

# Investigación

De la Montaña, E. y Rey Benayas, J.M. 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.aect.org/ecosistemas/022/investigacion2.htm>)

## *¿Coinciden los espacios naturales protegidos con las áreas relevantes de diversidad de herpetofauna en España peninsular y Baleares?*

**Enrique de la Montaña y Jose M<sup>a</sup> Rey Benayas**

**Dpto. Interuniversitario de Ecología, Sección de Alcalá. Universidad de Alcalá.**

*Debido a los elevados costes de la conservación, es importante priorizar áreas de actuación que permitan optimizar la inversión realizada. En este trabajo se identifican las áreas relevantes de biodiversidad de anfibios y reptiles en España peninsular e Islas Baleares. Para identificar estas áreas se han usado cuatro criterios, que proporcionaron distintos grados de eficacia o inclusión de especies, particularmente las amenazadas, en las áreas relevantes definidas por ellos. Se examina también la coincidencia geográfica entre dichas áreas relevantes y la red de Espacios Naturales Protegidos (ENPs), detectándose una serie de huecos que se propone completar con nuevos ENPs. Más allá de la explicación de la distribución de las áreas relevantes de biodiversidad, donde intervienen procesos ecológicos y evolutivos, creemos que estudios como éste pueden ayudar a la identificación de zonas del territorio especialmente valiosas para la conservación de la biodiversidad*

### Introducción

El interés en la conservación de la biodiversidad ha crecido en los últimos años, sin lugar a dudas asociado a la masiva extinción de especies producida por causas antropogénicas, la denominada "sexta extinción". Las razones esgrimidas para conservar la biodiversidad son en muchos casos éticas, pero también pragmáticas, es decir, por los servicios tangibles que presta a la humanidad y que redundan en beneficios directos para ésta (Constanza *et al.*, 1997; Pimentel *et al.*, 1997; Terborgh, 1999). En cualquier caso, la conservación de la biodiversidad requiere el aporte de ideas y metodologías por parte de científicos y conservacionistas. La detección de áreas relevantes de biodiversidad en un territorio determinado es aplicable a varias tareas relacionadas con la conservación de la naturaleza, tales como la restauración ecológica, la evaluación y mitigación de impactos ambientales, la gestión de los recursos naturales y la creación de una red eficaz de ENPs. En este artículo nos centramos en este último aspecto, si bien reconocemos desde un principio que la conservación de la biodiversidad no es el único objetivo de los ENPs, ni que la creación y diseño de éstos deba basarse exclusivamente en criterios de biodiversidad. No obstante, es evidente que los ENPs cumplen un importante papel en la conservación de la biodiversidad.

La creación y gestión de estos espacios requiere, en la mayoría de los casos, grandes sumas de dinero (Myers *et al.*, 2000). Por ello es importante tener una priorización de lugares con características de biodiversidad relevantes. Así, puede optimizarse el beneficio obtenido de la inversión realizada. Para identificar cuáles son estas áreas relevantes hemos usado cuatro criterios: riqueza de especies, rareza,

vulnerabilidad y un índice de biodiversidad que combina los otros tres. Las áreas relevantes deben contener una gran proporción de la biodiversidad regional y, en particular, de las especies más amenazadas. Para evaluar esto hemos examinado la eficacia de los criterios usados para identificar las áreas relevantes comprobando las especies que son incluidas y excluidas en ellas. Finalmente, los mapas de áreas relevantes de biodiversidad han sido superpuestos a la red de ENPs para examinar las coincidencias entre ambos y detectar qué áreas relevantes carecen de protección (análisis de huecos o *gap analysis*).

Para nuestro estudio hemos elegido los anfibios y reptiles porque existen datos de buena calidad y porque representan grupos taxonómicos muchas veces ignorados en políticas de conservación (Prendergast *et al.*, 1999). Se pueden realizar estudios similares con grupos taxonómicos distintos o con diferentes criterios a los utilizados en este trabajo.

## Material y métodos

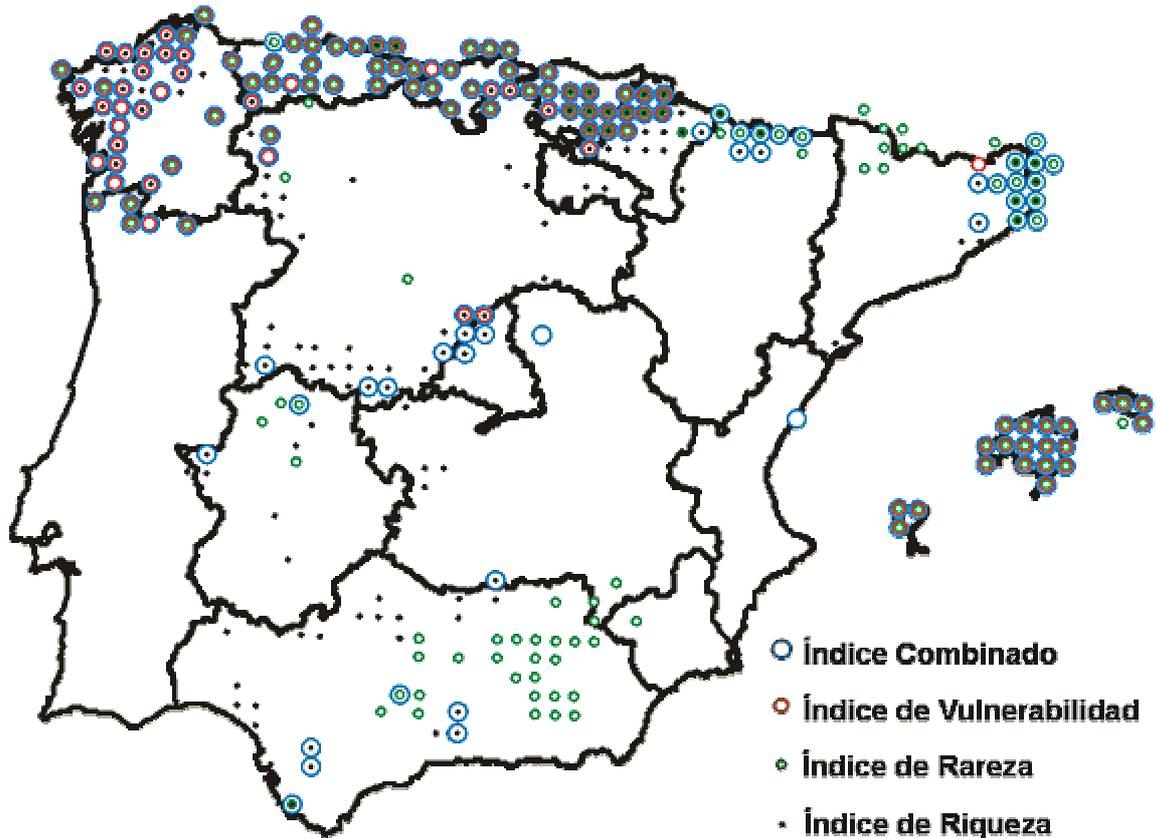
Nuestro estudio comprende España peninsular y las Islas Baleares. Las Islas Canarias fueron excluidas por representar un bioma muy diferente al de este territorio. Como unidades analíticas se han usado cuadrículas de 20 x 20 km, definidas por coordenadas UTM. En las 1441 cuadrículas resultantes examinamos la presencia y ausencia de las 28 especies de anfibios y 48 especies de reptiles no marinos de la región. Los datos brutos se extrajeron de Pleguezuelos (1997).

Para la identificación de las áreas relevantes hemos utilizado cuatro criterios: riqueza de especies en cada cuadrícula, rareza de las especies medida mediante su rango geográfico dentro del área de estudio, vulnerabilidad de las especies según su clasificación en el *Libro Rojo de los Vertebrados Españoles* (Blanco y González, 1992) y un Índice Combinado de Biodiversidad (ICB) que es una síntesis de la información proporcionada por los tres anteriores (Rey Benayas y de la Montaña, en revisión). El ICB viene determinado por la fórmula  $\sum (1/v_i)V_i$ , donde la riqueza de especies está implícita en  $\sum$ ,  $v_i$  es el número de celdas donde una especie está presente y  $V_i$  es un factor de vulnerabilidad que oscila entre 1 para las especies en peligro de extinción y 5 para las especies comunes. Los valores de estos cuatro índices de cada cuadrícula se ordenaron de mayor a menor, y se definieron el 10 % superior como áreas relevantes de biodiversidad. La eficacia de los índices se evaluó mirando la proporción de especies totales incluidas y de especies amenazadas excluidas en las áreas relevantes identificadas por ellos. Hemos considerado especies amenazadas las catalogadas en peligro, vulnerables, raras e indeterminadas por la Unión Internacional de Conservación de la Naturaleza (1988). Además, examinamos la congruencia, es decir, el solapamiento, entre las áreas relevantes de anfibios y reptiles mediante pruebas de  $\chi^2$ .

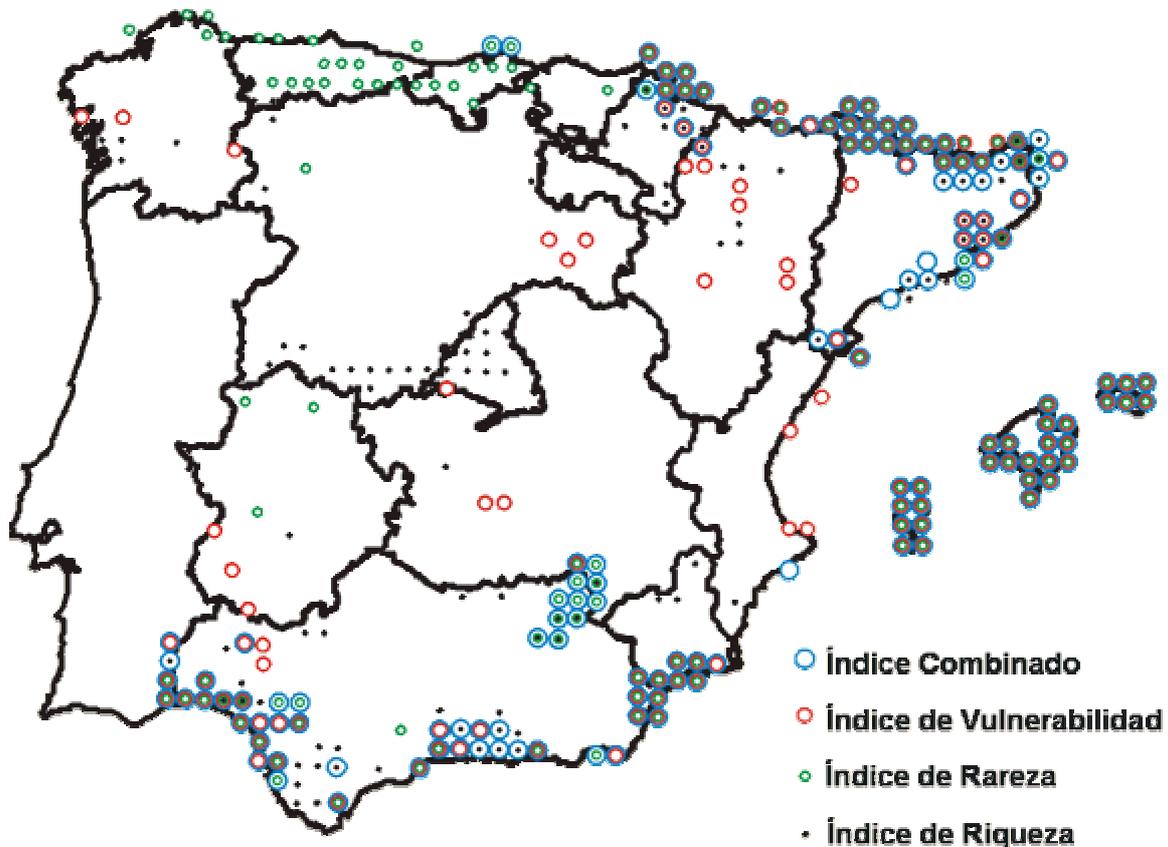
También examinamos mediante pruebas de  $\chi^2$  la coincidencia entre las áreas relevantes de herpetofauna y la red de parques nacionales, parques naturales (incluyendo la Reserva de la Biosfera de Urdaibai) y parques regionales. De los 31 tipos de figuras de protección de espacios existentes en España (Gómez-Limón *et al.*, 2000), estas cuatro abarcan el 86 % de la superficie protegida, y están presentes en 267 celdas (el 18.5% del total).

## Resultados

Las **figuras 1 y 2** muestran la distribución de las áreas relevantes de diversidad de anfibios y reptiles definidas mediante los cuatro criterios utilizados. Existen agregados de áreas relevantes de diversidad de anfibios en la franja de clima Atlántico y en las Islas Baleares, principalmente (**Figura 1**). La distribución de las áreas relevantes de diversidad de reptiles indica una agregación de éstas en las Islas Baleares, Pirineos, sureste y costa suratlántica (**Figura 2**). Para ambos grupos taxonómicos, el interior peninsular resulta menos favorecido.



**Figura 1.** Mapa de distribución de las áreas relevantes de diversidad de anfibios definidas por los diferentes criterios utilizados.



**Figura 2.** Mapa de distribución de las áreas relevantes de diversidad de reptiles definidas por los diferentes criterios utilizados.

La eficacia de los índices empleados es buena si exceptuamos la riqueza de especies (**Tablas 1 y 2**). En función del porcentaje del número total de especies incluidas en las áreas relevantes de anfibios y reptiles podemos ordenar los cuatro criterios del siguiente modo: índice combinado (97,9%) = rareza (97,9%) > vulnerabilidad (87,5%) > riqueza (84,2%). Respecto al porcentaje de especies amenazadas excluidas en las áreas relevantes, el índice de rareza, el índice combinado y el índice de vulnerabilidad no excluyen ninguna especie amenazada. En cambio, el índice de riqueza de especies excluye 2 especies amenazadas de anfibios (*Alytes muletensis*, en peligro y *Bufo viridis*, rara) y 6 especies amenazadas de reptiles (*Lacerta araica* y *Lacerta aurelioi*, en peligro, *Lacerta agilis* y *Podarcis lilfordi*, vulnerables, *Podarcis pityusensis*, rara y *Lacerta bonnali*, inderterminada).

**Tabla 1.** Número y proporción de especies de anfibios totales (primera columna) y amenazadas (segunda, tercera y cuarta columnas) incluidas en las áreas relevantes identificadas según los distintos criterios. Las especies amenazadas son definidas según su catalogación en Blanco y González (1992). ICB = Índice Combinado de Biodiversidad.

	Nº. Total de especies	Especies en peligro	Especies vulnerables	Especies raras	Especies indetermin.	Especies no amenazadas
<b>Riqueza</b>	25 (89.3%)	0 (0%)	1 (100%)	2 (66.7%)	No hay	22 (95.6%)
<b>Rareza</b>	28 (100%)	1 (100%)	1 (100%)	3 (100%)	No hay	23 (100%)
<b>Vulnerab.</b>	21 (75%)	1 (100%)	1 (100%)	3 (100%)	No hay	16 (76.2%)
<b>I.C.B</b>	28 (100%)	1 (100%)	1 (100%)	3 (100%)	No hay	23 (100%)

**Tabla 2.** Número y proporción de especies de reptiles totales (primera columna) y amenazadas (columnas segunda, tercera y cuarta) incluidas en las áreas relevantes identificadas según los distintos criterios. Las especies amenazadas son definidas según su catalogación en Blanco y González (1992). ICB = Índice Combinado de Biodiversidad.

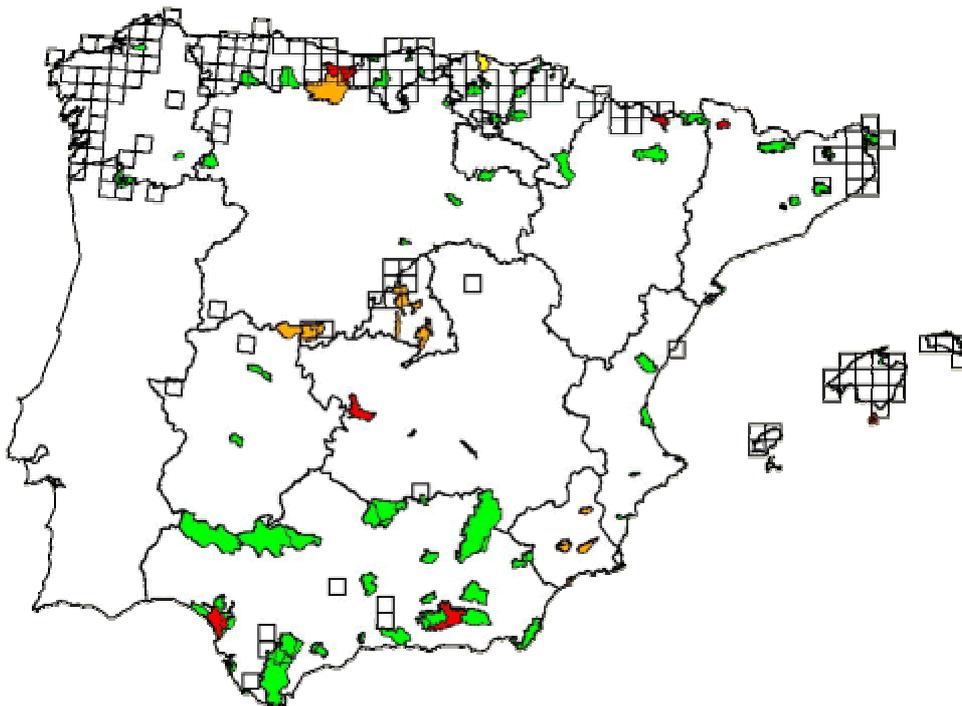
	Nº. Total de especies	Especies en peligro	Especies vulnerables	Especies raras	Especies indetermin.	Especies no amenazada
<b>Riqueza</b>	38 (79.2%)	2 (50%)	2 (50%)	3 (75%)	0 (0%)	31 (88.6%)
<b>Rareza</b>	46 (95.8%)	4 (100%)	4 (100%)	4 (100%)	1 (100%)	33 (94.3%)
<b>Vulnerab.</b>	48 (100%)	4 (100%)	4 (100%)	4 (100%)	1 (100%)	35 (100%)
<b>I.C.B</b>	46 (95.8%)	4 (100%)	4 (100%)	4 (100%)	1 (100%)	33 (94.3%)

A partir de los mapas de las **figuras 1 y 2** se ha evaluado la congruencia entre las áreas relevantes definidas para los anfibios y las definidas para los reptiles (**Tabla 3**). La asociación encontrada es moderada o baja (la media de los criterios es igual al 18.6%), aunque estadísticamente significativa. La vulnerabilidad es el criterio que produce una mayor dispersión de áreas relevantes para estos dos grupos taxonómicos, mientras que el criterio de la riqueza de especies es el que produce una mayor congruencia de sus áreas relevantes.

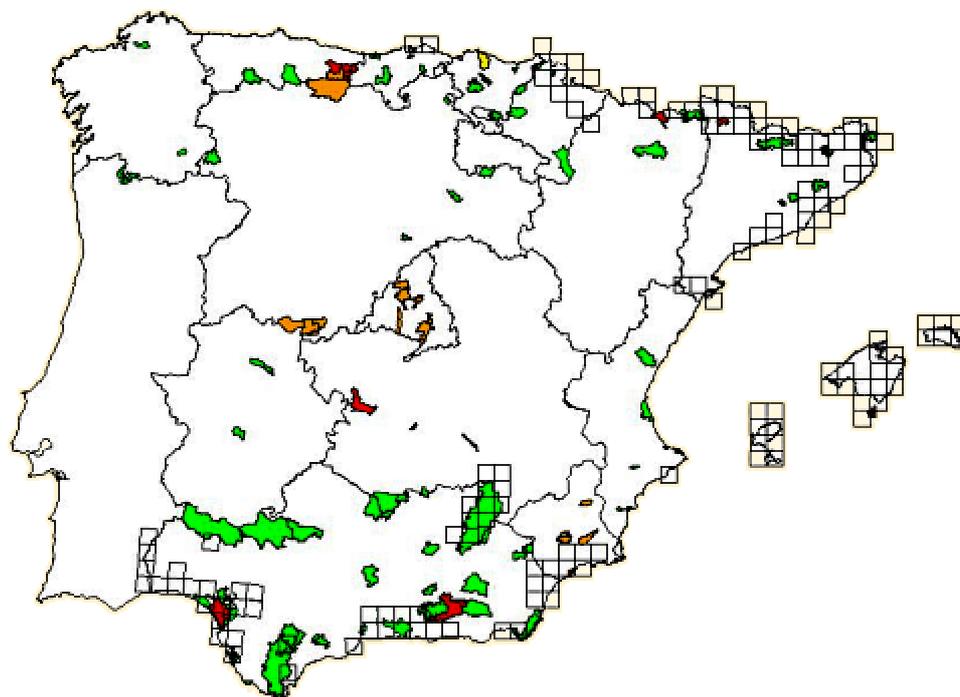
**Tabla 3.** Porcentaje de congruencia de las áreas relevantes de anfibios y de reptiles según los distintos criterios utilizados para definirlos. La significación estadística de las asociaciones se ha evaluado con la prueba  $\chi^2$ .  $P < *0.05$ ,  $**p < 0.01$ ,  $***p < 0.001$  y  $****p < 0.0001$ .

Riqueza de especies	Rareza	Vulnerabilidad	Índice Combinado de Biodiversidad
42.1 %, $\chi^2 = 152****$	31.3 %, $\chi^2 = 80.3****$	18.3 %, $\chi^2 = 9.7*$	22.8 %, $\chi^2 = 27.3****$

La coincidencia entre las cuadrículas definidas como áreas relevantes de diversidad de herpetofauna y las cuadrículas que incluyen al menos una fracción de ENP, aunque significativa, es baja (**Figuras 3 y 4, Tabla 4**), no llegando al 40% en el mejor de los casos. La coincidencia media de las áreas relevantes y los ENPs sigue el orden: riqueza (36,7%) > índice combinado (33,5%) > vulnerabilidad (31,7%) > rareza (30,9%).



**Figura 3.** Coincidencia de las áreas relevantes de diversidad de anfibios definidas por el Índice Combinado y la red de Espacios Naturales Protegidos.



**Figura 4.** Coincidencia de las áreas relevantes de diversidad de reptiles definidas por el Índice Combinado y la red de Espacios Naturales Protegidos.

**Tabla 4.** Porcentaje de coincidencia entre las áreas relevantes y los Espacios Naturales Protegidos. La significación estadística de las asociaciones se ha evaluado con la prueba  $\chi^2$ . \*\* $p < 0.01$ , \*\*\* $p < 0.001$  y \*\*\*\* $p < 0.0001$ .

	Riqueza de especies	Rareza	Vulnerabilidad	Índice Combinado de Biodiversidad
Anfibios	34.5 %, $\chi^2 = 27.8$ ****	31.9 %, $\chi^2 = 19.1$ ***	33.9 %, $\chi^2 = 18.5$ ***	34.5 %, $\chi^2 = 27.7$ ****
Reptiles	38.9 %, $\chi^2 = 43.9$ ****	29.9 %, $\chi^2 = 13.6$ **	29.6 %, $\chi^2 = 12.8$ **	32.4 %, $\chi^2 = 20.5$ ***

## Discusión

Consideramos que tres grupos de factores condicionan la distribución de las áreas relevantes de diversidad de reptiles y anfibios en la zona de estudio. Estos tres grupos de factores son ecológicos y evolutivos, e incluyen la biogeografía, efecto refugio de zonas montañosas y requerimientos ecológicos de las especies. En primer lugar, la distribución de las áreas relevantes está muy influida por la biogeografía. En la Península Ibérica estos efectos son sobre todo relevantes en la transición del clima Atlántico al Mediterráneo y en las áreas insulares (Baleares). El incremento de la diversidad de especies en las zonas de transición entre ambos tipos de clima ha sido descrito con anterioridad para las comunidades de plantas (Rey Benayas y Scheiner, 2002). El efecto biogeográfico de las islas también es

evidente en los mapas de distribución de las áreas relevantes, presentando la mayor parte del territorio de las Islas Baleares áreas relevantes de rareza y de vulnerabilidad de especies. La explicación de este hecho se halla probablemente en las limitaciones de dispersión de los anfibios y reptiles y en sus tasas de especiación y extinción (Blondel y Aronson, 1999).

Las áreas relevantes de riqueza de especies de anfibios y reptiles hallados en el Sistema Central y otras áreas como la cornisa Cantábrica y los Pirineos puede deberse a que estas montañas han actuado de refugio durante muchos siglos de prácticas agrosilvopastorales, tal como Castro *et al.* (1997) concluyen para la diversidad regional de plantas. Finalmente, los requerimientos ecológicos de los anfibios y reptiles también influyen en la distribución de las áreas relevantes. Para los anfibios estas áreas presentan una gran concentración en el norte peninsular, donde las altas precipitaciones y la mayor humedad durante gran parte del año son idóneas para la reproducción de estas especies. Por el contrario, los reptiles presentan alguna concentración de áreas relevantes en las zonas secas del sur peninsular. Esta diferencia de requerimientos ecológicos de ambos grupos taxonómicos hace que la congruencia encontrada entre sus áreas relevantes sea moderada o baja. Estos resultados indican que, mientras algunos patrones macroecológicos de diversidad de especies son consistentes para distintos taxones (transición biogeográfica en los Pirineos, insularidad de las Baleares), otros determinantes de la diversidad de especies difieren (Rey Benayas y de la Montaña, en revisión).

Los resultados muestran diferencias en la eficacia de los distintos índices utilizados para definir las áreas relevantes de diversidad. Los más eficaces resultaron ser el índice de rareza y nuestro índice combinado de biodiversidad, que incluyen un altísimo porcentaje de especies y no excluyen ninguna especie amenazada. Al índice combinado de biodiversidad hay que añadirle el valor de aglutinar las características de riqueza de especies, su rareza en términos de distribución geográfica y grado de vulnerabilidad en el territorio. El índice de riqueza incluye el menor porcentaje de especies totales y excluye casi la mitad de las especies amenazadas de anfibios y reptiles, por lo que es el índice menos adecuado para identificar áreas relevantes. Este hecho es significativo, ya que la riqueza de especies es habitualmente uno de los criterios más usados en la toma de decisiones de conservación de la biodiversidad. La gran eficacia del criterio de la rareza en comparación con el criterio de la riqueza de especies coincide con otros estudios (Haeupler y Vogel, 1999).

La coincidencia entre las áreas relevantes de biodiversidad definidas según los distintos criterios y los ENPs indica unos valores máximos para el índice de riqueza de especies y unos valores mínimos para el índice de rareza, el orden inverso al de la eficacia de estos criterios. Esto muestra que, en muchos casos, los ENP no incluyen el conjunto de la biocenosis. La coincidencia es baja y proponemos que los huecos existentes deben ser corregidos. La Red Natura 2000 puede ayudar a ello, ya que aumentará considerablemente la superficie del territorio con interés de conservación. Habrá que esperar a ver si la red de ZECs (Zonas Especiales de Conservación) es lo suficientemente eficaz. En un estudio anterior (Rey Benayas y de la Montaña, en revisión) evaluamos la coincidencia entre los ENPs y las áreas relevantes de diversidad de los cuatro grupos de vertebrados definidas por cuadrículas de 50 x 50 km. Encontramos un mayor porcentaje de coincidencia entre áreas relevantes y ENP, cuyo rango era entre el 44% y el 62%. Claramente la escala de trabajo en este tipo de análisis influye en los resultados obtenidos. Puede hallarse información adicional sobre la coincidencia de áreas relevantes de biodiversidad y ENPs en Lombard (1995), Jaffre *et al.* (1998), Araujo (1999) y Maddock y Benn (2000).

La biodiversidad no es lo único que se protege al crear un ENP (Gómez-Limón y de Lucio, 1995; Burger, 2000). El agua, los procesos ecológicos y valores paisajísticos, culturales y recreacionales, entre otros, son importantes elementos de conservación. Tampoco la conservación de la biodiversidad

depende solo de los ENPs. La preservación de sistemas de aprovechamiento de los recursos respetuosos con el medio ambiente es fundamental para la conservación de la biodiversidad fuera de los ENPs. No debe olvidarse que si conservamos la biodiversidad únicamente dentro de unos reducidos límites geográficos tendremos un archipiélago de islas de biodiversidad aisladas entre sí, aumentando la susceptibilidad a catástrofes físicas (incendios, inundaciones) o biológicas (plagas, enfermedades) y reduciendo las posibilidades de dispersión y colonización de las especies y su riqueza genética. Los mapas de áreas relevantes también pueden ser usados en la restauración ecológica, priorizando zonas de actuación para fortalecer las poblaciones de especies amenazadas, así como en la mitigación y evaluación de impactos ambientales, aportando información útil para la ubicación de obras públicas.

## Conclusión

Más allá de la explicación de la distribución de las áreas relevantes de biodiversidad, donde intervienen procesos ecológicos y evolutivos, creemos que estudios como éste pueden ayudar a la identificación de zonas del territorio especialmente valiosas para la conservación de la biodiversidad. En lugares donde no existe tiempo ni recursos económicos para llevar a cabo análisis exhaustivos de la biodiversidad, sugerimos que una estrategia basada en el criterio del índice combinado puede proveer la adecuada protección para muchos grupos de organismos. La coincidencia entre áreas relevantes de diversidad de anfibios y reptiles y la red de ENPs en España peninsular y Baleares deja unos huecos que deben ser corregidos. Los mapas producidos constituyen una herramienta valiosa para el establecimiento de nuevos espacios protegidos, prevención del impacto ambiental y restauración de ecosistemas.

## Agradecimientos

Estas investigaciones se han beneficiado parcialmente del proyecto "Factores limitantes de la revegetación con especies leñosas autóctonas de áreas degradadas en ambientes mediterráneos. Rendimiento de distintas actuaciones de manejo" (REN2000 745) de la CICYT. Agradecemos las aportaciones de Josabel Belliure, Xavier Eekhout y Miguel A. Moreno.

## Referencias

- Araujo, M.B. 1999. Distribution patterns of biodiversity and the design of a representative reserve network in Portugal. *Diversity and Distributions* 5:151-163.
- Blanco, J.C. y González, J.L. 1992. *Libro Rojo de los Vertebrados de España*. ICONA-Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid, España.
- Blondel, J., y Aronson, J. 1999. *Biology and Wildlife of the Mediterranean Region*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Burger, J. 2000. Landscapes, tourism, and conservation. *Science of the Total Environment* 249:39-49.
- Castro, I., Moreno, J.C., Humphries, C. J. y Williams, P.H. 1997. Strengthening the Natural and National Park system of Iberia to conserve vascular plants. *Botanical Journal of the Linnean Society* 121: 189-206.

Costanza, R., Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P. y van den Belt, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.

Gómez Limón, F.J. y de Lucio, J.V. 1995. Recreational activities and loss of diversity in grasslands in Alta Manzanares Natural Park, Spain. *Biological Conservation* 74: 99-105

Gómez Limón, F.J., de Lucio, J.V., y Múgica, M. 2000. *Los Espacios Naturales Protegidos del Estado Español en el umbral del siglo XXI*. Fundación Fernando González Bernáldez. Madrid, España.

Haeupler, H. y Vogel, A. 1999. Plant diversity in Germany: A second review. *Acta Botanica Fennica* 162:55-59.

IUCN. 1988. *Red List of Threatened Animals*. Gland, Suiza.

Jaffre, T., Bouchet, P. y Veillon, J. M. 1998. Threatened plants of New Caledonia: Is the system of protected areas adequate? *Biodiversity and Conservation* 7: 109-135.

Lombard, A.T. 1995. The problems with multi-species conservation: Do hotspots, ideal reserves and existing reserves coincide? *South African Journal of Zoology* 30: 145-163.

Maddock, A. y Benn, G.A. 2000. Identification of conservation-worthy areas in northern Zululand, South Africa. *Conservation Biology* 14: 155-166.

Myers, N., Mittermeyer, R.A., Mittermeyer, C.G., da Fonseca, G.A.B. y Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.

Pleguezuelos, J.M. 1997. *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Universidad de Granada, Granada, España.

Pimentel, D., Wilson, C., McCullum, C., Huang, R., Dwen, P., Flack, J., Tran, Q., Saltman, T. y Cliff, B. 1997. Economic and environmental benefits of biodiversity. *BioScience* 47: 747-757.

Prendergast, J.R., Quinn, R.M. y Lawton, J.H. 1999. The gaps between theory and practice in selecting nature reserves. *Conservation Biology* 13: 484-492.

Rey Benayas, J.M. y Scheiner, S.M. 2002. Plant diversity, biogeography, and environment in Iberia: patterns and inferred mechanisms. *Journal of Vegetation Science* (en prensa).

Rey Benayas, J.M. y de la Montaña, E. En revisión. Identifying high-value vertebrate diversity areas for strengthening nature conservation. *Ecological Applications*.

Terborgh, J. 1999. *Requiem for Nature*. Island Press, Washington, USA.