

EL CORZO EN LA REGIÓN MÁS MERIDIONAL DE SU ÁREA DE DISTRIBUCIÓN. LAS ZONAS MÁS FAVORABLES PARA SU CAZA

MIGUEL ÁNGEL FARFÁN^{1*}, JESÚS DUARTE¹, J. MARIO VARGAS² Y RAIMUNDO REAL²

1. Biogea Consultores. C/ Navarro Ledesma 243, P-4 3º C, 29010 Málaga.

2. Depto. Biología Animal, Fac. Ciencias, Univ. Málaga, 29071 Málaga.
(mafarfanaguilar@hotmail.com)*

RESUMEN

El corzo *Capreolus capreolus* (Linnaeus, 1758) es una especie ampliamente distribuida en España. En la mitad norte la especie es muy común, sus poblaciones son abundantes y experimenta un crecimiento constante. Por el contrario, en el sur peninsular, límite más meridional del área de distribución de la especie, las poblaciones son más pequeñas y muestran un mayor grado de aislamiento. Actualmente la conservación de esta especie cazable depende en gran parte de las medidas de gestión cinegética que se adopten para ordenar su aprovechamiento. En el presente trabajo se ha elaborado un modelo predictivo con la finalidad de delimitar las zonas más favorables para la caza del corzo en Andalucía en función de la topografía, el clima, la vegetación y los usos del suelo mediante técnicas de modelación basadas en los Modelos Lineales Generalizados (GLM) sobre la información declarada en las Memorias Anuales de Caza (MAC). Para llevar a cabo la modelación se utilizó como unidad operativa de trabajo los 771 municipios de Andalucía, aunque el modelo resultante fue reescalado para presentar los valores de favorabilidad en las cuadrículas de 1x1 km de Andalucía. Las áreas más favorables para la caza del corzo en la región más meridional de su área de distribución son aquellas zonas localizadas a bajas altitud, con precipitación abundante y presencia de manchas de pastizal.

Palabras clave: Andalucía, corzo, favorabilidad, gestión cinegética, modelos GLM.

ABSTRACT

Roe deer in the southernmost region of its distribution range. The most favourable areas to hunt it

Roe deer *Capreolus capreolus* (Linnaeus, 1758) is a species largely distributed in Spain. In the North the species is very common and abundant, and their populations are increasing. On the contrary, in the South of Iberian Peninsula, the southernmost limit of the distribution range of the species, populations are smaller and show a larger isolation. The conservation of this game species depends, among other aspects, on the management model used for its exploitation. In this work we have done a predictive model to delimit the most favourable areas to hunt roe deer in Andalusia according to topography, climate, actual vegetation, and land use using empirical

modelling techniques based on Generalized Linear Models (GLM) and the information of the Annual Hunting Reports. We used to model the 771 municipalities of Andalusia as unit of work, although the resultant model was downscaled to show the favourability values in the 1x1 km squares of Andalusia. The most favourable areas to hunt roe deer in the southernmost region of its distribution area are zones with presence of pasture, located at low altitude with abundant rainfall.

Key words: Andalusia, favourability, game management, GLM models, roe deer.

INTRODUCCIÓN

El corzo *Capreolus capreolus* (Linnaeus, 1758) es el más pequeño de los cérvidos existentes en Europa (San José 2007). El peso medio de los adultos es de 16-30 kg, la longitud total oscila entre 1 y 1,2 m y la altura a la cruz varía entre los 65 y los 73 cm. Los machos son de mayor tamaño que las hembras, aunque el dimorfismo sexual es relativamente pequeño. Como en las demás especies de cérvidos el macho presenta cuerna caediza que en esta especie se caracteriza por ser de pequeño tamaño y tener solo tres puntas (Blanco 1998). Es una especie territorial de hábitos solitarios. La unidad social suele estar formada por una hembra y dos crías, denominadas corcinos, aunque en ocasiones a este grupo familiar se une el macho. Aunque de hábitos esencialmente forestales, el corzo muestra una plasticidad ecológica importante que le ha permitido adaptarse y explotar otros medios como los agrícolas y las llanuras abiertas del centro peninsular. Entre los aspectos de la biología reproductiva de esta especie cabe destacar dos características importantes: 1) la rápida adquisición de la madurez sexual que hace que los corzos se puedan reproducir durante su primer año de vida y 2) la diapausa embrionaria, que consiste en la detención del desarrollo de los óvulos ya fecundados, durante unos 170 días, y su posterior implantación, para que continúen su desarrollo, durante una gestación de 130 días (Ballesteros 1998, San José 2007). Así, tanto la plasticidad ecológica como las características demográficas de la especie han dado lugar a que el corzo sea una especie con gran éxito que se encuentra actualmente en una fase clara de expansión.

El corzo es una especie ampliamente distribuida por España. Actualmente, se pueden distinguir dos subpoblaciones claramente diferenciadas. La primera de ellas ocupa la mitad norte del país donde la especie es muy común y sus poblaciones son abundantes. Se distribuye de forma homogénea por los Pirineos, País Vasco, Cordillera Cantábrica y gran parte de Galicia. Estas poblaciones han experimentado

una gran expansión en las cordilleras de los Sistemas Ibérico y Central, penetrando hasta la región más occidental de Las Batuecas, así como en determinadas regiones de la Submeseta Norte. Por el contrario, en el sur peninsular las poblaciones de corzo son más pequeñas y muestran un mayor grado de aislamiento. Las poblaciones existentes en los montes de Toledo parecen experimentar cierta expansión. Al sur del río Guadiana las poblaciones se concentran en dos núcleos distintos. El primero de ellos es el más amenazado. Se localiza en Sierra Morena, a caballo entre las provincias de Ciudad Real, Córdoba y Jaén. El segundo, más abundante y bien conservado, habita en las Sierras de Cádiz y Málaga y sus poblaciones constituyen el límite más meridional del área de distribución de la especie en el continente europeo (San José 2002, 2007, San José y Dorado 2007).

Investigaciones recientes en genética y filogeografía sobre el corzo (Lorenzini *et al.* 2003) han puesto de manifiesto que las poblaciones del sur de España difieren de forma significativa de otras formas europeas de corzo. Aunque no se ha admitido la propuesta realizada por Meunier (1983) para la catalogación de estas poblaciones como subespecie, lo que sí se ha demostrado es que los corzos de las Sierras de Cádiz y Málaga pertenecen a una población genéticamente independiente que constituye un ecotipo singular característico de estas sierras (San José y Dorado 2007).

En Europa y la mitad norte de España, el corzo no presenta problemas de conservación y, por lo tanto, la especie no está considerada como amenazada. Sin embargo, en Andalucía la especie está catalogada como “Vulnerable” (Junta de Andalucía 2001). Ello es debido fundamentalmente a la precariedad de algunas de sus poblaciones, al aislamiento geográfico existente entre los dos núcleos principales, la baja producción de crías, así como por su singularidad genética. Actualmente la conservación de esta especie cazable en el territorio andaluz depende en gran parte de las medidas de gestión cinegética que se adopten para ordenar su aprovechamiento y adecuar la presión cinegética a las características particulares de las poblaciones de esta región.

De forma similar a Farfán *et al.* (2004), la finalidad del presente trabajo es elaborar un modelo que prediga las zonas más favorables para la caza del corzo en la Comunidad Autónoma de Andalucía en función de la topografía, el clima, la vegetación y los usos del suelo mediante técnicas de modelación basadas en los Modelos Lineales Generalizados (GLM). En este estudio también se utilizan

los municipios como unidades operativas de trabajo. No obstante, esta escala de trabajo es demasiado burda para que pueda tener aplicaciones reales en los planes de gestión y conservación de la especie. Una alternativa a esta aproximación es reescalar el modelo final a una resolución más precisa (Barbosa *et al.* 2003, Araújo *et al.* 2005, Oja *et al.* 2005, Farfán *et al.* 2008). Concretamente, en el presente trabajo el modelo final estará reescalado a cuadrículas de 1x1 km lo que proporcionará una resolución espacial mucho más elevada que permitirá que sea utilizado, tanto a escala regional como local, en los planes de gestión de la especie, ya sean cinegéticos o de conservación.

MATERIAL Y MÉTODOS

Rendimientos cinegéticos (RM)

La información utilizada en el presente trabajo para calcular los rendimientos cinegéticos de captura ha sido la contenida en las Memorias Anuales de Caza (MAC). Concretamente se han analizado 32.134 MAC comprendidas entre las temporadas 1993/94 y 2001/02 y pertenecientes a 6.049 cotos de caza distribuidos por los municipios de Andalucía. Para cada municipio la información disponible sobre capturas de corzo ha oscilado entre cuatro y nueve temporadas. Debido a que los mapas de los cotos no estaban digitalizados, cada coto ha sido asignado a su correspondiente municipio. El rendimiento medio de captura (RM) para cada municipio (n= 771), expresado en número de corzos cazados/100 hectáreas de terreno acotado, se calculó según la siguiente ecuación:

$$RM = \frac{\sum \text{media anual de corzos cazados en el municipio}}{\sum \text{superficie de los cotos del municipio}} \times 100$$

Las capturas realizadas en los cotos que pertenecen a más de un municipio se han distribuido proporcionalmente entre la superficie que abarca el coto en cada municipio.

Como la finalidad del presente trabajo es detectar las áreas favorables para la obtención de rendimientos cinegéticos óptimos de corzo y no predecir valores concretos de rendimientos cinegéticos, se ha seguido el criterio establecido por Farfán *et al.* (2004) para considerar el valor de RM= 0,1 como el rendimiento

cinagético límite para diferenciar entre aquellos municipios de Andalucía con rendimientos cinagéticos óptimos de aquellos otros con rendimientos cinagéticos subóptimos. Así, a partir de los rendimientos cinagéticos se creó una nueva variable binomial, rendimiento cinagético óptimo (RMO), con valor 1 en los municipios con $RM > 0,1$ y valor 0 en los municipios con $RM \leq 0,1$, para ser utilizada como variable objetivo en el proceso de modelación.

Modelo predictivo

Los municipios con rendimientos cinagéticos óptimos fueron caracterizados con respecto a éstos con rendimientos cinagéticos subóptimos, mediante el uso de la regresión logística binaria por pasos (Hosmer y Lemeshow 1989), utilizando un conjunto de variables predictoras de tipo climático, topográfico, de usos del suelo y de vegetación que estaban disponibles como capas digitales (Tabla 1) (ver Barbosa *et al.* 2003 y Vargas *et al.* 2007 para una explicación más detallada). No se han incluido variables espaciales debido a que pueden poner de manifiesto tendencias geográficas en la distribución que no reflejan la estructura espacial de las variables ambientales (Borcard *et al.* 1992, Diniz-Filho *et al.* 2003, Kühn 2007), sino otras relacionadas con eventos históricos o migraciones (Legendre 1993, Barbosa *et al.* 2001, Real *et al.* 2003), las cuales quedan fuera del ámbito de la gestión y, por lo tanto, de la finalidad del presente trabajo.

La regresión logística es una herramienta ampliamente utilizada en la modelación de la distribución de las especies (Barbosa *et al.* 2003, Farfán *et al.* 2004, Monzón *et al.* 2004, Vargas *et al.* 2006, 2007), incluyendo variables binomiales con datos binarios diferentes de la presencia/ausencia de las especies (Romero y Real 1996, Real *et al.* 2005, Vargas *et al.* 2006, 2007). Para controlar el incremento del error de Tipo I debido a la elaboración de pruebas múltiples (Benjamini y Hochberg 1995, García 2003), se utilizó el procedimiento para todas las formas de dependencia entre estadísticos propuesto por Benjamini y Yekutieli (2001). Así, sólo se utilizaron en la regresión logística binaria las variables que fueron significativas bajo una Tasa de Descubrimientos Falsos (FDR) de $q < 0,05$, que garantiza que menos de una variable entre 20 incluidas en un modelo se deberán a un descubrimiento falso. Finalmente, se seleccionó el modelo correspondiente al paso con el mejor Criterio de Información de Akaike (Akaike 1973, Burnham y Anderson 1998).

TABLA 1

VARIABLES climáticas, topográficas, de usos del suelo y de vegetación utilizadas para modelar la distribución potencial de los rendimientos medios de captura del corzo en las cuadrículas de 1x1 km de Andalucía.

Climatic, orographic, land use and vegetation variables used to model the potential distribution of the good hunting yields of the roe deer in the Andalusian 1x1 km squares.

| VARIABLES | Código |
|---|--------|
| Altitud (m) ⁽¹⁾ | ALTI |
| Humedad relativa media en Enero a las 7:00 h (%) ⁽²⁾ | HRE |
| Humedad relativa media en Julio a las 7:00 h (%) ⁽²⁾ | HRJ |
| Rango anual de humedad relativa (%) (= HREN-HRJU) | RH |
| Insolación media anual (horas/año) ⁽²⁾ | I |
| Temperatura media de Enero (°C) ⁽²⁾ | TEN |
| Temperatura media de Julio (°C) ⁽²⁾ | TJU |
| Radiación solar media anual (kwh/m ² /día) ⁽²⁾ | R |
| Temperatura media anual (°C) ⁽²⁾ | T |
| Rango anual de temperatura (°C) (=TJU-TEN) | RT |
| Número medio anual de días de helada (Temperatura mínima = 0 °C) ⁽²⁾ | DH |
| Precipitación media anual (mm) ⁽²⁾ | PM |
| Evapotranspiración potencial media anual (mm) ⁽²⁾ | ETP |
| Irregularidad pluviométrica ⁽³⁾ | IP |
| Escorrentía media anual (mm) (= PM – Evapotranspiración real media anual) | ESCO |
| Pendiente (%) (Obtenida mediante Idrisi a partir de la altitud) | P |
| Cultivos herbáceos de regadío (% superficie) ⁽⁴⁾ | CHER |
| Cultivos leñosos de regadío (%superficie) ⁽⁴⁾ | CLER |
| Cultivos herbáceos de secano (%superficie) ⁽⁴⁾ | CHES |
| Cultivos heterogéneos de secano (%superficie) ⁽⁴⁾ | CHETS |
| Terrenos edificados (%superficie) ⁽⁴⁾ | TEDIF |
| Cultivos heterogéneos de regadío (%superficie) ⁽⁴⁾ | CHETR |
| Zonas húmedas (%superficie) ⁽⁴⁾ | ZHUM |
| Cultivos leñosos de secano (%superficie) ⁽⁴⁾ | CLES |
| Pastizal (%superficie) ⁽⁴⁾ | PAST |
| Bosque de quercíneas (%superficie) ⁽⁴⁾ | BQUER |
| Pastizal con quercíneas (%superficie) ⁽⁴⁾ | PAQUER |

Continuación

| Variables | Código |
|--|---------|
| Pastizal con coníferas (%superficie) ⁽⁴⁾ | PACON |
| Matorral denso con quercíneas (%superficie) ⁽⁴⁾ | MDEQUE |
| Matorral disperso (%superficie) ⁽⁴⁾ | MDIS |
| Mosaicos de cultivos y vegetación natural (%superficie) ⁽⁴⁾ | MCVN |
| Matorral disperso con quercíneas (%superficie) ⁽⁴⁾ | MDISQUE |
| Cultivos herbáceos con quercíneas (%superficie) ⁽⁴⁾ | CHEQUE |
| Matorral denso con coníferas (%superficie) ⁽⁴⁾ | MDECON |
| Matorral disperso con coníferas (%superficie) ⁽⁴⁾ | MDISCON |
| Matorral disperso con arboleda diversa (%superficie) ⁽⁴⁾ | MDISARB |
| Matorral denso con arboleda diversa (%superficie) ⁽⁴⁾ | MDEARB |
| Bosque de coníferas (%superficie) ⁽⁴⁾ | BCON |
| Matorral denso (%superficie) ⁽⁴⁾ | MDEN |

Fuentes: (1) U. S. Geological Survey (1996); (2) Font (1983); (3) Montero de Burgos y González-Rebollar (1974); (4) Junta de Andalucía (1999).

Los valores de probabilidad obtenidos en los modelos elaborados mediante regresiones logísticas no dependen exclusivamente de las variables predictoras (variables independientes), sino también de la probabilidad al azar debida a la proporción en el área de estudio de municipios con rendimientos medios de captura óptimos (Hosmer y Lemeshow 1989). Cuando el número de municipios con rendimientos medios de captura óptimos y subóptimos en el área de estudio es diferente, como ocurre en este caso, los valores de probabilidad están sesgados hacia la categoría con un mayor número de casos y por ello no puede ser aplicado de forma generalizada. Para corregir este hecho se ha utilizado la función de favorabilidad descrita por Real *et al.* (2006):

$$F = (P/(1-P))/((n_1/n_0)+(P/(1-P)))$$

donde F es la favorabilidad ambiental, P es el valor de probabilidad dado por la regresión logística, n_1 es el número de municipios con rendimientos medios de captura óptimos y n_0 el número de municipios con rendimientos medios de

captura subóptimos. De esta forma, los valores resultantes reflejan estrictamente la favorabilidad ambiental para la obtención de rendimientos óptimos de captura.

La ecuación de favorabilidad obtenida en la regresión llevada a cabo sobre los municipios de Andalucía fue introducida en el módulo *Image Calculator* del Sistema de Información Geográfica Idrisi (Eastman 2004) para generar una imagen que representa para el corzo la favorabilidad de obtener rendimientos óptimos para toda Andalucía en cuadrículas de 1x1 km. Con esta imagen y el mismo módulo de Idrisi también se creó una nueva imagen en las que aparecen reflejadas las zonas de la Comunidad Autónoma de Andalucía donde la favorabilidad para obtener rendimientos óptimos de captura para el corzo fuesen mayor o igual al 95%.

RESULTADOS

El 2,0% de los municipios de Andalucía muestra rendimientos cinegéticos óptimos para el corzo (Figura 1). La función obtenida en el modelo de regresión logística, con las variables ordenadas en función de su orden de entrada en el modelo y abreviadas de la misma forma que en la tabla 1, es la que se expone a continuación:

$$y = - 8,06 + PAST \times 7,81 + PM \times 0,0056 - ALTI \times 0,016 + ESCO \times 0,015$$



Figura 1. Distribución de los municipios de Andalucía con rendimientos cinegéticos óptimos para el corzo.

Distribution of the Andalusian municipalities with good hunting yields for the roe deer.

Según esta función, las áreas más favorables para la obtención de rendimientos cinegéticos óptimos de corzo en la región más meridional de su área de distribución son aquellas zonas localizadas a bajas altitud (ALTI), con precipitación abundante (PM) y presencia de manchas de pastizal (PAST). Las áreas favorables están localizadas fundamentalmente en gran parte de la provincia de Cádiz, amplias zonas del interior y de la costa en la región occidental de la provincia de Málaga, en áreas relativamente amplias de Sierra Morena en las provincias de Huelva y Sevilla, así como en puntos dispersos de la región más occidental del valle del Guadalquivir y puntos aislados de Sierra Morena de Córdoba y Jaén y región suroriental de Almería (Figura 2A). Cuando se representan las cuadrículas de 1x1 km con valores de favorabilidad superiores al 0,95 se pone de manifiesto la existencia de una región continua muy favorable con una extensión considerable repartida entre las provincias de Cádiz y Málaga, mientras que en el resto del territorio andaluz las zonas muy favorables, centradas básicamente en Huelva y Sevilla, se encuentran dispersas y tienen una extensión muy pequeña (Figura 2B).

DISCUSIÓN

La densidad y los rendimientos cinegéticos no son siempre parámetros equivalentes (Lucio 1991), pues las abundancias y los rendimientos cinegéticos no son el mismo tipo de variable cuantitativa. No obstante, los rendimientos cinegéticos óptimos pueden asociarse a altas abundancias (Farfán *et al.* 2004, 2009, Vargas *et al.* 2006). Una objeción a lo que se acaba de argumentar sería la influencia de las repoblaciones y traslocaciones en los rendimientos cinegéticos, aunque este no es el caso del corzo en Andalucía. Así, en el área de estudio los rendimientos cinegéticos proporcionan una imagen realista de las regiones óptimas y subóptimas para esta especie, especialmente a una escala macroespacial, cuando los valores de abundancia relativa son escasos o inexistentes, sobre todo cuando los rendimientos cinegéticos pertenecen a especies bien documentadas como el corzo.

La distribución de los municipios de Andalucía con rendimientos cinegéticos óptimos y el modelo de favorabilidad desarrollado por Farfán *et al.* (2004) aportan una visión gráfica aceptable de cuáles son las zonas buenas y malas para la obtención de rendimientos cinegéticos óptimos para el corzo en esta región. Sin embargo, sería ventajoso disponer de un modelo predictivo con una resolución

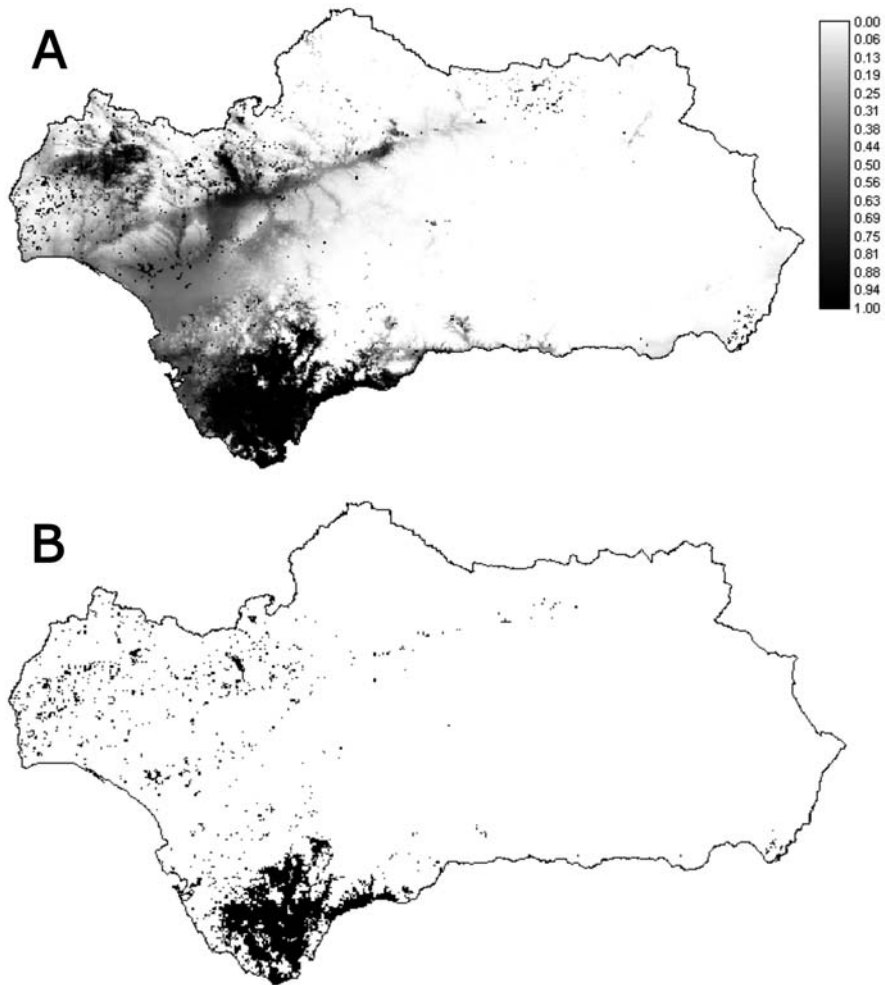


Figura 2. **A:** Valores de favorabilidad para la obtención de rendimientos cinegéticos óptimos para el corzo en las cuadrículas de 1x1 km de Andalucía. La escala varía desde favorabilidad cero (blanco) a favorabilidad 1 (negro). **B:** Cuadrículas de 1x1 km donde la favorabilidad para obtener rendimientos cinegéticos óptimos es igual o superior a 0,95 (color negro).

A: Favourability values for roe deer good hunting yields in each 1x1-km square of Andalusia, shown on a scale ranging from 0 (white) to 1 (black). B: Only the 1x1km-squares where the favourability to obtain good hunting yields is higher than or equal to 0.95 are shown (in black).

espacial más precisa para que pudiese ser aplicado en los programas de gestión y conservación de la especie de forma útil. Reescalar el modelo a cuadrículas de 1x1 km proporciona una resolución espacial mucho más precisa a la hora de predecir las áreas favorables para la obtención de rendimientos cinegéticos óptimos para el corzo. No obstante, las variables relacionadas con la actividad humana utilizadas por Farfán *et al.* (2004), que no están disponibles a esta escala de resolución, no han podido ser utilizadas. Estudios anteriores ya han utilizado exclusivamente variables ambientales para elaborar modelos predictivos (Purvis *et al.* 2000, Pearson *et al.* 2002, Norris y Harper 2004, Vargas *et al.* 2007), aunque hay que tener en cuenta que una aproximación de este tipo solo considera un aspecto de un problema más completo, pues los modelos elaborados con variables ambientales y humanas reflejan mejor la complejidad de los factores involucrados e incrementan su poder predictivo (Barbosa *et al.* 2003, Cardillo *et al.* 2004, Keane *et al.* 2005, Muñoz *et al.* 2005, Vargas *et al.* 2006).

Según el modelo obtenido en el presente estudio, los rendimientos cinegéticos óptimos del corzo en Andalucía están asociados principalmente a zonas con abundante precipitación situadas a baja altitud en las que la vegetación dominante está salpicada de parches de vegetación herbácea. Estos resultados concuerdan con los requerimientos de hábitat de la especie analizados a menor escala en diferentes zonas de su actual área de distribución (Ballesteros 1998, San José y Dorado 2007). El corzo ocupa preferentemente las zonas boscosas, aunque dentro de este hábitat es muy importante la presencia del estrato arbustivo y herbáceo. Así, se considera que en un buen hábitat de corzo las zonas abiertas deben ocupar entre el 5 y el 15% de la superficie forestal total (Papageorgiou 1978). Normalmente, el corzo suele utilizar los pastizales y las zonas ocupadas por herbáceas, en general, como zonas de alimentación, preferentemente en aquellas parcelas abiertas que se encuentran situadas en las proximidades de las manchas forestales en las que encuentra refugio (Ballesteros 1998, San José y Dorado 2007).

La lluvia en los ecosistemas mediterráneos es el principal factor determinante de la productividad vegetal y, por lo tanto, constituye un factor limitante para el desarrollo de las poblaciones de corzo en la región más meridional de su área de distribución. Actualmente, el núcleo principal de las poblaciones de corzo en Andalucía está ligado estrechamente a las zonas con mayor índice de pluviosidad de toda España (Font 2000). Además, durante el periodo de estío en el área de

estudio la presencia de agua se limita a las zonas más umbrías de los barrancos y arroyos, las cuales coinciden con la presencia de las áreas boscosas que se distribuyen por las zonas situadas a menor altitud. Esto podría explicar la relación inversa obtenida en el presente estudio entre las zonas más favorables para el corzo y la altitud, que es contraria a la obtenida por otros autores para esta misma especie (Sáez-Royuela y Tellería 1991, Aragón *et al.* 1995a).

Según Duarte *et al.* (2008), las poblaciones de corzo más meridionales de España también se encuentran en fase de expansión habiéndose comprobado que en las sierras occidentales malagueñas aparecen densidades de adultos muy bajas asociadas a tasas de producción de jóvenes elevadas. Sin embargo, un factor limitante de la expansión del corzo es la presencia de actividad humana (Aragón *et al.* 1995b). Así, aunque el modelo del presente trabajo predice como favorable la mitad occidental de la costa de Málaga y pequeñas regiones de las sierras del sector oriental de la provincia, la proliferación urbanística tan intensa de esta región costera que provoca el aumento constante de urbanizaciones y campos de golf, estaría entorpeciendo o impidiendo el establecimiento de poblaciones viables y solo posibilita la presencia de pequeños núcleos de baja densidad. No obstante, a pesar de lo que se acaba de comentar las sierras próximas a la Costa del Sol están sirviendo de corredor a estos pequeños núcleos que actúan como cabeza de puente en la expansión del corzo desde el núcleo principal de las sierras de Cádiz-Málaga hacia zonas más orientales de Andalucía (Acevedo *et al.* 2005).

Los resultados obtenidos en el presente trabajo pueden mejorar la gestión del corzo en Andalucía en relación a tres aspectos diferentes. En primer lugar, la gestión del hábitat es el elemento fundamental necesario para mantener e incrementar las poblaciones de esta especie (San José y Dorado 2007). El corzo es una especie típica de ambientes forestales que selecciona preferentemente zonas con buena cobertura arbórea y arbustiva pero mezcladas con zonas abiertas de pastizal o cultivos (Tellería y Virgós 1997). Por ello en las zonas muy abiertas y, por lo tanto, escasas en refugio es aconsejable repoblar con especies arbóreas y arbustivas, preferentemente quercíneas (Aragón 1993, Delibes Senna-Cheribbo 1996), mientras que en los bosques muy cerrados, donde escasea el alimento, habría que abrir pequeños claros en los que se favorecería la creación de pastizales o cultivos. Además de lo comentado y teniendo en cuenta la importancia de

la presencia de agua para esta especie, es necesario mantener limpias las fuentes naturales o colocar bebederos artificiales que aseguren la disponibilidad de agua durante todo el año.

En segundo lugar, cuando se considere oportuna y necesaria la realización de repoblaciones, éstas deberían efectuarse en las áreas más favorables para la especie, pues fuera de estas áreas la probabilidad de obtener buenos resultados es menor, sobre todo si los factores que causaron el declive de las poblaciones aun siguen estando presentes. Teniendo en cuenta las características genéticas específicas de las poblaciones de corzo del sur de España, es fundamental que a la hora de llevar a cabo la repoblación se utilicen ejemplares procedentes de poblaciones lo más próxima posibles con la finalidad de mantener su identidad genética así como sus características morfológicas, biológicas y ecológicas.

En tercer lugar, la presión cinegética debería regularse en relación a la potencialidad del territorio, especialmente en las zonas menos favorables para la especie donde la persistencia de las poblaciones silvestres es más inestable. Así, conocer el potencial del territorio para la especie a una escala de resolución precisa permite adoptar diferentes estrategias de gestión en función de las características locales del territorio. Este nuevo enfoque de investigación proporciona a las administraciones una herramienta útil para diseñar políticas de gestión a escala local más adecuadas para la especie.

REFERENCIAS

- AKAIKE, H. (1973). Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. Pp. 267-281. En: B. N. Petrov y F. Csaki (eds). *Proceedings of the Second International Symposium on Information Theory*. Akademiai Kiado, Budapest, Hungary.
- ACEVEDO, P., M. DELIBES-MATEOS, M. A. ESCUDERO, J. VICENTE, J. MARCO Y C. GORTÁZAR (2005). Environmental constraints in the colonization sequence of roe deer (*Capreolus capreolus* Linnaeus, 1758) across the Iberian Mountains, Spain. *Journal of Biogeography*, 32: 1671-1680.
- ARAGÓN, S. (1993). *El Corzo en Cádiz. Caracterización y encuadre de sus poblaciones en el conjunto de la especie*. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla.
- ARAGÓN, S., F. BRAZA Y C. SAN JOSÉ (1995a). Socioeconomic, physiognomic and climatic factors determining the distribution pattern of roe deer *Capreolus capreolus* in Spain. *Acta Theriologica*, 40: 37-43.

- ARAGÓN, S., F. BRAZA Y C. SAN JOSÉ (1995b). Características morfológicas de los corzos de las sierras de Cádiz-Málaga. *Doñana Acta Vertebrata*, 22: 51-64.
- ARAÚJO, M. B., W. THULLER Y P. H. WILLIAMS (2005). Downscaling European species atlas distributions to a finer resolution: implications for conservation planning. *Global Ecology and Biogeography*, 14: 17-30.
- BALLESTEROS, F. (1998). *Las especies de caza en España. Biología, ecología y conservación*. Estudio y Gestión del Medio, Colección Técnica, Oviedo. 316 pp.
- BARBOSA, A. M., R. REAL, A. L. MÁRQUEZ Y M. A. RENDÓN (2001). Spatial, environmental and human influences on the distribution of otter (*Lutra lutra*) in the Spanish provinces. *Diversity and Distributions*, 7: 137-144.
- BARBOSA, A. M., R. REAL, J. OLIVERO Y J. M. VARGAS (2003). Otter (*Lutra lutra*) distribution modeling at two resolution scales suited to conservation planning in the Iberian Peninsula. *Biological Conservation*, 114: 377-387.
- BENJAMINI, Y. Y Y. HOCHBERG (1995). Controlling the false discovery rate: a practical and powerful approach to multiple testing. *Journal of the Royal Statistical Society*, 57: 289-300.
- BENJAMINI, Y. Y D. YEKUTIELI (2001). The control of the false discovery rate in multiple testing under dependency. *The Annals of Statistics*, 29: 1165-1188.
- BLANCO, J. C. (1998). *Mamíferos de España. Cetáceos, Artiodáctilos, Roedores y Lagomorfos de la península Ibérica, Baleares y Canarias*. Editorial Planeta, Barcelona. 383 pp.
- BORCARD, D., P. LEGENDRE Y P. DRAPEAU (1992). Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology*, 73: 1045-1055.
- BURNHAM, K. P. Y D. R. ANDERSON (1998). *Model selection and inference. A practical information theoretic approach*. Springer-Verlag, New York. 353 pp.
- CARDILLO, M., A. PURVIS, W. SECHREST, J. L. GITTLEMAN, J. BIELBY Y G. M. MACE (2004). Human population density and extinction risk in the world's carnivores. *Public Library of Science, Biology*, 2: 909-914.
- DELIBES SENNA-CHERIBBO, J. R. (1996). *Ecología y comportamiento del corzo en la sierra de Grazalema (Cádiz)*. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid.
- DINIZ-FILHO, J. A., L. M. BINI, Y B. A. HAWKINS (2003). Spatial autocorrelation and red herrings in geographical ecology. *Global Ecology and Biogeography*, 12: 53-64.
- DUARTE, J., M. A. FARFÁN, J. M. VARGAS, J. C. GUERRERO, A. ESTRADA, P. RUBIO Y L. J. PALOMO (2008). La expansión del corzo andaluz en las sierras de Málaga. *Quercus*, 269: 22-29.
- EASTMAN, R. J. (2004). IDRISI Kilimanjaro. *Guide to GIS and image processing*. Clark Labs, Clark University, Worcester, Massachusetts.
- FARFÁN, M. A., J. C. GUERRERO, R. REAL, A. M. BARBOSA Y J. M. VARGAS (2004). Caracterización del aprovechamiento cinegético de los mamíferos en Andalucía. *Galemys*, 16 (1): 41-59.

- FARFÁN, M. A., J. M. VARGAS, J. DUARTE Y R. REAL (2009). Improving management plans by downscaling hunting yield models: a case study with the red legged partridge in southern Spain. *Wildlife Biology*, 15 (1): 1-12.
- FARFÁN, M. A., J. M. VARGAS, J. C. GUERRERO, A. M. BARBOSA Y R. REAL (2008). Distribution modelling of wild rabbit hunting yields in its original area (S Iberian Peninsula). *Italian Journal of Zoology*, 75 (2): 161-172.
- FONT, I. (1983). *Atlas climático de España*. Instituto Nacional de Meteorología, Madrid. 4 hojas + 43 hojas de láminas.
- FONT, I. (2000). *Climatología de España y Portugal*. Ediciones Universidad de Salamanca, Salamanca. 422 p.
- GARCÍA, L. V. (2003). Controlling the false discovery rate in ecological research. *Trends in Ecology and Evolution*, 18: 553-554.
- HOSMER, D. W. Y S. LEMESHOW (1989). *Applied logistic regression*. John Wiley and Sons, Inc., New York. 307 pp.
- JUNTA DE ANDALUCÍA (1999). *Mapa de usos y coberturas vegetales del suelo de Andalucía 1999*. Consejería de Medio Ambiente. Sevilla.
- JUNTA DE ANDALUCÍA (2001). *Libro rojo de los vertebrados amenazados de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Sevilla. 336 pp.
- KEANE, A., M. DE L. BROOKE Y P. J. K. MCGOWAN (2005). Correlates of extinction risk and hunting pressure in gamebirds (Galliformes). *Biological Conservation*, 126: 216-233.
- KÜHN, I. (2007). Incorporating spatial autocorrelation may invert observed patterns. *Diversity and Distributions*, 13: 66-69.
- LEGENDRE, P. (1993). Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology*, 74: 1659-1673.
- LORENZINI, R., C. SAN JOSÉ, F. BRAZA Y S. ARAGÓN (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.
- LUCIO, A. (1991). Ordenación y gestión en caza menor. Pp. 219-255. En: A. Fuentes, I. Sánchez y L. Pajuelo (eds.). *Manual de ordenación y gestión cinegética*. IFEBA, Badajoz.
- MEUNIER, K. (1983). Das Spanische Reh. Pp. 149-153. En: R. R. Hoffmann (ed.). *Wildbiologische informationen für den jäger*. Jagd+Hege Ausbildungsbuch VI, Berlin.
- MONTERO DE BURGOS, J. L. Y J. L. GONZÁLEZ-REBOLLAR (1974). *Diagramas bioclimáticos*. ICONA, Madrid.
- MONZÓN, A., P. FERNÁNDEZ Y N. RODRÍGUEZ (2004). Vegetation structure descriptors regulating the presence of wild rabbit in the National Park of Peneda-Gerês, Portugal. *European Journal of Wildlife Research*, 50: 1-6.

- MUÑOZ, A. R., R. REAL, A. M. BARBOSA Y J. M. VARGAS (2005). Modelling the distribution of Bonelli's eagle in Spain: implications for conservation planning. *Diversity and Distributions*, 11: 477-486.
- NORRIS, K. Y N. HARPER (2004). Extinction processes in hot spots of avian biodiversity and the targeting of pre-emptive conservation action. *Proceedings of the Royal Society of London Series B*, 271: 123-130.
- OJA, T., K. ALAMETS Y H. PÄRNAMETS (2005). Modelling bird habitat suitability based on landscape parameters at different scales. *Ecological Indicators*, 5: 314-321.
- PAPAGEORGIU, N. K. (1978). Use of forest openings by roe deer as shown by pellet group counts. *Journal of Wildlife Management*, 42: 650-655.
- PEARSON, R. G., T. E. DAWSON, P. M. BERRY Y P. A. HARRISON (2002). SPECIES: a Spatial Evaluation of Climate Impact on the Envelope of Species. *Ecological Modelling*, 154: 289-300.
- PURVIS, A., J. L. GITTLEMAN, G. COWLISHAW Y G. M. MACE (2000). Predicting extinction risk in declining species. *Proceedings of the Royal Society of London Series B*, 267: 1947-1952.
- REAL, R., A. M. BARBOSA, I. MARTÍNEZ-SOLANO Y M. GARCÍA-PARÍS (2005). Distinguishing the distributions of two cryptic frogs (Anura: Discoglossidae) using molecular data and environmental modeling. *Canadian Journal of Zoology*, 83 (4): 536-545.
- REAL, R., A. M. BARBOSA, D. PORRAS, M. S. KIN, A. L. MÁRQUEZ, J. C. GUERRERO, L. J. PALOMO, E. R. JUSTO Y J. M. VARGAS (2003). Relative importance of environment, human activity and spatial situation in determining the distribution of terrestrial mammal diversity in Argentina. *Journal of Biogeography*, 30: 939-947.
- REAL, R., A. M. BARBOSA Y J. M. VARGAS (2006). Obtaining environmental favourability functions from logistic regression. *Environmental and Ecological Statistics*, 13: 237-245.
- ROMERO, J. Y R. REAL (1996). Macroenvironmental factors as ultimate determinants of distribution of common toad and natterjack toad in the south of Spain. *Ecography*, 19: 305-312.
- SÁEZ-ROYUELA, C. Y J. L. TELLERÍA (1991). Roe deer (*Capreolus capreolus*) distribution in Central Spain. *Folia Zoologica* 40: 37-45.
- SAN JOSÉ, C. (2002). *Capreolus capreolus* Linnaeus, 1758. Pp. 318-321. En: L. J. Palomo y J. Gisbert (eds). *Atlas de los Mamíferos terrestres de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU, Madrid.
- SAN JOSÉ, C. (2007). *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 para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU, Madrid.

- SAN JOSÉ, C. Y A. DORADO (2007). *Manual de conservación y gestión del corzo andaluz*. Junta de Andalucía, Sevilla. 93 pp.
- TELLERÍA, J. L. Y E. VIRGÓS (1997). Distribution of an increasing roe deer population in a fragmented mediterranean landscape. *Ecography*, 20: 247-252.
- U. S. GEOLOGICAL SURVEY (1996). *GTOPO30. Land Processes Distributed Archive Center*, <http://edcdaac.usgs.gov/gtopo30/gtopo30.asp>.
- VARGAS, J. M., M. A. FARFÁN, J. C. GUERRERO, A. M. BARBOSA Y R. REAL (2007). Geographical and environmental correlates of big and small game in Andalusia (southern Spain). *Wildlife Research*, 34: 498-506.
- VARGAS, J. M., J. C. GUERRERO, M. A. FARFÁN, A. M. BARBOSA Y R. REAL (2006). Land use and environmental factors affecting red-legged partridge (*Alectoris rufa*) hunting yields in Southern Spain. *European Journal of Wildlife Research*, 52: 188-195.

