

Situación de las poblaciones de corzo andaluz (*Capreolus capreolus*) en las sierras occidentales de Málaga

Jesús Duarte^{1, 2*}, Miguel A. Farfán^{2, 3} & J. Mario Vargas²

1. Biogea Consultores, C/ Federico García Lorca 14, 29400 Ronda, Málaga, España.

2. Depto Biología Animal, Fac. Ciencias, Univ. Málaga, 29071 Málaga, España.

3. Biogea Consultores, C/ Navarro Ledesma 243, 29010 Málaga, España.

* Autor para correspondencia: jddbigea@gmail.com

Resumen

Se ha muestreado la presencia de corzos en 25 municipios diferentes de las sierras occidentales de Málaga, determinándose la abundancia de las poblaciones (grupos de excrementos/km) y la densidad relativa de las poblaciones (corzo/km²) mediante la aplicación combinada de *distance sampling* y la conversión de tasas de defecación. Se ha analizado también la relación de la abundancia de corzos con las coberturas vegetales de las áreas estudiadas mediante modelos GLM. Los resultados se presentan por cuencas hidrológicas. Se ha encontrado que la densidad relativa de corzos en Málaga varía entre 0,18 y 2,49 corzo/km². Los valores más altos se detectaron en el río Hozgarganta y en las sierras del valle del Genal. La menor densidad relativa se obtuvo en las sierras de la cuenca del río Guadalhorce. La abundancia de corzos está positivamente relacionada con la distancia a las poblaciones de origen de las sierras de Cádiz, con la cobertura de bosques mixtos de quercíneas y coníferas y con las formaciones de castaños. La abundancia se relaciona negativamente con el uso urbano, los usos agrícolas y el arbolado denso de coníferas. Los resultados obtenidos concuerdan con la hipótesis de que el corzo está en expansión en las sierras de Málaga.

Palabras clave: Andalucía, corzo, densidad, expansión, IKA.

Abstract

We have monitored the presence of roe deer in 25 municipalities in the occidental mountains of Málaga. We estimated roe deer abundance (pellet groups counts/km) and relative density (deer/km²) by means of distance sampling and defecation rate conversion. We also analyzed the relationships between roe deer abundance and habitat vegetation and coverages by means of GLM models. Results are presented by hydrological basins. We found that roe deer relative density varied between 0.18 to 2.49 deer/km². The highest values were found in the Hozgarganta river and the Genal river valley. The lowest was in the mountains around the Guadalhorce river basin. Roe deer abundance was positively related to the vicinity of roe deer population in the Cádiz mountains and to the coverage of mixed forests of oaks, pines and chestnuts. Roe deer abundance was negatively related to urban landuses, farmlands and dense pine forests. Our results are coherent with the hypothesis of an expanding roe deer population in the Málaga mountains.

Keywords: Andalusia, density, expansion, KAI, Roe deer.

Introducción

En la Península Ibérica existen dos poblaciones de corzo *Capreolus capreolus* (Linnaeus, 1758) genéticamente diferenciadas (Lorenzini *et al.* 2003, Royo *et al.* 2007) y geográficamente bien localizadas. La

población de corzos más abundante y más ampliamente distribuida es la que habita la mitad central y norte peninsular. Dicha población pertenece al ecotipo europeo y sus núcleos más representativos se concentran en la Cordillera Cantábrica, Montes de León, Pirineos, Sistemas Ibérico y Central (Mateos-

Quesada 2005a). En la mitad sur está presente un segundo ecotipo de corzo caracterizado por un menor tamaño, un pelaje más grisáceo y ciertas adaptaciones a la xerofilia (Aragón *et al.* 1995a). Este ecotipo, conocido popularmente como corzo andaluz, se localiza sobre todo en las sierras de Cádiz, si bien existen contingentes poblacionales marginales en las sierras de Jaén, Montes de Toledo y Sierra Morena (Azorit-Casas & Muñoz-Cobo 1997, San José 2007).

Se estima que a principios del siglo XX el corzo ocupaba casi toda la Península Ibérica, y que la regresión posterior fue inducida por una presión cinegética desigual y excesiva que fragmentó sus poblaciones (Mateos-Quesada 2005a). No obstante, desde finales del siglo pasado las poblaciones de corzo de la mitad centro y norte de España han experimentado una notable expansión, probablemente relacionada con la gestión cinegética de sus poblaciones y la gran capacidad adaptativa que presenta la especie (Mateos-Quesada 2005a, Tellería & Virgós 1997). Además, parecen haberle beneficiado los mismos cambios en los usos de suelo y en las prácticas agroganaderas que han favorecido la expansión de otras especies forestales durante las últimas décadas (Delibes-Mateos *et al.* 2009, Acevedo *et al.* 2011).

Tradicionalmente el corzo andaluz ha estado confinado a las sierras de Cádiz y zonas malagueñas limítrofes (Figura 1), si bien parece estar experimentando también un proceso de expansión natural que ha dado lugar a la aparición de pequeñas poblaciones periféricas en los bordes de su área de distribución (Duarte *et al.* 2008). En este proceso expansivo, más moderado que en las poblaciones del norte, los corzos utilizan los valles fluviales como corredores (Duarte *et al.* 2010a). El corzo en las sierras de Cádiz presenta densidades poblacionales

que oscilan entre 1,6 y 10,3 corzos/km² (Braza *et al.* 1994), dependiendo del tipo de hábitat que ocupa y de la densidad de ciervos (Delibes 1996). En términos generales, y de acuerdo con estos autores, se puede establecer una densidad media de 5 corzos/km², que es inferior a la estimada para otras poblaciones ibéricas y centroeuropeas (Mateo-Quesada 2005b).

Se tiene constancia de que el corzo andaluz ha alcanzado la zona central de la provincia de Málaga, llegando casi a la cuenca del río Guadalhorce (Duarte *et al.* 2009, 2010a, 2010b). Sin embargo, los datos disponibles se basan en estudios de presencia y no se aportan valores de abundancia o densidad de estas poblaciones, aunque se sugiere que se trataría de cifras muy bajas. En el presente trabajo se presentan los resultados de una primera campaña sistemática de detección de poblaciones de corzo en la provincia de Málaga, en la que se han obtenido valores de abundancia y densidad relativa de dichas poblaciones. Como hipótesis de partida se plantea que en territorios de nueva colonización deberán encontrarse densidades relativas de corzos bajas, por debajo de los 5 corzos/km², valor medio para las poblaciones de Cádiz. No obstante, dado que la densidad de corzos en las zonas de reciente colonización y en los corredores de dispersión suele ser muy baja, y que el proceso expansivo debe ser una difusión discreta más que de una expansión explosiva, cabe esperar densidades relativas de corzo andaluz muy por debajo de la media andaluza.

De forma secundaria se han analizado los factores de hábitat que se relacionan con la abundancia de las nuevas poblaciones detectadas. Los estudios disponibles que tratan el uso del hábitat por parte del corzo (Aragón *et al.* 1995a, San José *et al.* 1997, Virgós & Tellería 1998, Acevedo *et al.* 2005, López-Martín *et al.* 2009, Duarte *et al.* 2010a, 2010b) han

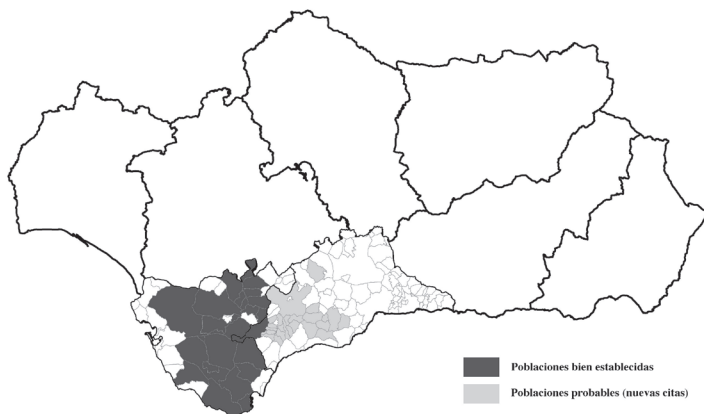


Figura 1. Distribución del corzo en Andalucía (sólo provincias de Cádiz y Málaga) por municipios. Datos adaptados del Atlas de los Mamíferos Terrestres de España (San José 2007). Se han considerado como bien establecidas las poblaciones de Cádiz y Cortes de la Frontera (Málaga) y como nuevas posibles poblaciones el resto de citas en Málaga.

considerado tradicionalmente tres tipos de factores ambientales: topográficos-climáticos, vegetación y usos de suelo y antropogénicos. Cada factor contribuye en su medida a modelizar el hábitat utilizado por los corzos, pero es la vegetación disponible la que parece tener mayor peso en territorios pequeños, donde el clima y el factor humano son más homogéneos. En el caso del corzo andaluz, el factor climático -especialmente la humedad relativa- contribuye a restringir a la especie a montes húmedos y valles cercanos a cauces fluviales.

Se ha constatado que la especie ocupa, además de áreas forestales, muchos tipos de hábitats diferentes, estando presente en dehesas, pastizales y ecotonos forestales próximos a medios agrícolas y humanizados (Tellería & Virgós 1997, Mateos-Quesada 2005b, Duarte *et al.* 2009). En el proceso de recolonización el corzo se ha valido de corredores con hábitats subóptimos en los que se afincan poblaciones poco abundantes (Acevedo *et al.* 2005). La plasticidad ecológica de la especie le ha permitido instalarse incluso en zonas con cierto grado de humanización. De hecho, aunque los modelos de hábitat desarrollados para la especie indican cierto rechazo a la presencia humana y a los factores ambientales ligados a ella (Aragón *et al.* 1995b), son frecuentes los avistamientos de corzos en zonas rurales, cercanas a carreteras, autopistas, aeropuertos e incluso próximas a núcleos urbanizados (Mateos-Quesada 2005a, Duarte *et al.* 2009). Esto indica que la tolerancia de la especie a los factores antropogénicos es variable y está relacionada con la influencia de otros factores ambientales de mayor peso que condicionan de forma más directa su distribución (Torres *et al.* 2012).

En un contexto provincial, como nuestra área de estudio, planteamos como hipótesis de trabajo que la disponibilidad de vegetación favorable (masas forestales de frondosas o masas mixtas) determinará la presencia y mayor abundancia del corzo en las nuevas zonas. En un escenario de colonización de nuevos territorios la distancia a los núcleos de origen debe ser también un factor importante. Así pues, la abundancia de corzos será mayor en las sierras periféricas de Cádiz que en las más alejadas, como corresponde a un proceso dispersivo.

Los resultados que se obtengan del presente estudio tienen repercusiones relevantes para la conservación y manejo de la especie: a) confirmar la existencia de poblaciones de corzo andaluz fuera de su área tradicional de distribución; b) determinar las densidades y abundancias de estas poblaciones, con objeto de tener criterios objetivos para su gestión y/o posible explotación cinegética; c) conocer cuáles son los factores de hábitat que se relacionan con la mayor o menos abundancia de estas poblaciones, lo cual permite predecir futuras colonizaciones de nuevos territorios, establecer acciones de manejo de hábitat para dirigir el proceso dispersivo o favorecer potenciales reintroducciones.

Material y métodos

El área de estudio (Figura 2) incluye las comarcas naturales de Málaga que se encuentran entre las longitudes geográficas W5,5° y W4,7°. Dentro de esta extensión geográfica se encuentra fundamentalmente las comarcas naturales de Serranía de Ronda, Valle del Genal, Parque Natural Sierra de

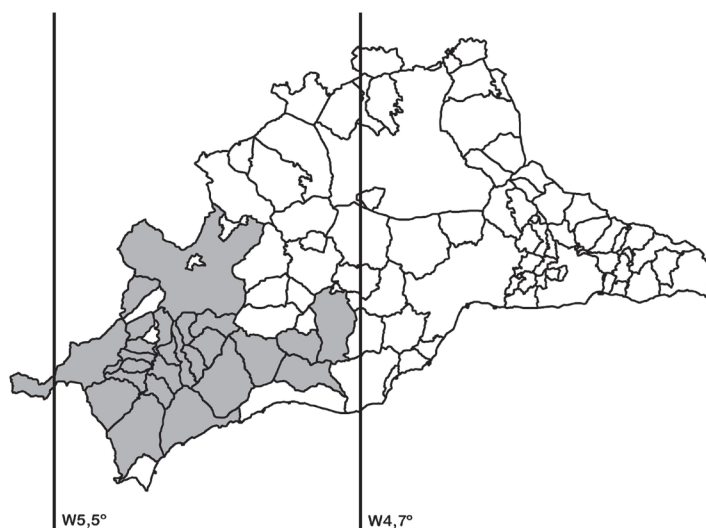


Figura 2. Delimitación del área de estudio en la provincia de Málaga. Se marcan los municipios donde se ha muestreado.

las Nieves, Costa del Sol y Valle del Guadalhorce Occidental. El área de muestreo se extendió por 25 municipios diferentes, 3 cuencas hidrográficas primarias (Guadiaro, Verde-Guadalmansa y Guadalhorce occidental) y 12 subcuencas (Tabla 1). Se trata de comarcas con gran vocación rural, a excepción de la zona costera de la Costa del Sol en la que existe un gran desarrollo urbanístico. La densidad de población en el interior es inferior a los 100-200 habitantes/km². La densidad de carreteras existente está por debajo de la media nacional (< 0,33 km de carretera/km²) destacando sobre todo la red secundaria provincial (vías comarcales y locales). En el ámbito del área de estudio existe una gran diversidad de vegetación forestal condicionada por la litología. En las sierras peridotíticas dominan las masas de pinar resinero (*Pinus pinaster*). Estas masas se extienden por las sierras Bermeja, Palmera, Real y de las Trincheruelas (Estepona, Benahavís, Istán y municipios del bajo Genal), así como en

sierra Alpujata (Ojén y Mijas). En los bordes de contacto de estas sierras con otras estructuras litológicas, así como los fondos de los valles fluviales, aparecen masas forestales mixtas de pinar con frondosas, sobre todo alcornoque (*Quercus suber*) y quejigar (*Quercus faginea*). Los suelos ácidos con litología del tipo gneises o esquistos y filitas desarrollan alcornoques, que son especialmente importantes en la Dehesa de Bornoque (P. N. Sierra de las Nieves), donde aparece mezclado con pinsapos (*Abies pinsapo*), y en el Monte de Elviria (Marbella, Ojén). En la cuenca del río Guadiaro (municipios de Cortes de la Frontera, Montejaque y parcialmente Ronda) empiezan a dominar las areniscas y arcillas de la Unidad del Aljibe, sobre las que también se desarrollan importantes masas de alcornoque-quejigar. En el resto del territorio la litología dominante es la caliza, con una vegetación forestal potencial de encinar (que sólo alcanza un desarrollo importante en el paraje de Las Conejeras -P. N. Sierra de las Nieves-, y las zonas altas de las cuencas del Guadiaro y el Genal). La vegetación dominante en estas zonas es el pinar de pino carrasco (*Pinus halepensis*) que normalmente aparece como matorral arbolado. Es destacable la existencia de una importante mancha forestal de castaños (*Castanea sativa*) en la zona centro de la comarca del Genal y de rodales de pino insigné (*Pinus radiata*) también en la misma comarca.

En el área de estudio, además del corzo, están presentes otros ungulados, sobre todo el jabalí (*Sus scrofa*) y la cabra montés (*Capra pyrenaica*). La presencia del ciervo (*Cervus elaphus*), especie potencialmente limitante para el corzo, es testimonial en la mayor parte del territorio. Las poblaciones de ciervo más destacables están en el entorno del Parque Natural Los Alcornocales y del Parque Natural Grazalema (consideradas zonas de origen de los corzos de este estudio). En el resto del área de estudio aparecen espontáneamente ejemplares dispersantes o escapados de fincas cerradas de caza. Estos montes privados no se han muestreado durante este estudio.

El periodo de estudio ha abarcado los años 2010 y 2011, realizándose los muestreos en primavera y verano.

Como método de muestreo se aplicó un método indirecto basado en la detección de grupos de excrementos de corzo. Se eligieron al azar al menos tres puntos de muestreo por municipio y en ellos se realizaron itinerarios a pie para localizar rastros fecales. No en todos los municipios se pudieron

Tabla 1. Localizaciones geográficas del área de estudio del corzo en las sierras de Málaga. Se detallan las cuencas y subcuencas hidrográficas de los ríos en los que se ha muestreado y los municipios en los que se han ubicado los puntos de muestreo.

Municipios	
Algatocín	Genalguacil
Alpandeire	Igualeja
Atajate	Istán
Benahavís	Jimera de Líbar
Benalauría	Jubrique
Benarrabá	Júzcar
Cartajima	Monda
Casares	Montejaque
Coin	Ojén
Cortes de la Frontera	Parauta
Estepona	Pujerra
Faraján	Ronda
Gaucín	
Cuencas	
Guadiaro	Guadalhorce occidental
Verde-Guadalmansa	
Subcuencas	
Gaduares-Cupil	Guadaiza
Genal	Padrón
Guadiaro	Verde
Hozgarganta	Grande-Fahala
Guadalmansa	Grande-Pereilas
Guadalmina	Real-Ojén

realizar los tres recorridos, aunque sí en la mayoría. Cada itinerario de censo transcurrió por un hábitat homogéneo (Tabla 2), de forma que el muestreo se puede considerar estratificado al estimar abundancias en unidades de vegetación bien delimitadas (Tellería 1986). Mediante estos itinerarios de censo se pudo estimar tanto un índice de abundancia como una densidad de excrementos. En total se realizaron 68 itinerarios a pie, cubriéndose 108,6 km ($1,6 \pm 1,2$ km por transecto). El índice de abundancia estimado consistió en calcular un índice kilométrico de abundancia (IKA) de excrementos (número de grupos de excrementos detectados/longitud del itinerario en km). Para determinar la densidad de excrementos se empleó la metodología del *Distance Sampling*. Se estableció una banda de 0,5 m a ambos lados de la línea de avance y en ella se estimó la distancia perpendicular de cada grupo de excrementos a la línea de progresión. Se desestimó el uso de un ancho de banda variable entre medios ya que todos los puntos de muestreo se establecieron en masas forestales con similares coberturas y penetrabilidad visual. Así mismo se comprobó que en anchos de banda mayores de 0,5 m la detectabilidad de grupos de excrementos era muy baja. La densidad final de grupos de excrementos de corzo se estimó mediante el software Distance (Thomas *et al.* 2006), probando diferentes modelos de ajuste de la función de detección y eligiendo el mejor modelo siguiendo el criterio del menor valor de AIC del modelo obtenido.

Por último, los datos de abundancia de corzos, obtenidos de forma indirecta (densidad de grupos

de excrementos), se transformaron en densidad relativa de corzos mediante la aplicación de tasas de defecación y desaparición de excrementos. Para ello se aplicó la siguiente ecuación (Mayle *et al.* 1999, Acevedo *et al.* 2010):

$$D_{\text{corzos}} = D_{\text{excrementos}} / p * i$$

donde p es la tasa de defecación (grupos/individuo-día) e i es la tasa de desaparición de excrementos (días). Como valores de referencia de estos dos parámetros y, ante la falta de datos específicos para las poblaciones muestreadas, se tomaron los ofrecidos para ambientes mediterráneos por San José (2001) y Tsaparis *et al.* (2009), que son 20 (g/i-d) para la tasa de defecación y 141,6 (d) para la tasa de desaparición.

El análisis de hábitat consistió en relacionar la abundancia de grupos de excrementos con las características de hábitat del territorio muestreado. Se utilizaron los conteos de grupos de excrementos como variable dependiente y se buscaron relaciones con los usos y coberturas vegetales y con determinadas características hidrográficas de las cuencas y subcuencas muestreadas (Tabla 3). Se consideró también la distancia mínima a las poblaciones conocidas de corzo como variable relacionada con el proceso dispersivo (Acevedo *et al.* 2005). Para estimar los usos del territorio se utilizó la base de datos del Sistema de Información sobre Ocupación de Suelos en España -SIOSE- (Junta de Andalucía 2011) y los datos disponibles sobre Demarcaciones Hidrográficas Intracomunitarias situadas en Andalucía y disponibles en la REDIAM (Junta de Andalucía 2011).

Se realizó un análisis previo de multicolinealidad de los datos (Kleinbaum *et al.* 2007), a fin de descartar aquellas variables con un factor de inflación de la varianza (FIV) superior a 0,5 (O'Brien 2007). Los datos finales se analizaron mediante modelos GLM con una función de error de Poisson y una función de enlace tipo log (Crawley 1993). Se generaron diferentes modelos, validando el más informativo en función de su AIC (Sakamoto *et al.* 1986). Como unidad de análisis se utilizaron las cuencas hidrológicas (Real *et al.* 1993), adaptando y reorganizando las categorías de usos de suelo del SIOSE a las cuencas y a los fines del estudio mediante ArcGIS 9.2 (Esri, Redlands, CA). Todas los valores medios se ofrecen acompañados de su error estándar. Para el análisis de los datos se utilizó el software SPSS 15.0 (IBM, New York, USA).

Tabla 2. Hábitats homogéneos muestreados en cada itinerario de censo de corzo en el área de estudio. Se detalla el porcentaje de cada hábitat respecto del total de estratos del muestreo.

Habitat-Estrato	%
Pinar (<i>Pinus pinaster</i>)	27,75%
Pinar mixto frondosas	16,23%
Alcornocal	15,18%
Castaños mixtos	12,04%
Alcornocal-pinsapar	7,85%
Encinar	6,28%
Castaños	5,24%
Encinar mixto	3,14%
Pinar (<i>Pinus halepensis</i>)	2,62%
Matorral arbolado	2,09%
Pinar (<i>Pinus radiata</i>)	1,57%

Tabla 3. Variables utilizadas en el análisis de hábitat de la abundancia de corzos en el área de estudio. Los usos de suelo y coberturas vegetales proceden de la base de datos del SIOSE y las variables de cuencas de las Demarcaciones Hidrográficas de las Cuencas Intracomunitarias situadas en Andalucía. Las variables marcadas (**) se excluyeron del análisis por resultar colineales.

Variable	Código
Artificial (construcciones dispersas, explotaciones e instalaciones industriales fuera de casco urbano) y urbano (km ²)	ARTURB
Vegetación de ribera (km ²)	VEGRIB
Uso agrícola (km ²)	AGRO
Mosaicos agrícolas (km ²). Combinación de coberturas de cultivos y vegetación natural.	AGROMIX
Arbolado quercíneas denso (km ²)	QUERC_DENS
Arbolado coníferas denso (km ²)	PINAR_DENS
Arbolado frondosas denso (km ²)	FROND_DENS
Arbolado mixto denso (km ²)	MIXTO_DENS
Matorral arbolado quercíneas denso (km ²)	MATDEN_QUERC
Matorral arbolado coníferas denso (km ²)	MATDEN_PINAR
Matorral arbolado frondosas denso (km ²)	MATDEN_FROND
Matorral arbolado mixto denso (km ²)	MATDEN_MIX
Matorral arbolado quercíneas disperso (km ²)	MATDIS_QUERC**
Matorral arbolado coníferas disperso (km ²)	MATDIS_PINAR**
Matorral arbolado frondosas disperso (km ²)	MATDIS_FROND**
Matorral arbolado mixto disperso (km ²)	MATDIS_MIX
Pastizal arbolado (km ²)	PAST_ARBOL
Matorral denso (km ²)	MAT_DENS**
Matorral disperso con pastizal (km ²)	MAT_DISP
Pastizal continuo y clareado (km ²)	PASTIZAL
Diversidad de usos de suelo y vegetación (Índice de Shannon)	DIV
Superficie de la cuenca (km ²)	SUP
Longitud total de cauces en la cuenca (km)	LTRIOS**
Longitud media de cauces en la cuenca (km)	LMRIOS
Número de cauces de la cuenca	NCAUCH
Distancia (km) al núcleo de corzos más cercano (Montes de Cortes-La Saucedá o Sierra del Pinar-Grazalema)	PROX

Resultados

En total se han contabilizado 215 grupos de excrementos de corzo, lo que ha permitido poner de manifiesto la presencia de ejemplares en el 84% de los puntos de muestreo. La abundancia relativa de corzos varió entre 0,6 y 6,3 grupos de excrementos/km (Figura 3). La mayor abundancia se detectó en las cuencas de los ríos Guadiaro (subcuenca Hozgarganta) y Verde-Guadalmansa y la menor en la del río Guadalhorce (Figura 4). La densidad relativa de corzo osciló entre 0,18 y 2,49 corzos/km² (Tabla 4). Los valores más altos se detectaron en la

cuenca de los ríos Verde-Guadalmansa y la menor densidad en la del río Guadalhorce. Sin embargo, a nivel de subcuencas, el río Hozgarganta albergó la mayor densidad relativa de corzos, seguido del río Genal. La densidad relativa media de corzos estimada para el área de estudio de forma global fue de 1,32 corzos/km².

En el análisis de colinealidad se detectaron 5 variables colineales que fueron descartadas del análisis (Tabla 3). La abundancia relativa de corzo en el área de estudio está positivamente relacionada con la distancia al núcleo de corzos más cercano, considerado como población de origen, con los bosques mixtos

densos de quercíneas y coníferas, con los de frondosas y con las masas de arbolado mixto de frondosas y matorral arbolado denso. Las relaciones negativas detectadas para la abundancia relativa se establecen

con el uso artificial y urbano, el uso agrícola, el arbolado denso de coníferas, los mosaicos agrícolas y el matorral arbolado denso de coníferas (Tabla 5).

Figura 3. Abundancia relativa de corzos (grupos de excrementos/km) en el área de estudio (media ± SE). Las cuencas corresponden con las barras blancas y las subcuencas con las barras grises.

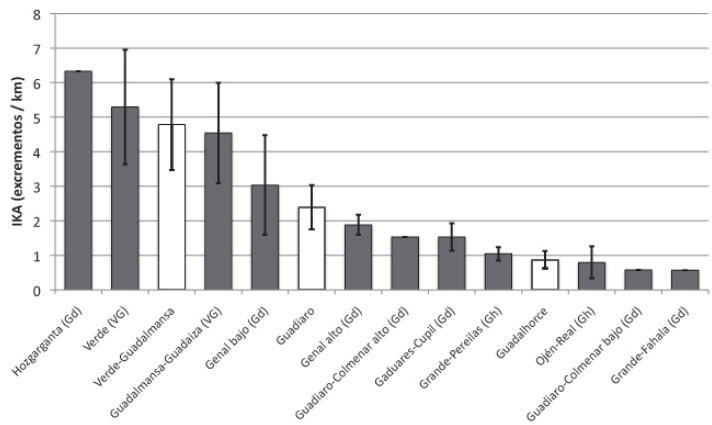


Figura 4. Puntos de muestreo positivos y densidad relativa de corzo en las cuencas hidrográficas muestreadas en la provincia de Málaga.

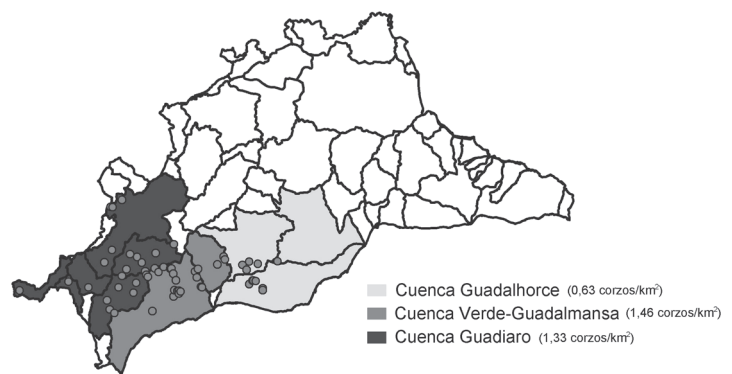


Tabla 4. Densidades de corzos (corzos/km²) en el área de estudio obtenidas mediante *Distance Sampling* de grupos de excrementos y posterior conversión mediante la aplicación de una tasa de defecación y una de desaparición de excrementos para ambientes mediterráneos.

Sector	Densidad (corzos/km ²)	CV	CI ± 95%
Área de estudio global	1,32	0,210	0,88 - 1,99
Cuencas			
Verde-Guadalmanza	1,46	0,382	0,69 - 3,06
Guadiaro	1,33	0,215	0,85 - 2,06
Guadalhorce	0,63	0,415	0,28 - 1,43
Subcuencas			
Hozgarganta (Gd)	2,49	0,499	0,82 - 7,60
Genal bajo (Gd)	1,61	0,336	0,81 - 3,19
Genal alto (Gd)	1,59	0,350	0,80 - 3,18
Guadalmanza-Guadaluza (VG)	1,27	0,455	0,53 - 3,04
Verde (VG)	0,19	0,524	0,04 - 0,91
Gaduares - Cupil (Gd)	0,18	0,532	0,04 - 0,42

Tabla 5. Resultados del análisis GLM Poisson-Log de las relaciones abundancia de corzo (número de grupos de excrementos contados) con hábitat de las cuencas hidrográficas en el área de estudio.

Variable	BETA	SE	Wald	g.l.	p
PROX	+ 2,432	0,789	113,342	1	< 0,001
MIXTO_DENS	+ 1,566	0,886	75,842	1	< 0,001
FROND_DENS	+ 14,233	2,641	63,456	1	< 0,001
MATDEN_MIX	+ 0,432	0,056	58,736	1	< 0,001
MATDEN_FROND	+ 4,511	2,122	55,862	1	< 0,001
ARTURB	- 16,477	2,258	53,215	1	< 0,001
AGRO	- 5,109	1,041	24,100	1	< 0,001
PINAR_DENS	- 1,316	1,025	20,805	1	< 0,001
AGROMIX	- 25,778	6,576	15,364	1	0,002
MATDEN_PINAR	- 1,041	0,359	10,757	1	0,001

Discusión

Aspectos metodológicos

Una de los principales aspectos a destacar en este estudio es la metodología de censo empleada. En medios forestales cerrados, y más cuando se trata de paisajes serranos muy quebrados, la realización de itinerarios de censo para observar animales de forma directa (tanto a pie campo a través, como en vehículo por pistas forestales) es complicado por la reducida visibilidad del medio. El uso de este tipo de métodos conduce a obtener estimas sesgadas y poco precisas, en las que el error y la variación de los datos está muy relacionado con la baja detectabilidad de los animales (Tellería 1986). Incluso la utilización de métodos que corrigen la detectabilidad, como el Distance Sampling, requiere de una serie de asunciones básicas que a veces no se cumplen en ambientes forestales con reducida penetrabilidad visual (Buckland *et al.* 2001). De hecho, para ungulados y en el caso concreto del corzo se ha propuesto que el uso de índices de abundancia (IKA) e índices de cambio ecológico relacionados con el estado del hábitat y las poblaciones (Morellet *et al.* 2007) permiten obtener estimas más veraces y precisas, así como tomar decisiones más acertadas de cara a la gestión. Sin embargo, muchos de estos índices siguen requiriendo de la observación directa de los animales (caso del IKA o del conteo de unidades reproductoras) e incluso del manejo directo de animales para tomar medidas biométricas. Esto último puede resultar algo sencillo en zonas en las que se cace el corzo. En el área de estudio que nos ocupa no se cumplen ninguna de estas premisas.

La detectabilidad visual del corzo es reducida. Se trata de un área de colonización reciente donde las poblaciones son poco abundantes y sus efectos sobre el hábitat aún poco patentes. Y además, el corzo no se caza en la mayoría de montes y fincas muestreados. En este contexto, el uso de métodos relacionados con el conteo de excrementos se presenta como una de las pocas opciones disponibles. Ciertamente esta metodología tiene limitaciones evidentes. El uso de un índice de abundancia basado en conteo de grupos de excrementos a lo largo de un recorrido puede resultar muy útil, por su sencillez, fiabilidad y relación coste-esfuerzo, habiendo sido empleado en estudios de otras especies de ungulados (Acevedo *et al.* 2008) y en estudios de dispersión y colonización de corzo (Acevedo *et al.* 2005). Transformar abundancia de excrementos en densidad de animales, reduciendo el error de la detectabilidad de los grupos de excrementos mediante Distance Sampling, es una metodología novedosa que ha dado buenos resultados (exactos y precisos) y es rentable en términos de esfuerzo (Marques *et al.* 2001), incluso aplicada en ambientes forestales mediterráneos (Acevedo *et al.* 2010). Sin embargo, no está exenta de asunciones que pueden no ser acertadas. La principal de ellas es la relativa a las tasas de deposición y desaparición de excrementos, que son diferentes estacionalmente y en cada hábitat y ambiente (Mayle *et al.* 1999, Tsaparis *et al.* 2009). Es aquí donde, ante la falta de datos específicos para los ambientes muestreados, hay que acudir a valores bibliográficos que acaban generando inevitablemente estimas imprecisas. Por tanto, las densidades de corzo obtenidas en este estudio deben considerarse preliminares y una mera

aproximación. Y, por otra parte, la realización de estudios para la obtención de tasas específicas de deposición y desaparición de excrementos de corzo en diferentes hábitats forestales de Andalucía debe ser una prioridad dada la utilidad y rentabilidad de este método de censo y la importancia que la especie está adquiriendo en esta región.

El corzo en áreas de nueva colonización

Los resultados del presente estudio muestran que el corzo, en la provincia de Málaga, presenta una distribución estable que va más allá de localizaciones periféricas a las sierras de Cádiz. Esta distribución es producto de un proceso dispersivo desde los núcleos gaditanos de origen, como demuestra el hecho de que la principal variable predictora del modelo de abundancia sea la de proximidad a otros núcleos de corzos. Esto concuerda con otros modelos desarrollados para el proceso dispersivo del corzo en las sierras del noreste peninsular (Acevedo *et al.* 2005). Asimismo, los valores de densidad de corzo detectados en las zonas recolonizadas refrendan la hipótesis inicial que postulaba valores globalmente menores que en la sierra de Cádiz y por debajo de la media andaluza. Las densidades más bajas, además, se alcanzan en la zona oriental de la provincia de Málaga, la más alejada del núcleo gaditano (comarca del Guadalhorce), que en este momento constituye la frontera entre el área de distribución de la especie en el sur de España y las zonas no ocupadas.

La abundancia de corzos depende de la vegetación y los usos de suelo (Aragón *et al.* 1995b, San José *et al.* 1997, Braza *et al.* 2004, Mateos-Quesada 2005b, Duarte *et al.* 2010a). La presencia de masas de frondosas y quercíneas resulta clave en la selección de hábitat del corzo frente a la dominancia de las coníferas, que sólo son toleradas cuando aparecen en formaciones mixtas. Si bien en áreas de expansión el corzo es capaz de usar hábitats *a priori* poco favorables (Acevedo *et al.* 2005) también utiliza los favorables cuando estos están disponibles y en ellos alcanza mayores abundancias, como se demuestra en los resultados de este estudio, refrendando la segunda hipótesis de trabajo. Las mayores abundancias de corzo en Málaga están relacionadas con la cercanía a los núcleos de origen y con la presencia de masas de frondosas, igual que ocurre en las sierras de Grazalema (Delibes 1996). Precisamente, la existencia de masas de castaños y de quercíneas en las cuencas de los ríos Genal y Verde-Guadalmansa, aun no estando cerca de los núcleos de origen, favorece que el corzo alcance abundancias

destacables en el contexto del área de estudio, al igual que ocurre en otras zonas de España (Mateos-Quesada 2005b). Ello contrasta con la mayoría del área restante de estudio, donde dominan las masas de coníferas. En estas zonas el corzo solamente encuentra un hábitat un poco más favorable en el fondo de los valles fluviales, cuando en los rodales de pinar se puede encontrar un poco más diversidad vegetal. En todo caso, tanto las masas de castaños como los fondos de valles fluviales en los que están presentes los corzos en Málaga, son el hábitat más parecido -tanto en términos de vegetación como de microclima- a los quejigares y canutos de la sierra de Cádiz (Braza *et al.* 2004) y en los que la humedad, la temperatura y la diversidad de vegetación permiten compensar unos periodos estivales mucho más secos y ambientalmente estresantes que los de las sierras del Aljibe.

Los efectos negativos del suelo urbano y agrícola en relación a la presencia de corzos, quedan también patentes en los resultados de este estudio. No obstante, hay que destacar que en el norte de la península la tolerancia por las zonas de cultivo es mayor (Tellería & Virgós 1997) y que los corzos en el área de estudio también utilizan puntualmente zonas con clara vocación agrícola (Los Villalones y la Meseta de Acinipo en Ronda o los cultivos en bancales de La Rijana, en Júzcar). Estas zonas son, en todo caso, parches periféricos a formaciones boscosas y conforman mosaicos de espacios abiertos en el contexto del arbolado, lo cual concuerda con las preferencias de hábitat de los corzos (Virgós & Tellería 1998, Torres *et al.* 2011).

El corzo en diferentes escenarios territoriales

En el escenario local (provincia de Málaga) parece claro que la especie está sufriendo una expansión, al igual que ocurre en el norte de España (Mateos-Quesada 2005a) y en gran parte de Europa (Andersen *et al.* 1998, Burbaite & Csanyi 2009), aunque a menor escala. Es posible que las características propias de los ecosistemas mediterráneos modulen esta expansión, si bien no hay que descartar que sean las características propias del ecotipo de corzo andaluz las que ejerzan de factor modulador. En cualquier caso, esta expansión puede alcanzar perfectamente el límite oriental de la provincia y, desde allí, utilizar como puente las sierras de Tejeda y Almirajara para adentrarse en la provincia de Granada. Además, con las debidas medidas de gestión de hábitat, sobre todo en lo

relativo a la creación de corredores de dispersión de hábitats favorables, se puede dirigir y fomentar el proceso expansivo. En este contexto cabe plantearse la necesidad de planes de reintroducción o de cría en cautividad de la especie (Junta de Andalucía 2012), que no hacen sino acelerar un proceso que ya ocurre de forma natural. Incluso en el caso de reforzamientos de poblaciones en baja densidad ya existentes deben guardarse ciertas cautelas y optar primero por el fomento de la población autóctona. Puede parecer más lógico actuar sobre los factores limitantes de las poblaciones, entre los que están el hábitat pero también las poblaciones de otros ungulados y del ganado doméstico y las infraestructuras (Braza *et al.* 2004), y diseñar modelos de gestión sostenible para la especie que permitan un aprovechamiento futuro sin llegar a los problemas que el corzo crea cuando sus poblaciones explotan o simplemente se ven inmersas en zonas naturales aisladas por vías de comunicación y zonas periurbanas. Debe tenerse en cuenta que el corzo, correctamente gestionado, tiene una gran importancia económica, ecológica y cultural (Burbaite & Csanyi 2009).

En un contexto mucho más amplio, debe considerarse que el corzo andaluz es muy relevante desde un punto de vista biológico debido a sus adaptaciones y características como ecotipo (Aragón *et al.* 1995a). A nivel de todas las poblaciones de corzo existentes en Europa no hay ninguna similar a la andaluza. Sin embargo, el corzo andaluz solamente se ha estudiado en profundidad en las sierras de Cádiz, donde imperan unas condiciones ambientales muy peculiares. Estudios como el presente aportan luz sobre la ecología de la especie fuera de su santuario gaditano, en unas condiciones de clima y vegetación diferentes y más próximas a las que la especie puede encontrarse en otras zonas que ocupe en Andalucía (caso de sierra Tejeda y Almirajara, por ejemplo), tanto si llega de forma natural como si es reintroducida. Y estas nuevas zonas, más templadas y secas, con menos diversidad vegetal y con ausencia de laurisilva, representan también un ecosistema único para el ecotipo de corzo andaluz a nivel europeo.

Agradecimientos

Estudio financiado mediante una subvención de *JGM Foundation*. Agradecemos a Mr. Benjamin Goldsmith su amabilidad y colaboración, así como la labor de los Agentes de Medio Ambiente y guardas de fincas privadas que han colaborado en este estudio.

Referencias

- Acevedo P., Delibes-Mateos M., Escudero M.A., Vicente J., Marco J. & Gortázar C. 2005. Environmental constraints in the colonization sequence of roe deer across the Iberian mountains, Spain. *Journal of Biogeography*, 32: 1671-1680.
- Acevedo P., Farfán M.A., Márquez A.L., Delibes-Mateos M., Real R. & Vargas J.M. 2011. Past, present and future of wild ungulates in relation to changes in land use. *Landscape Ecology*, 26: 19-31.
- Acevedo P.A., Ferreres J., Jaroso R., Durán M., Escudero M.A. & Gortázar C. 2010. Estimating roe deer abundance from pellet groups counts in Spain: An assessment of methods suitable for Mediterranean woodlands. *Ecological Indicators*, 10: 1226-1230.
- Acevedo P., Ruiz-Fons F., Vicente J., Reyes-García A.R., Alzaga V. & Gortázar C. 2008. Estimating red deer abundance in a wide range of management situations in Mediterranean habitats. *Journal of Zoology*, 276: 37-47.
- Andersen R., Duncan P. & Linnell J.D.C. 1998. *The European Roe Deer: The Biology of Success*. Scandinavian University Press, Oslo.
- Aragón S., Braza F. & San José C. 1995a. Características morfológicas de los corzos de las sierras de Cádiz-Málaga. *Doñana, Acta Vertebrata*, 22: 51-64.
- Aragón S., Braza F. & San José C. 1995b. Socioeconomic, physiognomic and climate factors determining the distribution pattern of roe deer *Capreolus capreolus* in Spain. *Acta Theriologica*, 40: 37-43.
- Azorit-Casas C. & Muñoz-Cobo J. 1997. Distribución y abundancia del corzo (*Capreolus capreolus* L. 1758) en la provincia de Jaén. *Doñana, Acta Vertebrata*, 24 (1-2): 181-190.
- Braza F., San José C. & López M. 2004. *El corzo en los Alcornocales. Mapa de calidad de hábitats*. Consejería de Obras Públicas y Transporte, Junta de Andalucía, Sevilla.
- Braza F., San José C., Aragón S. & Delibes J.R. 1994. *El corzo andaluz*. Consejería de Agricultura y Pesca, Junta de Andalucía, Sevilla.
- Buckland S.T., Anderson D.R., Burnham K.P., Laake J.L., Borchers D.L. & Thomas L. 2001. *Introduction to distance sampling. Estimating abundance of biological populations*. Oxford Univ. Press, New York.
- Burbaite L. & Csanyi S. 2009. Roe deer population and harvest change in Europe. *Estonian Journal of Ecology*, 58: 169-180.
- Crawley M.J. 1993. *GLIM for ecologists*. Blackwell, London.
- Delibes J.R. 1996. *Ecología y comportamiento del corzo (Capreolus capreolus L. 1758) en la Sierra de Grazalema (Cádiz)*. Tesis Doctoral, Universidad Complutense de Madrid, Madrid.
- Delibes-Mateos M., Farfán M.A., Olivero J., Márquez A.L. & Vargas J.M. 2009. Long-term changes in game species over a long period of transformation in

- the Iberian Mediterranean landscape. *Environmental Management*, 46: 1256-1268
- Duarte J., Farfán M.A. & Vargas J.M. 2009. Sobre la presencia del corzo *Capreolus capreolus* (Linnaeus, 1758) en Sierra Alpujata (Málaga). *Galemys*, 21: 73-76.
- Duarte J., Farfán M.A. & Vargas J.M. 2010a. Selección primaveral de hábitat del corzo andaluz (*Capreolus capreolus*) en un borde de su área de distribución. *Ecología*, 23: 177-192.
- Duarte J., Farfán M.A. & Vargas J.M. 2010b. Presencia y hábitat utilizado por el corzo *Capreolus capreolus* (Linnaeus, 1758) en Sierra Blanca y Canucha (Málaga). *Galemys*, 22: 41-46.
- Duarte J., Farfán M.A., Vargas J.M., Guerrero J.C., Estrada A., Real R. & Palomo L.J. 2008. La expansión del corzo andaluz. *Quercus*, 269: 22-29.
- Junta de Andalucía. 2011. <http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/web/rediam>.
- Junta de Andalucía. 2012. <http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/pcp/>. En: Otros planes de caza -> Plan de gestión y reintroducción del corzo en Andalucía.
- Kleinbaum D.G., Kupper L.L., Nizam A. & Muller K.E. 2007. *Applied regression analysis and other multivariate methods*. 4th edition. Duxbury Press. Pacific Grove, USA.
- López-Martín J.M., Martínez D. & Such A. 2009. Supervivencia, dispersión y selección de recursos de corzos *Capreolus capreolus* (Linnaeus, 1758) reintroducidos en un hábitat mediterráneo. *Galemys*, 21(NE): 143-164.
- Lorenzini R., San José C., Braza F. & Aragón S. 2003. Genetic differentiation and phylogeography of roe deer in Spain, as suggested by mitochondrial DNA and microsatellite analysis. *Italian Journal of Zoology*, 70: 89-99.
- Marques F.F.C., Buckland S.T., Goffin D., Dixon C.E., Borchers D.L., Mayle B.A. & Peace A.J. 2001. Estimating deer abundance from line transect surveys of dung: sika deer in southern Scotland. *Journal of Applied Ecology*, 38: 349-363.
- Mateos-Quesada P. 2005a. Corzo-*Capreolus capreolus*. En: L.M. Carrascal y A. Salvador (Eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Mateos-Quesada P. 2005b. Densidad poblacional y uso del espacio del corzo en el centro de la Península Ibérica. *Galemys*, 17: 3-12.
- Mayle B.A., Peace A.J. & Gill M.A. 1999. How many deer? *A guide to estimating deer population size*. Forestry Commission Field Book 18. Forestry Commission publications, Cheadle (UK).
- Morellet N., Gaillard J.M., Hewison J.M., Ballon P., Boscardin Y., Duncan P., Klein F. & Maillard D. 2007. Indicators of ecological change: new tools for managing populations of large herbivores. *Journal of Applied Ecology*, 44: 634-643.
- O'Brien R.M. 2007. A caution regarding rules of thumb for variance inflation factors. *Quality and Quantity*, 41: 673-690.
- Real R., Vargas J.M. & Antúnez A. 1993. Environmental influences on local amphibian diversity: the role of floods on river basins. *Biodiversity and Conservation*, 2: 376-399.
- Royo L.J., Pajares G., Alvarez I., Fernández I. & Goyache F. 2007. Genetic variability and differentiation in Spanish roe deer (*Capreolus capreolus*). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 42: 47-61.
- Sakamoto Y., Ishiguro M. & Kitagawa G. 1986. *Akaike information criterion statistics*. KTK Scientific, Tokio.
- San José C. 2001. Métodos para la evaluación de poblaciones de corzo en el sur de España. *Boletín de la Asociación del Corzo Español*, 1: 16-19.
- San José C. 2007. *Capreolus capreolus* (Linnaeus, 1758). Pp. 359-361. En: L.J. Palomo, J. Gisbert, & J.C. Blanco (eds.). *Atlas y libro rojo de los mamíferos de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU, Madrid. 586 pp.
- San José C., Braza F., Aragón S. & Delibes J.R. 1997. Habitat use by roe deer in Southern Spain. *Miscelanea Zoologica*, 20: 27-38.
- Tellería J.L. 1986. *Manual para el censo de los vertebrados terrestres*. Ed. Raíces, Madrid.
- Tellería J.L. & Virgós E. 1997. Distribution of an increasing roe deer population in a fragmented Mediterranean landscape. *Ecography*, 20 (3): 247-252.
- Thomas L., Laake J.L., Strindberg S., Marques F.F.C., Buckland S.T., Borchers D.L., Anderson D.R., Burnham K.P., Hedley S.L., Pollard J.H., Bishop J.R.B. & Marques T.A. 2006. *Distance 5.0. Release 2*. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, UK. <http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/>
- Torres R.T., Santos J., Linnell J.D.C., Virgós E. & Fonseca C. 2011. Factors affecting roe deer occurrence in a Mediterranean landscape, Northeastern Portugal. *Mammalian Biology*, 76: 491-497.
- Torres R.T., Virgós E., Panzacchi M., Linnell J.D.C. & Fonseca C. 2012. Life at the edge: Roe deer occurrence at the opposite ends of their geographical distribution, Norway and Portugal. *Mammalian Biology*, 77: 140-146.
- Tsapis D., Katsanevakis S., Ntolka E. & Legakis A. 2009. Estimating dung decay rates of roe deer (*Capreolus capreolus*) in different habitat types of a mediterranean ecosystem: an information theory approach. *European Journal of Wildlife Management*, 55: 167-172.
- Virgós E. & Tellería J.L. 1998. Roe deer habitat selection in Spain: constraints on the distribution of a species. *Canadian Journal of Zoology*, 76 (7): 1294-1299.

Associate Editor was Carlos Fonseca