientes pronunciadas son consecuencia del medio abrupto, muy diferente al del origen de los ejemplares (Chizé, Francia). Una causa común de muerte de los corzos en Europa es la producida por accidentes de tráfico en carreteras (Madsen *et al.* 2002) y que ha sido registrada en otros proyectos de reintroducción (Calenge *et al.* 2005). En la RNC de Ports hay una ausencia de redes viarias que pudiesen causar este problema, aunque hay que considerarlo como un

problema a medio plazo si la reintroducción es un éxito y se expande la población a zonas limítrofes fuera del ámbito de la reserva nacional.

TABLA 4

Resumen de los mejores modelos que la función de regresión logística calculó a partir del análisis de los valores de uso (localizaciones) y disponibilidad (azar). Se muestran los valores de los coeficientes de la función de regresión β , así como los valores del criterio de información de Akaike AIC para cada modelo y la significación (sig.).

Summary of the best models calculated in the logistic regression function from the use values (radio-locations) and availability (random). The β coefficient value in the regression function is showed, as well as the values of Akaike estimator for each model and the probability (sig.).

Modelo	Variable	β	ErrStd	Sig.	Exp(β)	AIC	χ^2	g.l.	Sig.
1	Pendiente	-0,024	0,005	<0,0001	0,976	1612,91	24,639	1	*
2	Pendiente	-0,032	0,005	<0,0001	0,968	1585,02	54,536	2	*
	Orient_Norte	-0,744	0,139	<0,0001	0,475				
3	Pendiente	-0,037	0,005	<0,0001	0,964	1558,08	83,471	3	*
	Altitud	-0,001	0,000	<0,0001	0,999				
	Orient_Norte	-0,771	0,141	<0,0001	0,463				
4	Pendiente	-0,036	0,006	<0,0001	0,964	1539,92	103,632	4	*
	Altitud	-0,001	0,000	<0,0001	0,999				
	Orient_Norte	-0,908	0,145	<0,0001	0,403				
	Orient_Oeste	-0,878	0,200	<0,0001	0,416				
5	Pendiente	-0,038	0,006	<0,0001	0,963	1535,65	109,906	5	*
	Altitud	-0,001	0,000	<0,0001	0,999				
	B_conif	0,433	0,173	0,0126	1,542				
	Orient_Norte	-0,925	0,145	<0,0001	0,397				
	Orient_Oeste	-0,878	0,201	<0,0001	0,416				

* $p < 0,0001$

La distribución de las causas de mortalidad produce una función de probabilidad de supervivencia típica en proyectos de reintroducción (Such *et al.* 2007, López-Martín *et al.* 2008), con un efecto negativo durante las primeras

semanas posteriores a la liberación. Éste período es crítico y se ve afectado por la capacidad de adaptación al medio, pero también pueden verse afectados por la metodología de liberación y manejo. El estrés producido por la captura, manejo y traslado ha sido registrado en las actividades de translocación de corzos (Calenge *et al.* 2005, Nicoloso *et al.* 2005), relacionándose en último término con el proceso patológico conocido como miopatía de captura (Montané *et al.* 2001). Aunque no es significativo, ninguno de los pocos ejemplares que se capturaron y trasladaron desde el Pirineo (6) murió durante el período de estudio.

La actividad cinegética típica de la RNC de Ports (cabra salvaje por rececho) permite un ambiente tranquilo que evita las situaciones de estrés causada por la presencia de perros de rastro como ocurre en el caso de las batidas de jabalí, tanto

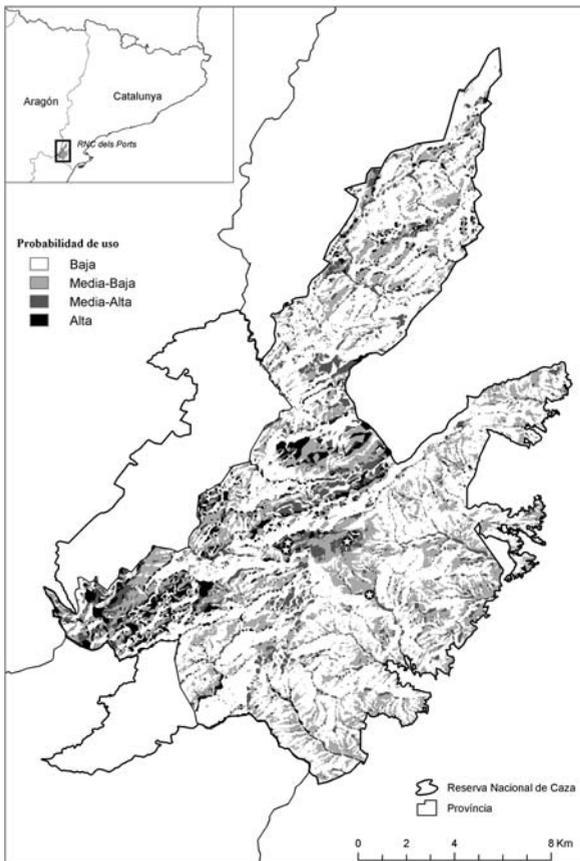


Figura 3. Valores de probabilidad de uso de hábitat estimados para los corzos en la RNC de Ports a partir de la función de selección de recursos.

Predicted probabilities and associated categories of roe deer habitat use in the Ports HNR from the selection resource function.

ante corzos reintroducidos (Calenge *et al.* 2005) como pertenecientes a poblaciones naturales (Gaudin 1991). Por lo que el efecto negativo de estas jornadas de caza no debería haber repercutido sobre el comportamiento de los corzos liberados.

TABLA 5

Valores medios de las principales variables en cada una de las 4 categorías de probabilidad de uso establecidas según la función de selección de recursos. Se han estimado estos valores a partir de las capas de información *raster*. La N indica el número de celdas de 30m.

Mean values of the most significative variables in the 4 categories of probability of use estimated from the resource selection function choice. These values have been calculated from the raster information. The value N is the number of 30 m cell raster.

Variable	Probabilidad de uso			
	Baja	Media-Baja	Media-Alta	Alta
Altitud	853,6	858,6	914,4	1063,7
DesvStd	237,9	276,8	282,2	194,4
Pendiente	28,89	19,11	3,57	0,21
DesvStd	9,36	5,91	5,89	1,10
B_conif	0,23	0,31	0,26	0,90
DesvStd	0,39	0,43	0,41	0,18
Matorral	0,28	0,27	0,23	0,02
DesvStd	0,42	0,42	0,39	0,09
N	153.997	61.928	26.967	12.840

Dispersión

La distancia media de dispersión de los corzos desde el lugar elegido para su liberación a las zonas donde se asentaron al cabo de tres meses fue inferior a los valores obtenidos en proyectos similares en Catalunya donde la vegetación era similar y los ejemplares también provenían de la misma zona de Francia, tratándose asimismo de los valores más bajos obtenidos en otras zonas de Europa con hábitat mediterráneo (Tabla 2).

La presencia de barreras como canales y carreteras han sido anotadas como una limitación a la capacidad de dispersión de esta especie (Bideau *et al.* 1990, Rosell *et al.* 1996). Sin embargo, en la RNC de Ports la topografía abrupta ha sido sin duda el factor limitante que reduce estos movimientos (Calenge *et al.* 2005). La presencia de profundos cañones y escarpadas pendientes ha impedido que los corzos se asentasen en zonas más alejadas y que ‘a priori’ pudieran ser óptimas par sus necesidades (Figuras 1 y 3). Unos pocos ejemplares llegaron a sortear estas barreras, aunque algunos han muerto en estos intentos al caer al vacío desde alturas considerables.

Machos y hembras se han visto afectados de la misma forma por la condición de la topografía, por lo que no han podido constatarse diferencias de dispersión entre sexos, tal y como previamente se había observado para esta especie en lugares donde no había este impedimento topográfico (Dubray *et al.* 1990, Rosell y Carretero 1998). El resultado final de la localización de las zonas de asentamiento será consecuencia en esta zona tan abrupta de la elección adecuada del lugar de liberación. Si bien se impide la excesiva dispersión de los ejemplares y la pérdida de cohesión de la población, la limitación en la dispersión puede impedir un reparto equilibrado de los recursos y un aumento de la competencia territorial entre machos (Boisauvert y Boutin 1993).

Selección recursos

Los resultados obtenidos en cuanto a la selección de recursos se basan en el uso que han hecho los corzos translocados desde una zona con vegetación y orografía diferentes a la de destino y, por lo tanto, no han de ser tomados como la selección que realizarían ejemplares de una población ya establecida. Sin embargo, sí que han de ser tenidos en consideración para estimar cómo eligen las nuevas condiciones.

Así, y pese a esta consideración, los corzos liberados tienen una alta probabilidad de distribuirse en los hábitats forestales de pino. Resultado que entra dentro de lo habitual en poblaciones de corzo naturales en la Península Ibérica (Delibes 1996). Los bosques de coníferas en Ports, en las altitudes medias que los corzos eligieron, estarían constituidos por asociaciones de pinares submediterráneos de laricio y silvestre (*Violo-Quercetum faginae pinetosum sylvestris*) y pinares húmedos de silvestre y gayuba (*Arctostaphylo-Pinetum catalaunicae*),

los cuales reúnen condiciones adecuadas para esta especie. Así encuentran la cobertura vegetal como defensa, y la fuente de alimento que necesitarían en forma de especies vegetales consumidas en otras zonas de la Península Ibérica (Fandos *et al.* 1987), y que a la postre han de permitir el crecimiento natural de la población (Boutin *et al.* 1991, Van Laere *et al.* 1996, Nilsen *et al.* 2004).

Buscando estos sectores más favorables, los corzos eligieron las zonas con pendiente menos pronunciadas, buscando la orografía a la que estaban acostumbrados. De la presencia del hábitat óptimo depende en gran medida la viabilidad de la población reintroducida al favorecer el éxito reproductor y la productividad.

Recomendaciones para el éxito de la reintroducción

De acuerdo con los resultados obtenidos, la reintroducción de corzos en el macizo de Ports se podría llevar a cabo con una seguridad de éxito razonable. Pese al cambio radical en el hábitat y paisaje que los ejemplares han encontrado en la zona elegida, con contrastes acentuados en la orografía y la composición del medio forestal, la tasa de mortalidad de los ejemplares translocados se considera dentro de lo límites viéndose muy influenciada por el manejo durante la captura y transporte. Estos efectos se deberían reducir para aumentar la probabilidad de supervivencia durante las primeras semanas. Superado este período los ejemplares han sabido adaptarse a las nuevas condiciones seleccionando las zonas más parecidas al medio original. Estas zonas de alta probabilidad de selección se encuentra en una reducida proporción en la zona de reintroducción y además están separadas por barrancos y barreras de difícil franqueo por los corzos. Se recomienda establecer nuevos puntos de liberación en estas zonas que aseguren la fidelidad al terreno a la vez que homogeneizar la distribución de la población fundadora favoreciendo la dispersión.

AGRADECIMIENTOS

Los autores quieren agradecer la ayuda de los directores-técnicos de la reserva nacional de caza de Ports, el Sr. Xavier Pérez Tous y el Sr. Jordi Romera, así como a los Guardas de reserva de fauna de la citada reserva y de la reserva nacional de caza de Alt Pallars que colaboraron en diferentes fases de la captura y seguimiento de los corzos reintroducidos. Así mismo transmitir nuestro agradecimiento al personal de la reserva de Chizé por su profesionalidad en la gestión de la captura y control sanitario de los ejemplares capturados. Por último agradecer al Dr. Jorge Cassinello sus recomendaciones durante el proceso de revisión del manuscrito.

REFERENCIAS

- ANDERSON, D. R., K. P. BURNHAM Y W. L. THOMPSON (2000). Null hypothesis testing: problems, prevalence, and an alternative. *Journal of Wildlife Management*, 64: 912-923.
- APOLLONIO, M. (2004). Gli ungulati in Italia: status, gestione e ricerca scientifica. *Hystrix Italian Journal of Mammalogy*, 15: 21-34.
- BIDEAU, E., J. F. GERARD, J. SABATHIÉ Y P. BARGE (1990). Suivi d'une expérience d'introduction de chevreuils sur la prequ'île méditerranéenne de Saint-Lucie (Aude). *Vie et Milieu*, 40: 237-240.
- BLAND, J. M. Y D. C. ALTMAN (1998). Statistics notes: survival probabilities (the Kaplan-Meier method). *British Medical Journal*, 317: 1572.
- BOISAUBERT, B. Y J. M. BOUTIN (1993). *Le chevreuil*. Ed. Hatier.
- BOUTIN, J. M., J. M. GAILLARD, D. DELORME, G. VAN LAERE, B. B. DOITRAN Y S. BORDARD (1991). Home ranges and movements of roe deer fawns (*Capreolus capreolus*). Pp. 277-278. En: F. Spitz, G. Janeau, G. Gonzales, y S. Aulagnier (eds.). Ungulates. Société Française pour l'Etude et la Protection des Mammifères. Paris.
- BOYCE, M. S. Y L. L. McDONALD (1999). Relating populations to habitats using resource selection functions. *Trends in Ecology and Evolution*, 14: 268-272.
- CALENGE, C., D. MAILLARD, N. INVERNIA Y J. C. GAUDIN (2005). Reintroduction of roe deer *Capreolus capreolus* into a Mediterranean habitat: female mortality and dispersion. *Wildlife Biology*, 11: 153-161.
- CEDERLUND, G., J. BERGQVIST, P. KJELLANDER, R. GILL, J. M. GAILLARD, B. BOISAUBERT, P. BALLON Y P. DUNCAN (1998). Managing roe deer and their impact on the environment: maximising the net benefits to society. Pp. 337-372. En: R. Andersen, P. Duncan, y J. D. C. Linnell (eds.). The European roe deer: the biology of success. Scandinavian University Press.
- DANILKIN, A. Y A. J. M. HEWISON (1996). *Behavioural ecology of Siberian and European roe deer*. Chapman & Hall. London. 277 pp.
- DELIBES, J. R. (1996). *Ecología y comportamiento del corzo (Capreolus capreolus L. 1758) en la sierra de Grazalema*. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid.
- DMA (2004). Cartografía de los hábitats de Catalunya. Departament Medio Ambiente.
- DUBRAY, D., J. C. GAUDIN, J. M. BOUTIN, E. BIDEAU Y J. F. GERARD (1990). Suivis radio-téléométriques de deux introductions de chevreuils en zone méditerranéenne française. *Bulletin Mensuel Office National Chasse*, 143: 23-28.
- DUBRAY, D., J. C. GAUDIN, D. REUDET, J. M. CUGNASSE Y C. NOVOA (1991). La récente colonisation de la zone méditerranéenne française par le Chevreuil (*Capreolus capreolus* L.): reconstitution historique, répartition actuelle, caractérisation écologique des milieux fréquentés et perspective d'avenir. *Bulletin mensuel Office National de la Chasse*, 153: 35-46.

- FANDOS, P., T. MARTÍNEZ Y F. PALACIOS (1987). Estudio sobre la alimentación del corzo (*Capreolus capreolus* L. 1758) en España. *Ecología*, 1: 161-186.
- GAILLARD, J. M., D. DELORME, J. M. BOUTIN, G. VAN LAERE, B. BOISAUBERT Y R. PRADEL (1993). Roe deer survival patterns: a comparative analysis of contrasting populations. *Journal of Animal Ecology*, 62: 778-791.
- GAILLARD, J. M., O. LIBERG, R. ANDERSEN Y A. M. J. HEWISON (1998). Population dynamics of roe deer. Pp. 309-336. En: R. Andersen, P. Duncan, y J. D. C. Linnell (eds.). *The European roe deer: the biology of success*. Scandinavian University Press. Oslo.
- GANEY, J. L., W. M. BLOCK, J. K. DWYER, B. E. STROHMEYER Y J. S. JENESS (1998). Dispersal movements and survival rates of juvenil spotted owls in Northern Arizona. *Wilson Bulletin*, 110: 206-217.
- GAUDIN, J. C. (1991). Réaction de deux chevreuils à un dérangement par la chasse. *Bulletin Mensuel Office National Chasse*, 157: 28-30.
- GAUDIN, J. C., D. MAILLARD Y J. M. GAILLARD (1997). Colonisation par le chevreuil (*Capreolus capreolus* L.) de la zone méditerranéenne française. *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)*, 52: 113-122.
- GILL, R. M. A. (1990). Monitoring the status of European and North American cervids. 277. *Nairobi, Kenya, United Nations Environment Programme. GEMS Information Series Global Environment Monitoring System*.
- JOHNSON, C. J., D. R. SEIP Y M. S. BOYCE (2006). A quantitative approach to conservation planning: using resource selection functions to map the distribution of mountain caribou at multiple spatial scales. *Journal of Applied Ecology*, 41: 238-251.
- KEATING, K. A. Y S. CHERRY (2004). Use and interpretation of logistic regression in habitat-selection studies. *Journal of Wildlife Management*, 69: 774-789.
- LÓPEZ-MARTÍN, J. M. (2007). El seguiment de les reintroduccions de cabirol a Catalunya. *Jornada Tècnica sobre Ecologia i Gestió del Cabirol*. Olot, 7 de novembre de 2007.
- LÓPEZ-MARTÍN, J. M., M. PAGÈS, M. ANGLADA Y M. DÍAZ (2008). *Anàlisi de la viabilitat de les repoblacions de perdiu roja (Alectoris rufa): supervivència, mortalitat i dispersió*. Direcció general del Medi Natural. Departament de Medi Ambient i Habitatge.
- MADSEN, A. B., H. STRANDGAARD Y A. PRANG (2002). Factors causing traffic killing of roe deer *Capreolus capreolus* in Denmark. *Wildlife Biology*, 8: 55-61.
- MAILLARD, D., P. DUNCAN, J. M. GAILLARD Y P. GAUTHIER (1999). Le retour des grands mammifères sauvages dans la région méditerranéenne française. *Forêt Méditerranéenne*, 20: 9-15.
- MANLY, B. F. J., D. L. McDONALD Y D. L. THOMAS (1993). *Resource selection by animals: statistical design and analysis for field studies*. Chapman & Hall. London, United Kingdom.

- MANLY, B. F. J., L. L. McDONALD, D. L. THOMAS, T. L. McDONALD Y W. P. ERICKSON (2002). *Resource selection by animals. Statistical design and analysis for field studies*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, The Netherlands. 221 pp.
- McLOUGHLIN, P. D., R. L. CASE, R. J. GAU, H. D. CLUFF, R. MULDER Y F. MESSIER (2002). Hierarchical habitat selection by barren-ground grizzly bears in the central Canadian Arctic. *Oecologia*, 132: 102-108.
- MONTANÉ, J., I. MARCO, J. LÓPEZ, X. MANTECA Y S. LAVÍN (2001). Captura y manejo postcaptura del corzo (*Capreolus capreolus*). *Medicina Veterinaria*, 18: 341-351.
- NICOLOSO, S., P. ANTONIAZZI Y M. BOTTAZZO (2005). Preliminary results of a roe deer reintroduction in a coastal area in Northern-eastern Italy (Venice Province). **FAL-TA LA REVISTA** 103. 10-3-2005.
- NILSEN, E. B., J. D. C. LINNELL Y R. ANDERSEN (2004). Individual access to preferred habitat affects fitness components in female roe deer *Capreolus capreolus*. *Journal of Animal Ecology*, 73: 44-50.
- PERCO, F. (1981). *Capriolo. Distribuzione e biologia di 22 species di Mammiferi in Italia*. Consiglio Nazionale delle Ricerche.
- PERCO, F. Y C. M. CALÒ (1994). The status of roe deer in Italy. Wotschikowsky, U. Pp: 43-49. Munich, Wildbiologische Gellgesellschaft
- PEREIRA, R. Y M. PEREIRA (1992). *O corço (Capreolus capreolus) em Portugal*. Pp: 529-542. Ministerio de Universidades e Investigación.
- POLLOCK, K. H., S. R. WINTERSTEIN, C. M. BUNCK Y P. D. CURTIS (1989). Survival analysis in telemetry studies: the staggered entry design. *Journal of Wildlife Management*, 53: 7-15.
- RETTIE, W. J. Y F. MESSIER (2000). Hierarchical habitat selection by woodland caribou: its relationship to limiting factors. *Ecography*, 23: 466-478.
- ROBALO, P. (2005). A reintrodução do corço (*Capreolus cepreolus*) na Beira Interior. *Santo Huberto, Boletim da CNCP*, 2: 19-21.
- ROSELL, C. Y M. A. CARRETERO (1998). La reintroducció del cabirol a la Zona Volcànica de la Garrotxa. *Vitrina*, 10: 41-48.
- ROSELL, C., M. A. CARRETERO, S. CAHILL Y A. PASQUINA (1996). Seguimiento de una reintroducción de corzo (*Capreolus capreolus*) en ambiente mediterráneo. Dispersión y área de campeo. *Doñana, Acta Vertebrata*, 23: 109-122.
- SAÏD, S., J. M. GAILLARD, P. DUNCAN, N. GUILLON, N. GUILLON, S. SERVANTY, M. PELLERIN, K. LEFEUVRE, C. MARTIN Y G. VAN LAERE (2005). Ecological correlates of home-range size in spring-summer for female roe deer (*Capreolus capreolus*) in a deciduoud woodland. *Journal of Zoology*, 267: 301-308.

- SAN JOSÉ, C. (2008). *Capreolus capreolus* (Linnaeus, 1758). Pp. 359-361. En: L. J. Palomo, J. Gisbert, y J. C. Blanco (eds.). *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General de Biodiversidad, SECEM, SECEMU. Madrid.
- SEMPÉRÉ, A., B. BOISAUBERT, J. M. BOUTIN Y J. ARNAUD (1986). Analyse des variations saisonnières de l'utilisation de l'espace chez le chevreuil (*Capreolus capreolus*) introduit en milieu ouverts à faible densité de population. *Gibier Faune Sauvage*, 3: 393-422.
- SUCH, A., J. M. LÓPEZ-MARTÍN, D. MARTÍNEZ Y C. PIÑOL (2007). Tasa de supervivencia del gato montes *Felis silvestris* (Schreber 1777), criado en cautividad y reintroducido en la naturaleza. *Galemys*, 19(NE): 235-250.
- THOMAS, D. L. Y E. J. TAYLOR (2006). Study designs and tests for comparing resource use and availability II. *Journal of Wildlife Management*, 70: 324-336.
- VAN LAERE, G., J. M. BOUTIN Y J. M. GAILLARD (1996). Utilisation de l'espace par le faon de chevreuil *Capreolus capreolus* L. (Arctiodactyla, Cervidae), durant ses premiers mois de vie. *Mammalia*, 60: 15-26.
- VIRGÓS, E. Y J. L. TELLERÍA (1998). Roe deer habitat selection in Spain: constraints on the distribution of a species. *Canadian Journal of Zoology*, 76: 1294-1299.
- WALLACH, A., M. INBAR, M. SCANTLEBURY Y U. SHANAS (2005). Availability of free water sources as a constraint on roe deer reintroduction in Israel. **FALTA REVISTA Y PÁGINAS**