

APLICACIÓN DE LA LÓGICA DIFUSA AL CONCEPTO DE RAREZA PARA SU USO EN GAP ANALYSIS: EL CASO DE LOS MAMÍFEROS TERRESTRES EN ANDALUCÍA

*Fecha de Recepción: 29 de Junio de 2005
Fecha de Aceptación: 2 de Agosto de 2006*

Raimundo Real

Alba Estrada

Ana Márcia Barbosa

Juan Mario Vargas

Laboratorio de Biogeografía, Diversidad y Conservación

Departamento de Biología Animal

Facultad de Ciencias

Universidad de Málaga

29071 Málaga, España

Teléfono: 952.13.18.45

Fax: 952.13.16.68

e-mail: rrgimenez@uma.es

RESUMEN

Se ha modelado la distribución de los datos de presencia/ausencia de los mamíferos terrestres (a excepción de los murciélagos) en las cuadrículas UTM de 10 km x10 km de Andalucía. Mediante una función de favorabilidad a partir de 30 variables ambientales, y tras aplicar conceptos de la lógica difusa, se ha obtenido la distribución de las áreas favorables para cada una de las especies estudiadas. Se han calculado unos índices de rareza para detectar cuáles son las áreas que concentran un mayor número de especies de distribución restringida. Uno de estos índices parte de los datos originales del atlas de distribución de los mamíferos y el otro de las distribuciones obtenidas tras la modelación. En uno y otro caso se superpuso la Red de Espacios Protegidos de Andalucía (RENPA) a las zonas que concentran una mayor rareza para conocer cuáles son los desajustes en la conservación. Los desajustes (zonas importantes por la rareza de mamíferos que albergan y que no están protegidas) ocupan un número similar de cuadrículas en ambos casos, aunque localizados en zonas diferentes. Además, en el primer caso forman 32 bloques dispersos, mientras que tras aplicar la lógica difusa el número de bloques se reduce a 17 zonas más amplias y que coinciden con encla-

ves geográficos mejor definidos. Estos resultados indican que la modelación y la lógica difusa pueden ser herramientas útiles para conocer cuál es el valor de conservación de un territorio y ayudan a definir mejor los desajustes que aparecen en la protección de su biodiversidad.

Palabras clave:

análisis de desajustes, Andalucía, biogeografía, función de favorabilidad, lógica difusa, mamíferos, modelación, rareza, RENPA.

ABSTRACT

We modelled the distribution of terrestrial mammals (excluding bats) in Andalusia (S of Spain) on the basis of their presence/absence data on a grid of 10 km x 10 km UTM cells. Using a favourability function, 30 environmental variables and fuzzy logic, we obtained the distribution of the favourable areas for each species. We calculated rarity indices to identify the places with high concentration of species with small geographic ranges. One of these indices uses the distribution data of the atlas of mammals and the other the distribution obtained after modelling. In both cases, we overlaid the protected area network of Andalusia (RENPA) over the areas with high rarity values, and the gaps (areas with high rarity values without protection) were similar in number of cells but different in location. Besides, in the first case we obtained 32 dispersed groups of cells, while after the application of fuzzy logic there were only 17 larger groups which coincide with better defined geographic sites. These results show that modelling and fuzzy logic are useful tools to assess the conservation value of a territory and that they are helpful to better define the gaps in the protection of its biodiversity.

Keywords:

Andalusia, biogeography, favourability function, fuzzy logic, Gap Analysis, mammals, modelling, rarity, RENPA.

INTRODUCCIÓN

La biogeografía es una ciencia que tiene sus aspectos aplicados, entre ellos los que contribuyen a la gestión del medio ambiente y la conservación de las especies (Ramírez y Vargas, 1992). Whittaker *et al.* (2005) han lanzado la idea de "Biogeografía de la Conservación" con la que se refieren a la aplicación de los principios, teorías y análisis biogeográficos, que son los que tienen que

ver con las dinámicas de distribución de los taxones a nivel individual y colectivo, a los problemas de conservación de la biodiversidad. La consideran una subdisciplina de la Biología de la Conservación y propugnan que una de sus aplicaciones más importantes es participar en la selección de zonas prioritarias a proteger.

El análisis de los desajustes en la protección de la biodiversidad (en inglés *Biodiversity*

Gap Analysis) es el procedimiento por el que la distribución de la biodiversidad, en la que se incluye tanto las especies individuales como los patrones complejos y los procesos ecológicos o evolutivos, son comparados con la distribución de las áreas protegidas. Esta metodología biogeográfica comenzó a aplicarse en Estados Unidos a principios de la década de los noventa (Scott *et al.*, 1989, 1993) y, desde entonces, se ha ido desarrollando hasta convertirse en una importante herramienta de gestión para analizar la idoneidad del diseño de una red de espacios protegidos. Básicamente, se trata de conocer cuáles son las áreas importantes para la conservación y compararlas con las áreas protegidas en un territorio para ver si existen desajustes (*gaps*) entre ambas. Es una técnica que permite analizar distintos indicadores de la biodiversidad, considerando diferentes escalas y unidades de trabajo.

Desde los comienzos del *Gap Analysis* se han llevado a cabo diferentes estudios, tanto en América (Strittholt y Boerner, 1995; Wright *et al.*, 2001; Cantú *et al.*, 2004) como en Australia (Pressey *et al.*, 2002), África (Pfab, 2002; Rouget *et al.*, 2003; Salem, 2003), Asia (Yip *et al.*, 2004) y Europa (Araújo, 1999; Oldfield *et al.*, 2004), incluyendo España (De la Montaña y Rey Benayas, 2002; Rey Benayas y de la Montaña, 2003). En estos estudios se tienen en cuenta diferentes criterios para considerar qué áreas son importantes para la conservación. Entre ellos, se pueden destacar, la riqueza de especies (por ejemplo, Araújo, 1999; Yip *et al.*, 2004), la rareza de especies (Araújo, 1999; Rey Benayas y de la Montaña, 2003), el grado de amenaza o vulnerabilidad (Rey Benayas y de la Montaña, 2003), el riesgo de pérdida de

hábitat (Sierra *et al.*, 2002), la representatividad de los ecosistemas (Sierra *et al.*, 2002), los procesos que mantienen la biodiversidad (Rouget *et al.*, 2003), el área mínima para mantener poblaciones viables (Allen *et al.*, 2001), o las zonas de dispersión (Allen *et al.*, 2001).

El punto de partida de estos análisis es un mapa de distribución de los caracteres a proteger, que en el caso de especies animales suele estar basado en un atlas de distribución. Sin embargo, no siempre el esfuerzo de muestreo es el mismo en todo el territorio. Los espacios naturales protegidos suelen ser zonas bien estudiadas que pueden estar mejor representadas que otras zonas en los atlas de distribución de especies. Por tanto, un aparente ajuste de estos espacios con la distribución de las especies puede reflejar no una buena ubicación de las zonas protegidas, sino un mayor esfuerzo de muestreo en estos lugares. Debido a esto, es conveniente utilizar modelos de distribución que infieran la distribución potencial de las especies en todo el territorio evaluado y que no sean tan dependientes de la distribución espacial del esfuerzo de muestreo. La lógica difusa aporta también un marco conceptual apropiado al tratamiento de este tema, porque el proceso de la modelación ambiental puede ser entendido como la identificación del grado de pertenencia de cada área evaluada al conjunto difuso de áreas favorables para cada especie. Este enfoque puede afectar particularmente a la valoración de las especies raras, ya que en ellas la diferencia entre el área de distribución conocida y el área favorable puede llegar a ser mayor que en las especies comunes. El criterio de rareza es uno de los más importantes para evaluar una

red de reservas, puesto que da importancia a las especies que tienen una distribución restringida en el territorio y que, por esta razón, algunas veces se quedan fuera de los espacios protegidos.

Andalucía es una de las regiones españolas que cuenta con mayor número de zonas protegidas, así como con un mayor porcentaje de territorio cubierto por dichas zonas. Los primeros espacios protegidos en Andalucía se declararon en 1929, en las provincias de Málaga y Córdoba (Consejería de Medio Ambiente, 2004). Posteriormente se fueron declarando más lugares y en 1989 se creó el Inventario de Espacios Protegidos de Andalucía que contaba con 61 espacios. En la actualidad Andalucía cuenta con 150 espacios protegidos con diferentes categorías de protección. Sólo los parques nacionales y naturales han sido objeto de una evaluación (De la Montaña y Rey Benayas, 2002; Rey Benayas y de la Montaña, 2003) en el contexto de estudios a escala nacional.

Los mamíferos terrestres constituyen un grupo importante dentro de los vertebrados en Andalucía, y algunas de sus especies tienen una distribución bastante restringida en el territorio. El Atlas de los Mamíferos Terrestres de España (Palomo y Gisbert, 2002) ha permitido disponer de información actualizada de la distribución de este grupo de especies y constituye una herramienta fundamental para poder elaborar análisis de los desajustes en la protección de los mamíferos de ésta y de otras regiones españolas.

OBJETIVOS

El presente trabajo pretende evaluar si la Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía (RENPA) abarca las zonas que presentan una mayor rareza respecto a la fauna de mamíferos terrestres en esta región, aplicando para ello conceptos derivados de la lógica difusa al análisis de los desajustes en la protección de la biodiversidad.

METODOLOGÍA

Andalucía presenta una extensión de unos 87.600 km² y está situada en el sur de la Península Ibérica. Su clima es mediterráneo con un marcado gradiente pluviométrico, pasando, por ejemplo, de una de las zonas más lluviosas de la Península Ibérica, situada en la Sierra de Grazalema (Cádiz), con una precipitación media de más de 1.800 mm al año, a la más árida, en Almería, con apenas 170 mm al año. El gradiente de altitud abarca desde el nivel del mar hasta una altura de casi 3.500 m en Sierra Nevada (Granada). Esto contribuye a hacer de Andalucía una región con una gran diversidad de hábitats, lo que repercute en la distribución de los mamíferos. La configuración actual de la fauna de mamíferos terrestres en Andalucía está condicionada también por su situación geográfica, ya que este territorio se encuentra al suroeste del continente europeo y muy próximo al norte de África.

Andalucía es la Comunidad Autónoma española con más superficie dedicada a espacios protegidos y la tercera con mayor número de zonas protegidas (Consejería de Medio Ambiente, 2004), ya que la RENPA cuenta con dos parques nacionales, 24 par-

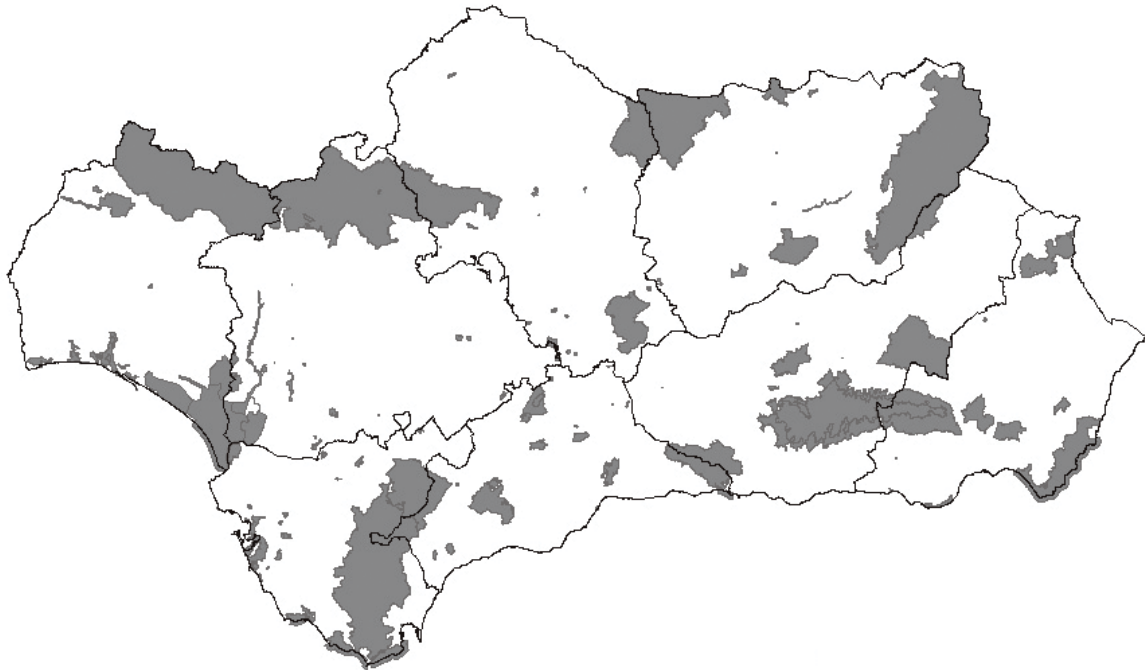


Figura 1.- Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía (RENPA) y límites provinciales de la Comunidad Autónoma Andaluza.

ques naturales, 32 parajes naturales, 28 reservas naturales, cuatro reservas naturales concertadas, 21 parques periurbanos, 37 monumentos naturales y dos paisajes protegidos (figura 1).

El mapa de cuadrículas UTM de 10 km x 10 km de Andalucía se ha obtenido aplicando al mapa digital de cuadrículas UTM de la Península Ibérica (fusión de los mapas utilizados por Barbosa *et al.*, 2003 para España y Portugal) el contorno digital de Andalucía (Junta de Andalucía), utilizando para ello el programa Cartalinx 1.2. Se obtuvo un mapa de 975 cuadrículas aunque sólo se ha trabajado con las 962 que tienen una superficie mayor de 1 km². Se ha considerado que una cuadrícula UTM está protegida cuando al menos el 25% de ella está bajo alguna figura de protección. Los datos de presencia/ausencia las 35 especies de mamíferos terrestres autóctonos (sin considerar los

murciélagos) se han tomado del Atlas de los Mamíferos Terrestres de España (Palomo y Gisbert, 2002) excepto para el lince ibérico (*Lynx pardinus*) que fueron tomados de Guzmán *et al.*, 2004 que representan los datos más recientes (Tabla 1).

Para modelar las distribuciones se ha realizado regresión logística por pasos de la presencia/ausencia de cada especie sobre 30 variables relacionadas con las condiciones ambientales, la actividad humana y la situación espacial (Tabla 2). Todas las variables fueron digitalizadas en formato vectorial (a excepción de *Alti*, que estaba disponible en versión digital en formato ráster) usando Cartalinx 1.2 y se procesaron en Idrisi 32. Las variables que proceden de mapas de isólinas (desde *HuEn* hasta *Long*) fueron interpoladas en formato ráster desde una red triangular irregular con los módulos TIN y TINSURF de Idrisi 32 efectuando la eliminación de los bor-

Tabla 1.- Especies de mamíferos terrestres (sin incluir a los murciélagos) presentes en Andalucía según el Atlas de los Mamíferos Terrestres de España (Palomo y Gisbert, 2002). Los datos del lince ibérico proceden de Guzmán *et al.*, 2004. c_i es el número de cuadrículas UTM 10 km x10 km que ocupa la especie i en Andalucía y F_i es la suma de los valores de favorabilidad de todas las cuadrículas para esa especie i .

Nombre científico	Nombre común	c_i	F_i
<i>Erinaceus europaeus</i>	Erizo europeo	269	447
<i>Atelerix algirus</i>	Erizo moruno	9	146
<i>Talpa occidentalis</i>	Topo ibérico	89	330.2
<i>Neomys anomalus</i>	Musgaño de Cabrera	27	237.8
<i>Crocidura suaveolens</i>	Musaraña de campo	4	66.3
<i>Crocidura russula</i>	Musaraña gris	241	432.1
<i>Suncus etruscus</i>	Musgaño enano	127	367.7
<i>Canis lupus</i>	Lobo	54	95
<i>Vulpes vulpes</i>	Zorro rojo	592	497.4
<i>Mustela nivalis</i>	Comadreja	220	446
<i>Mustela putorius</i>	Turón	145	428.4
<i>Martes foina</i>	Garduña	238	376.3
<i>Meles meles</i>	Tejón	361	456.6
<i>Lutra lutra</i>	Nutria paleártica	392	454.3
<i>Herpestes ichneumon</i>	Meloncillo	238	407.9
<i>Genetta genetta</i>	Gineta	304	447.1
<i>Felis silvestris</i>	Gato montés europeo	230	415.2
<i>Lynx pardinus</i>	Lince ibérico	21	62.8
<i>Sus scrofa</i>	Jabalí	400	455.7
<i>Cervus elaphus</i>	Ciervo rojo	279	409.9
<i>Capreolus capreolus</i>	Corzo	76	302.8
<i>Capra pyrenaica</i>	Cabra montés	203	314.9
<i>Sciurus vulgaris</i>	Ardilla roja	121	225.1
<i>Arvicola sapidus</i>	Rata de agua	173	372.6
<i>Chionomys nivalis</i>	Topillo nival	7	7
<i>Microtus duodecimcostatus</i>	Topillo mediterráneo	265	421.3
<i>Microtus cabreræ</i>	Topillo de Cabrera	18	103.2
<i>Apodemus sylvaticus</i>	Ratón de campo	296	458.7
<i>Rattus rattus</i>	Rata negra	210	391.6
<i>Rattus norvegicus</i>	Rata parda	642	510.5
<i>Mus domesticus</i>	Ratón casero	639	505.7
<i>Mus spretus</i>	Ratón moruno	460	475
<i>Eliomys quercinus</i>	Lirón careto	204	453.5
<i>Lepus granatensis</i>	Liebre ibérica	448	474.2
<i>Oryctolagus cuniculus</i>	Conejo	599	495.5

Tabla 2.- Variables, junto con sus fuentes de origen, usadas para modelar la distribución de los mamíferos terrestres en Andalucía.

Código	Variable
<i>Area</i>	Área de la cuadrícula (m ²)
<i>Alti</i>	Altitud media (m) ⁽¹⁾
<i>Pend</i>	Pendiente (°)
<i>HuEn</i>	Humedad relativa media en enero a las 07:00 (%) ⁽²⁾
<i>HuJu</i>	Humedad relativa media en julio a las 07:00 (%) ⁽²⁾
<i>VHum</i>	Variación anual de humedad relativa (%) (= <i>HuEn</i> - <i>HuJu</i>)
<i>ETP</i>	Evapotranspiración potencial media anual (mm) ⁽²⁾
<i>ETR</i>	Evapotranspiración real media anual (mm) (= min [<i>Prec</i> , <i>ETP</i>])
<i>Inso</i>	Insolación media anual (h/año) ⁽²⁾
<i>RadS</i>	Radiación solar global media anual (kWh/m ² /día) ⁽²⁾
<i>TEne</i>	Temperatura media de enero (°C) ⁽²⁾
<i>TJul</i>	Temperatura media de julio (°C) ⁽²⁾
<i>TMed</i>	Temperatura media anual (°C) ⁽²⁾
<i>VTem</i>	Variación anual de temperatura (°C) (= <i>TJul</i> - <i>TEne</i>)
<i>DiHe</i>	Número medio anual de días de helada (Tmin ≤ 0°C) ⁽²⁾
<i>DiPr</i>	Número medio anual de días de precipitación ≥ 0.1 mm ⁽²⁾
<i>Prec</i>	Precipitación media anual (mm) ⁽²⁾
<i>PM24</i>	Precipitación máxima en 24 h (mm) ⁽²⁾
<i>PMR</i>	Precipitación máxima relativa (= <i>PM24</i> / <i>Prec</i>)
<i>DNie</i>	Número medio anual de días de nieve ⁽³⁾
<i>Icon</i>	Índice de Continentalidad ⁽³⁾
<i>IHum</i>	Índice de humedad ⁽³⁾
<i>IrrP</i>	Irregularidad pluviométrica ⁽⁴⁾
<i>Esco</i>	Escorrentía media anual (mm) ⁽⁵⁾
<i>Perm</i>	Permeabilidad del suelo ⁽⁵⁾
<i>Lati</i>	Latitud media (°N) ⁽⁶⁾
<i>Long</i>	Longitud geográfica media (°E) ⁽⁶⁾
<i>DAut</i>	Distancia a la autopista más próxima (km) ⁽⁶⁾
<i>U100</i>	Distancia a un centro urbano de más de 100.000 habitantes (km) ⁽⁶⁾
<i>U500</i>	Distancia a un centro urbano de más de 500.000 habitantes (km) ⁽⁶⁾

Fuentes: ⁽¹⁾ U. S. Geological Survey (1996). ⁽²⁾ Font (1983). ⁽³⁾ Font (2000). ⁽⁴⁾ Montero de Burgos y González Rebollar (1974). ⁽⁵⁾ IGME (1979). ⁽⁶⁾ IGN (1999). Los datos sobre el número de habitantes de los centros urbanos se obtuvieron del Instituto Nacional de Estadística (<http://www.ine.es>)

des Puente y Túnel (P/T). *ICon* es un índice climático que depende de la variación anual de temperatura y de la latitud, mientras que *IHum* depende de la precipitación y de la evaporación. Las variables secundarias (definidas en la Tabla 2 por una operación matemática entre paréntesis) se calcularon a partir de las variables primarias usando la calculadora de imágenes de Idrisi 32. Las variables de distancia (*DAut*, *U100* y *U500*) se calcularon usando el módulo DISTANCE de Idrisi 32 tras digitalizar las autopistas y las grandes ciudades. *Perm* se obtuvo a partir de un mapa de síntesis de acuíferos subterráneos (IGME, 1979); en él se establecen cuatro clases de acuíferos, las cuales se reclasificaron en 3 valores de permeabilidad creciente, y el valor final de *Perm* fue determinado calculando la media de los valores asignados a los píxeles en cada cuadrícula UTM de 10 km x 10 km. La escala de resolución adoptada para todas las variables fue 1 píxel equivalente a 1 km² y su escala de variación incluía toda la España peninsular. Posteriormente, se extrajo el valor medio de cada una de ellas para las 962 cuadrículas UTM de 10 km x 10 km de Andalucía utilizando el módulo EXTRACT de Idrisi 32.

Los valores de probabilidad que resultan de la regresión logística no dependen sólo de las variables predictivas sino también de la probabilidad al azar derivada de la proporción de presencias en el área de estudio, que hace que se desplacen los valores de probabilidad hacia la categoría que tiene mayor número de casos (Hosmer & Lemeshow, 1989). La diferente proporción de presencias en las especies de mamíferos desplazará la probabilidad al azar en una u otra dirección y en distinto grado, de forma que un valor de

probabilidad de 0.5 puede corresponder a una zona muy favorable, si la especie es muy rara, o muy desfavorable, si se trata de una especie muy común. Para solucionar esto, se transformaron los valores de probabilidad de presencia resultante de la función logística en valores de favorabilidad ambiental, eliminando el elemento de la probabilidad al azar del término independiente en las ecuaciones de regresión usando la función de favorabilidad de Real *et al.* (2006). De esta manera, un valor de 0.5 se corresponderá con un mismo valor neutro de favorabilidad ambiental para todas las especies. Los modelos para todos los mamíferos están, por tanto, nivelados al mismo umbral de favorabilidad y pueden ser comparados y combinados directamente. El valor de favorabilidad puede ser interpretado como el grado de pertenencia al conjunto difuso de cuadrículas favorables para la especie, de forma que puede ser utilizado para aplicar los conceptos, operaciones y reglas de la lógica difusa al análisis de la distribución de las especies.

Para calcular la rareza se han utilizado varios índices. En uno de ellos se obtiene un valor de rareza para cada especie ($1/c_i$), donde c_i es el número de cuadrículas que ocupa la especie i , y este valor se aplica a las cuadrículas con presencia de esa especie (Araújo, 1999). El índice de rareza de cada cuadrícula será la suma de los valores de rareza de todas las especies presentes en esa cuadrícula:

$$\sum_{i=1}^{35} \left(\frac{1}{c_i} \right)$$

(índice 1)

Se ha calculado otro índice de rareza considerando los valores de favorabilidad de cada especie i en cada cuadrícula j (F_{ij}). En

este caso el valor de rareza de cada especie es $(1/F_i)$, siendo F_i la suma de los valores de favorabilidad de todas las cuadrículas para la especie

$$i (F_i - \sum_{j=1}^{962} F_{ij})$$

o sea, el cardinal del conjunto difuso de cuadrículas favorables para esa especie. Puesto que todas las cuadrículas presentan un cierto grado de favorabilidad para cada especie, el índice de rareza para cada cuadrícula j será:

$$\sum_{i=1}^{35} \left(\frac{F_{ij}}{F_i} \right)$$

(índice 2)

Actualmente no existe un único criterio sobre qué porcentaje del territorio debe ser protegido (Strittholt y Boerner, 1995; Cantú *et al.*, 2004). Los desajustes de la RENPA se han estimado respecto al 20% del territorio estudiado que presenta mayores valores de rareza, ya que la RENPA ocupa aproximadamente ese porcentaje de la superficie de Andalucía. Las cuadrículas incluidas en ese 20% y que no estén cubiertas por la RENPA se considerarán como zonas de desajuste en la protección de la biodiversidad, respecto a la rareza de los mamíferos que albergan.

RESULTADOS

Hay 13 especies de mamíferos que se encuentran citadas en menos del 20% de las cuadrículas andaluzas y que, por tanto, pueden considerarse de distribución restringida utilizando este umbral y los procedimientos clásicos del *Gap Analysis*. Sin embargo, tras realizar la modelación aplicando la lógica difusa, el número de especies que no sobrepasa ese 20% queda reducido a 6, que son en orden de rareza: el topillo nival, el lince

ibérico, la musaraña de campo, el lobo, el topillo de cabrera y el erizo moruno (Tabla 1).

En la figura 2 se pueden observar tres ejemplos de cómo los resultados de la modelación de las distribuciones de estas especies de distribución restringida pueden modificar bastante la percepción que se tiene de ellas tras el mero análisis visual de su distribución en el atlas. El modelo para el topillo nival predice una distribución exactamente igual a la observada, concentrada exclusivamente en Sierra Nevada (Granada) (figura 2, a y b). La musaraña de campo sólo está citada en cuatro cuadrículas separadas que se encuentran en Huelva y en Cádiz, mientras que el modelo predice que la especie se puede encontrar en la mayor parte de la franja litoral atlántica de Andalucía; es decir, que la distribución predicha es mayor que la observada pero no se expande mucho fuera de los límites marcados por las observaciones (figura 2, c y d). El erizo moruno presenta las citas sólo en la provincia de Almería y el modelo predice un área favorable mucho más amplia y fuera de los límites observados, que comprende toda la costa almeriense y granadina y parte de la malagueña (figura 2, e y f).

En la figura 3a se representa la rareza obtenida considerando el número de especies en cada cuadrícula (índice 1) y se observa que hay zonas con un alto valor de rareza junto a otras con un valor muy bajo. Por el contrario, al representar la rareza obtenida tras aplicar la lógica difusa (índice 2; figura 3b), el resultado es más homogéneo, puesto que las áreas de mayor rareza van pasando gradualmente a otras de menor rareza sin presentar cambios tan bruscos entre cuadrículas contiguas.



Figura 2.- Distribución de tres especies raras de mamíferos (topillo nival, a y b; musaraña de campo, c y d; el erizo moruno, e y f) en Andalucía en cuadrículas de 10 km x 10 km según el Atlas de los Mamíferos Terrestres de España (a, c, e) y según los resultados obtenidos tras la modelación aplicando lógica difusa (b, d, f).

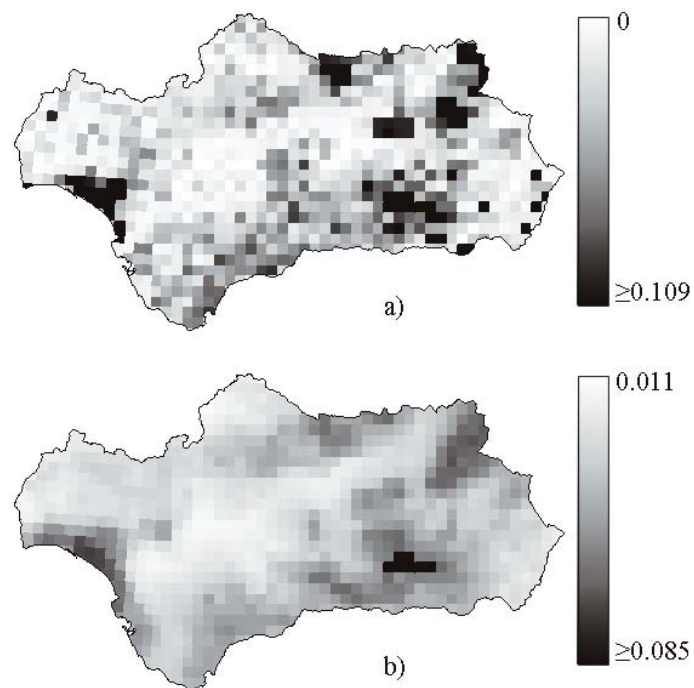


Figura 3.- Valor de rareza obtenido en cada cuadrícula considerando el índice 1 (a) y tras aplicar el índice 2 basado en la lógica difusa (b).

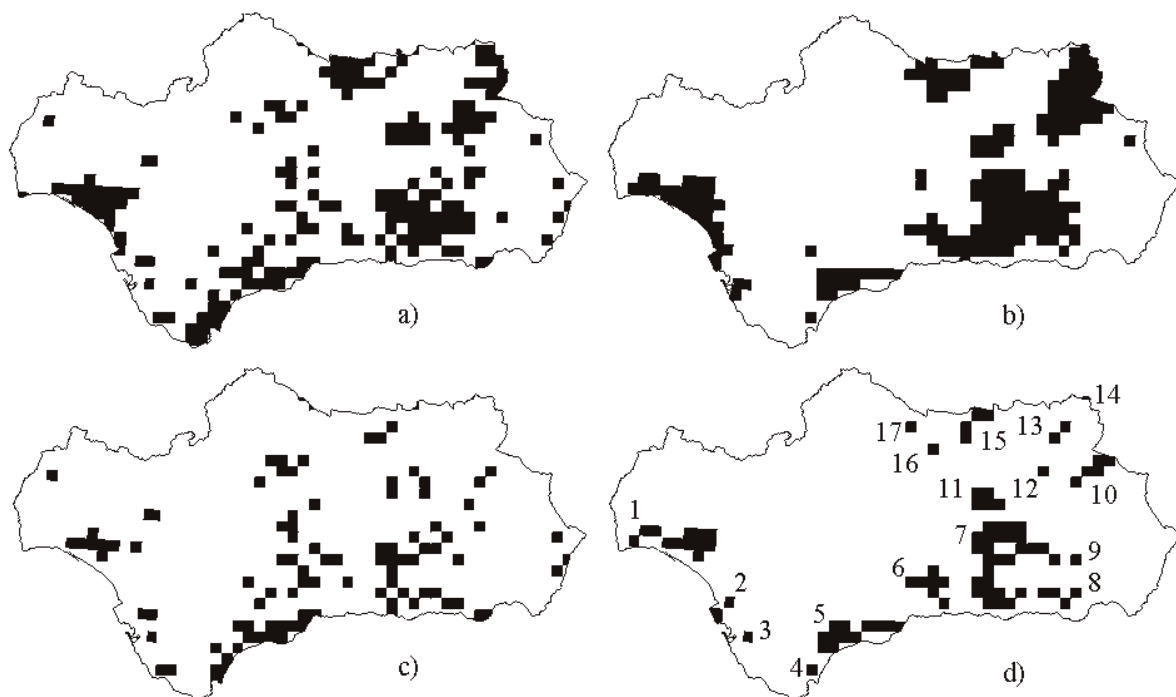


Figura 4.- Cuadrículas que concentran el 20% de mayor rareza tras aplicar el índice 1 (a) y desajustes en la protección de la biodiversidad (c) resultantes de superponerles la RENPA (figura 1). Ídem para el índice 2 (b y d). Los números en d identifican las 17 zonas a proteger según los resultados de aplicar la lógica difusa (ver nombres en Resultados).

Se exceptúan los alrededores de Sierra Nevada, que está muy influida por la distribución del topillo nival, el cual le confiere un valor muy alto de rareza. Además, se observan zonas importantes de rareza que el índice 1 no tiene en cuenta, a la vez que se mitigan otras que el índice 1 clasifica como muy importantes, probablemente debido al desigual esfuerzo de muestreo.

En la figura 4a y b se representan las cuadrículas que concentran el 20% de mayor rareza tras aplicar los índices 1 y 2, respectivamente. Al superponer la RENPA a los mapas anteriores obtenemos los desajustes (gaps) en la protección de las zonas de mayor rareza para Andalucía. En el primer caso, aparecen 105 cuadrículas sin proteger (figura 4c) y en el segundo 95 (figura 4d). A pesar de ser un número muy similar, hay diferencias al

considerar los bloques de cuadrículas contiguas que forman. En el primer caso, los desajustes forman 32 bloques mientras que en el segundo se agrupan en sólo 17. Además, se trata de zonas diferentes.

Los 17 desajustes derivados de la modelación aplicando la función de favorabilidad y la lógica difusa son los siguientes: en la provincia de Huelva, la zona comprendida entre el Paraje Natural de Marismas de Isla Cristina y los Parques Nacional y Natural de Doñana (1). En la provincia de Cádiz, la zona situada entre el Parque Nacional de Doñana, el Monumento Natural de los Corrales de Rota y la Reserva Natural Complejo Endorreico del Puerto de Santa María (2), una ampliación de la Reserva Natural Complejo Endorreico de Puerto Real (3) y el Río Guadarranque y la Sierra del Arca (4). En la provincia de

Málaga, el bloque que comprende el valle del Río Genal, los cursos medios y altos de los ríos Guadalmanza y Guadalmina, Sierra Palmitera, ríos Guadaiza y Verde, Sierra Blanca, Sierra de Alpujata y la Sierra de Mijas (5). Entre Granada y Málaga, la Sierra de Camarolos, Las Cabras, Sierra de Alhama, Llano de Jurtiga, Sierra Gorda, la vega del Río Guaro y alrededores de Vélez-Málaga (6). En Granada, un gran bloque que comprende las sierras de Guájaras, el Chaparral y la Contraviesa, el valle de Lecrín, la vega de los ríos Colomera, Cubillas y Piñar, la Sierra de Harana y la zona comprendida entre el Parque Nacional y Natural de Sierra Nevada y el Parque Natural Sierra de Baza (7). Entre Granada y Almería, la vega del Río Darrícal y la Sierra de Gádor (8). En Almería, la rambla de Escúllar (9). En Granada, la Sierra de Duda y de la Sagra (10). En la provincia de Jaén, la vega del Río de Jaén y la zona comprendida entre el Parque Natural de Sierra Mágina y el Parque Periurbano Monte La Sierra (11), los alrededores de Cazorra (12), una ampliación del Parque Natural Sierras de Cazorra, Segura y las Villas por la zona de Beas de Segura (13) y por el norte (14) y los alrededores de los embalses del Rumblar y del Río Grande (15). Entre Jaén y Córdoba, una zona al sur del Parque Natural Sierra de Cardeña y Montoro (16). En la provincia de Córdoba, el arroyo de las Anguilas (17).

DISCUSIÓN

Los indicadores de rareza

La protección de zonas ricas en especies de distribución restringida es importante puesto que consigue no sólo la protección de estas especies sino también las de aquellas que

tienen una distribución más amplia y que coincidan en el territorio. Una especie puede ser rara si es de distribución restringida en un territorio o si estando ampliamente distribuida tiene una abundancia local consistentemente pequeña en todo el territorio estudiado (Mills y Schwartz, 2005). En este trabajo se ha considerado que una especie es rara si tiene una distribución restringida en Andalucía, sin aplicar criterios de abundancia local que en general no están disponibles a esta escala geográfica.

Hay algunos autores que utilizan un índice de rareza medio (Rey Benayas y de la Montaña, 2003) en el que el valor obtenido tras aplicar el índice 1 se divide entre el número total de especies presentes en cada cuadrícula. Esto hace que una cuadrícula con bastantes especies raras pero con un número muy alto de especies tenga un valor bajo de rareza media. Por el contrario, una cuadrícula con pocas especies raras pero con bajo número total de especies podría dar un valor muy alto de rareza media. Así, la riqueza de especies hace disminuir el valor de conservación de una zona, lo que va en contra de los criterios de valoración al uso. Por esta razón no se ha utilizado este índice combinado.

Fuentes de rareza en los mamíferos de Andalucía

La fauna de mamíferos que existe en Andalucía, y en particular su rareza, está condicionada por la situación geográfica de este territorio, en el extremo suroccidental de Europa, separada tan sólo 14 km de África, e incluida en una zona de alta endemividad como es la Península Ibérica. En consecuencia, en Andalucía existen especies endémicas de la Península Ibérica, así como otras

que se distribuyen por el resto de Europa, por África o por ambos.

Dentro de los endemismos ibéricos se encuentran, por ejemplo, el topo ibérico, el lince ibérico y el topillo de Cabrera. Algunas especies que tienen una distribución amplia en Europa y que están presentes también en Andalucía son la rata de agua (endemismo galo-ibérico), el erizo europeo o el lirón careto. Especies bien distribuidas en África y con representación en Andalucía son el ratón moruno (endemismo ibero-magrebí), el meloncillo, la gineta y el erizo moruno (Dobson, 1998; Mitchell-Jones *et al.*, 1999).

De las seis especies distribuidas en menos del 20% del territorio andaluz, según los modelos derivados de la lógica difusa, tres (topillo nival, lobo y musaraña de campo) están distribuidos también por Europa, uno (erizo moruno) está presente también en África y dos (topillo de Cabrera y lince ibérico) son endémicos de la Península Ibérica. Por tanto, la fuente principal de rareza en Andalucía está constituida por los mamíferos que están ampliamente distribuidos por Europa y para los que Andalucía representa el límite de su distribución. La segunda fuente más importante estaría constituida por las especies endémicas de la Península. La fuente menos importante sería la de las especies africanas que han conseguido pasar la barrera del estrecho de Gibraltar (Real *et al.*, 2003; Vargas *et al.*, 2003).

Existen otras especies de mamíferos de distribución restringida en Andalucía como son el arruí (*Ammotragus lervia*), el gamo (*Dama dama*) o el muflón (*Ovis gmelini*). Sin embargo, no se han tenido en cuenta en el presen-

te trabajo porque, según Palomo y Gisbert (2002), se trata de especies alóctonas introducidas (ver también Long, 2003) y no tendría sentido seleccionar áreas de conservación en base a sus distribuciones.

Contribuciones de la lógica difusa al Gap Analysis

Las áreas favorables para la distribución de los mamíferos obtenidas tras la modelación aplicando la lógica difusa deben tenerse en cuenta a la hora de diseñar programas de conservación. Se trata de áreas más continuas y homogéneas y que no se ven tan afectadas por las diferencias en la calidad del muestreo en distintas zonas. Un problema inherente a la utilización de los datos de un atlas de distribución consiste en que la detección de las especies no es perfecta, de forma que una ausencia del atlas puede significar que realmente la especie esté ausente en esa zona o bien que la especie esté presente pero que no se haya detectado (Royle *et al.*, 2005). Los resultados de la modelación ayudan a distinguir si se trata de uno u otro caso en función de si la favorabilidad para la especie en esa zona es baja o alta, respectivamente. Al comparar los datos del atlas con los obtenidos tras la modelación, se observa que los modelos predicen casi siempre áreas favorables mayores que la distribución conocida de la especie y como resultado el número de especies que presentan una distribución restringida disminuye.

En el caso del topillo nival la distribución observada es exactamente igual que la predicha por el modelo, situación que algunos autores, como por ejemplo Burnham y Anderson (1998), consideran que corresponde a un sobreajuste del modelo y que, por

esta razón, no es suficientemente explicativo y debe evitarse. Sin embargo, este tipo de modelos pueden predecir bien la distribución de una especie, aunque las causas de esta distribución haya que inferirlas a partir de otras fuentes. El topillo nival es una especie que tuvo una fuerte expansión durante las glaciaciones del Pleistoceno y que posteriormente ha quedado relegada a los grandes macizos montañosos de Europa (Luque-Larena y Gosálbez, 2002) y, por tanto, puede que Sierra Nevada sea el único lugar andaluz que presenta condiciones favorables para esta especie. Por otra parte, el desfase entre lo observado y lo predicho para el erizo moruno puede deberse a problemas de identificación, ya que es morfológicamente muy similar al erizo europeo (Consejería de Medio Ambiente, 2001), de forma que su distribución puede estar infravalorada. De hecho, a la hora de realizar el Atlas de los Mamíferos Terrestres de España (Palomo y Gisbert, 2002) se disponía de una cita de erizo moruno en el municipio de Mijas (Málaga), pero ésta no se llegó a publicar porque era una cita única, no comprobada y estaba muy alejada de la zona donde se había confirmado la presencia de la especie (L. J. Palomo, com. pers.). Según el modelo, esa cita podría ser real y sería necesario un mejor muestreo de esta especie.

Los resultados de concentración de zonas de rareza de mamíferos terrestres obtenidos para Andalucía difieren en función de los índices aquí utilizados. Aunque Palomo y Gisbert (2002) es la mejor fuente disponible actualmente para conocer la distribución de los mamíferos en Andalucía, aparecen 53 cuadrículas de 10 km x 10 km en esta región en las que no se ha citado ninguna especie.

Esto hace que esas cuadrículas queden sin evaluar tras aplicar el índice 1, efecto que desaparece si aplicamos la lógica difusa. En efecto, puesto que todas las especies tienen un cierto grado de pertenencia al conjunto difuso de cuadrículas que le son favorables, la suma de estos valores en cada cuadrícula siempre va a dar un valor distinto de cero y, por tanto, ninguna cuadrícula queda sin evaluar tras aplicar el índice 2 (figura 3).

Aproximadamente el 20% (17.500 km²) de la superficie de Andalucía está bajo alguna figura de protección en la RENPA. Aún así, hay zonas importantes por su índice de rareza de especies que siguen sin protegerse. Al comprobar si la RENPA protege el 20% de cuadrículas de mayor rareza, observamos que existen unos desajustes y que estos son diferentes en función del índice utilizado. Para conseguir proteger el 20% de las zonas de mayor rareza con el modelo tradicional sería necesario establecer muchas, pequeñas y dispersas zonas protegidas, mientras que con el modelo basado en lógica difusa serían menos zonas, mayores y más concentradas (figura 4). Estas zonas además coinciden con enclaves geográficos bien definidos, lo que resulta más útil a la hora de la gestión de los espacios naturales.

CONCLUSIONES

La modelación es una herramienta útil para poder elegir zonas importantes para la conservación (Maes *et al.*, 2005) ya que considera no sólo los lugares donde se ha confirmado la presencia de las especies sino también dónde se predice que estén. En nuestro estudio se considera prioritario proteger las áreas que les son más favorables a las especies

raras. Usar los valores de favorabilidad como base para calcular índices que tradicionalmente se han usado en *Gap Analysis* permite obtener unos resultados robustos y coherentes.

Hay que tener en cuenta que este estudio se ha realizado considerando sólo a los mamíferos terrestres y el grado de rareza que presentan. Será necesario seguir trabajando en esta línea y englobar a los demás grupos de animales y plantas para que el análisis de los desajustes en la protección de la biodiversidad sea lo más completo y realista posible. Además, se deben emplear otros criterios para elegir zonas importantes para la conservación, como la riqueza de especies y la vulnerabilidad, entre otros. Una vez conocidos los desajustes en la conservación de la biodiversidad, será necesario visitar los lugares para decidir qué categoría de protección es la más apropiada para cada territorio. Hay que destacar en este punto que el establecimiento de espacios naturales protegidos no es la única forma de proteger el territorio, de la misma forma que la existencia de un espacio natural protegido no garantiza en todos los casos que esa zona esté bien conservada. Por tanto, se hace necesario estudiar cada caso y llevar un seguimiento individualizado de las zonas protegidas para garantizar la conservación de las especies.

Uno de los siguientes pasos a seguir será trabajar a una escala de 1 km x 1 km para poder hacer un análisis más completo del territorio y definir con mayor precisión las zonas a proteger. También es preciso predecir las distribuciones futuras en un escenario de cambio climático y de cambio global, de forma que la red de reservas se contemple como algo

dinámico, que habrá de cambiar en el futuro para poder albergar las nuevas distribuciones.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo forma parte del proyecto RNM-00935 financiado por la Consejería de Innovación, Ciencia y Empresa de la Junta de Andalucía. La actividad de A. E. está financiada por una Ayuda para la Formación de Doctores de la misma consejería.

BIBLIOGRAFÍA

Allen, C. R., L. G. Pearlstine y W. M. Kitchens (2001). Modeling viable mammal populations in *Gap Analysis*. *Biological Conservation* **99**: 135-144.

Araújo, M. B. (1999). Distribution patterns of biodiversity and the design of a representative reserve network in Portugal. *Diversity and Distributions* **5**: 151-163.

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.

Burnham, K. P. y D. R. Anderson (1998). *Model selection and multimodel inference. A practical information-Theoretic approach*. New York, Springer. 2ª edición.

Cantú, C., R. G. Wright, J. M. Scott y E. Strand (2004). Assessment of current and proposed nature reserves of Mexico based on their capacity to protect geophysical features

- and biodiversity. *Biological Conservation* **115**: 411-417.
- Consejería de Medio Ambiente (2001). *Libro rojo de los vertebrados amenazados de Andalucía*. Junta de Andalucía, Sevilla.
- Consejería de Medio Ambiente (2004). *La RENPA en cifras* (CD-Rom). Junta de Andalucía.
- De la Montaña, E. y J. M. Rey Benayas (2002). ¿Coinciden los espacios naturales protegidos con las áreas relevantes de diversidad de herpetofauna en España peninsular y Baleares? *Ecosistemas* 2002/2 (URL: <http://www.aeet.org/ecosistemas/022/investigacion2.htm>).
- Dobson, M. (1998). Mammal distributions in the western Mediterranean: the role of human intervention. *Mammal review* **28**: 77-88.
- Font, I. (1983). *Atlas climático de España*. Madrid, Instituto Nacional de Meteorología.
- Font, I. (2000). *Climatología de España y Portugal*. Salamanca, Ediciones Universidad de Salamanca.
- Guzmán, J. N., F. J. García, G. Garrote, R. Pérez y C. Iglesias (2004). *El lince ibérico (Lynx pardinus) en España y Portugal. Censo-diagnóstico de sus poblaciones*. Dirección General para la Biodiversidad. Madrid, 184 pp.
- Hosmer, D. W. y S. Lemeshow (1989). *Applied Logistic Regression*. New York, John Wiley and Sons, Inc.
- IGME (1979). *Mapa hidrogeológico nacional. Explicación de los mapas de lluvia útil, de reconocimiento hidrogeológico y de síntesis de los sistemas acuíferos*. Vol. 81, 2ª ed. Madrid, Instituto Geológico y Minero de España, Ministerio de Industria y Energía.
- IGN (1999). *Mapa de carreteras. Península Ibérica, Baleares y Canarias*. Madrid, Instituto Geográfico Nacional, Ministerio de Fomento.
- Long, J. L. (2003). *Introduced mammals of the world: their history, distribution and influence*. Australia, CSIRO Publishing.
- Luque-Larena, J. J. y J. Gosàlbez (2002). *Chionomys nivalis* Martins, 1842. *Atlas de los mamíferos terrestres de España*. (L. J. Palomo y J. Gisbert). Dirección General de Conservación de la naturaleza-SECEM-SECEMU. Madrid, pp: 366-369.
- Maes, D., D. Bauwens, L. de Bruyn, A. Anselin, G. Vermeersch, W. van Landuyt, G. de Knijf y M. Gilbert (2005). Species richness coincidence: conservation strategies based on predictive modelling. *Biodiversity and Conservation* **14**: 1345-1364.
- Mills, M. H. y M. W. Schwartz (2005). Rare plants at the extremes of distributions: broadly and narrowly distributed rare species. *Biodiversity and Conservation* **14**: 1401-1420.
- Mitchell-Jones, A. J., G. Amori, W. Bogdanowicz, B. Krystufek, P. J. H., Reijnders, F. Spitzenberger, M. Stubbe, J. B. M., Thissen, V. Vohralík y J. Zima (1999). *Atlas of European Mammals*. Londres, The Academic Press.

- Montero de Burgos, J. L. y J. L. González-Rebollar (1974). *Diagramas bioclimáticos*. Madrid, ICONA.
- Oldfield, T. E. E., R. J. Smith, S. R. Harrop y N. Leader-Williams (2004). A Gap Analysis of terrestrial protected areas in England and its implications for conservation policy. *Biological Conservation* **120**: 303-309.
- Palomo, L. J. y J. Gisbert (2002). *Atlas de los mamíferos terrestres de España*. Madrid, Dirección General de Conservación de la naturaleza-SECEM-SECEMU.
- Pfab, M. F. (2002). An integrative approach for the conservation and management of South Africa's floristic diversity at the provincial level. *Biodiversity and Conservation*, **11**: 1195-1204.
- Pressey, R. L., G. L. Whish, T. W. Barrett y M. E. Watts (2002). Effectiveness of protected areas in north-eastern New South Wales: recent trends in six measures. *Biological Conservation* **106**: 57-69.
- Ramírez, J. M. y J. M. Vargas (1992). Contribución de la Biogeografía a la gestión del medio ambiente y a la conservación de las especies. *Objetivos y métodos biogeográficos. Aplicaciones en Herpetología*. (J. M. Vargas, R. Real y A. Antúnez, Eds.). Monografías de Herpetología **2**: 95-106.
- Real, R., A. M. Barbosa y J. M. Vargas (2006). Obtaining environmental favourability functions from logistic regression. *Environmental and Ecological Statistics* **13**: 237-245.
- Real, R., J. C. Guerrero, A. L. Márquez, J. Olivero y J. M. Vargas (2003). Tipificación corológica de los micromamíferos ibéricos en relación con Europa y África. *Graellsia* **59 (2)**: 287-298.
- Rey Benayas, J. M. y E. de la Montaña (2003). Identifying areas of high-value vertebrate diversity for strengthening conservation. *Biological Conservation* **114**: 357-370.
- Rouget, M., D. M. Richardson y R. M. Cowling (2003). The current configuration of protected areas in The Cape Floristic Region, South Africa - reservation bias and representation of biodiversity patterns and processes. *Biological Conservation* **112**: 129-145.
- Royle, J. A., J. D. Nichols y M. Kéry (2005). Modelling occurrence and abundance of species when detection is imperfect. *Oikos* **110**: 353-359.
- Salem, B. B. (2003). Application of GIS to biodiversity monitoring. *Journal of Arid Environments* **54**: 91-114.
- Sierra, R., F. Campos y J. Chamberlin (2002). Assessing biodiversity conservation priorities: ecosystem risk and representativeness in continental Ecuador. *Landscape and Urban Planning* **59**: 95-110.
- Scott, J. M., B. Csuti, J. E. Estes y H. Anderson (1989). Status assessment of biodiversity protection. *Conservation Biology* **3**: 85-87.
- Scott, J. M., F. Davis, B. Csuti, R. Noss, B. Butterfield, C. Groves, H. Anderson, S. Caicco, F. D'érchia, T. C., Edwards Jr., J. Ulliman y R. G. Wright (1993). Gap Analysis: a geographic

approach to protection of biological diversity. *Wildlife Monographs* **123**: 1-41.

Strittholt, J. R. y R. E. J. Boerner (1995). Applying biodiversity Gap Analysis in a regional nature reserve design for the edge of Appalachia, Ohio (U.S.A.). *Conservation Biology* **9 (6)**: 1492-1505.

US Geological Survey (1996). GTOPO30. Land processes distributed active archive center (<http://edcdaac.usgs.gov/gtopo30/gtopo30.asp>).

Vargas, J. M., J. Olivero, A. L. Márquez, J. C. Guerrero y R. Real (2003). Relaciones biogeográficas de los sistemas montañosos de la Península Ibérica: el caso de los micromamíferos. *Graellsia* **59 (2)**: 319-329.

Whittaker, R. J., M. B. Araújo, P. Jepson, R. J. Ladle, J. E. M. Watson y K. J. Willis (2005). Conservation biogeography: assessment and prospect. *Diversity and Distributions* **11**: 3-23.

Wright, R. G., J. M. Scott, S. Mann, y M. Murray (2001). Identifying unprotected and potentially at risk plant communities in the western USA. *Biological Conservation* **98**: 97-106.

Yip, J. Y., R. T Corlett. y D. Dudgeon (2004). A fine-scale Gap Analysis of the existing protected area system in Hong Kong, China. *Biodiversity and Conservation* **13**: 943-957.