

ANÁLISIS MEDIANTE SIG DE LA RELACIÓN ENTRE ESTRUCTURA DEL PAISAJE Y RIQUEZA DE ESPECIES DE AVES EN UN ÁREA PERIMETROPOLITANA DE BARCELONA

J. Pino¹, J. Ribas², X. Pons^{3,1} & F. Rodà¹

¹Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals, CREAM. Universitat Autònoma de Barcelona. 08193 Bellaterra. E-mail: joan.pino@uab.es

²Entença 6, 08100 Mollet del Vallès.

³Departament de Geografia. Universitat Autònoma de Barcelona. 08193 Bellaterra.

RESUMEN

Se analizan las relaciones entre índices de paisaje y la riqueza de especies de aves nidificantes e invernantes en un área rural situada entre los parques naturales del Montseny y de Sant Llorenç del Munt-Serra de l'Obac (Cataluña). La información de paisaje se ha obtenido de diversos mapas elaborados a partir de imágenes Landsat, mientras que la referente a especies de aves proviene de observaciones de campo. Para cada cuadrícula UTM de 1x1 km se han calculado diversos índices de paisaje (diversidad, dominancia, heterogeneidad) y se ha analizado su relación con el número de especies nidificantes e invernantes mediante tablas de contingencia. Se discuten finalmente las implicaciones de los resultados obtenidos en relación a la conservación de los valores naturales en zonas rurales.

Palabras clave: Ecología del paisaje, biodiversidad, SIG, Biología de la conservación

ABSTRACT

Relationships between landscape attributes and winter bird biodiversity are analyzed for a rural area that lies between the natural protected areas of Sant Llorenç del Munt and Montseny (Catalonia, NE Spain). Landscape information has been obtained from Landsat images, whereas bird data have been recorded in the field. For each UTM cell of 1x1 km several landscape indices (diversity, dominance and heterogeneity) have been computed and their relationship with the number of both breeding and wintering bird species have been tested by means of cross-tabulations. Implications of the results for the design and optimization of conservation policies in rural areas are discussed.

Keywords: Landscape ecology, biodiversity, GIS, conservation biology

Introducción

La concepción tradicional de conservación, basada en la protección individual de determinados hábitats o especies, está siendo sustituida por otra que aborda la protección de paisajes o regiones enteras de cara a preservar la funcionalidad de los ecosistemas que albergan, como único camino para mantener el máximo de valores naturales de un territorio. La ecología del paisaje proporciona un marco conceptual muy

adecuado para esta nueva concepción, ya que pone especial énfasis en la dinámica espacial y temporal de los procesos ecológicos (Forman & Godron 1986, Forman 1995, Fry 1996). Gran número de procesos ecológicos (la sucesión, la biodiversidad, patrones de alimentación y reproducción, relaciones predador-presa, etc.) se caracterizan por una fuerte componente espacial (Turner & Gardner 1991). La estructura del paisaje determina y es a su vez determinada por muchos de estos procesos (Forman & Godron 1986), por lo que el análisis espacial del paisaje puede ser una forma de poner de manifiesto las relaciones ecológicas subyacentes. Este análisis espacial se ha llevado a cabo a menudo mediante la definición de índices, que pretenden describir las propiedades estructurales y funcionales del paisaje (Forman & Godron 1986, Colville, 1995, Aronson & Le Floc'h 1996).

Los sistemas de información geográfica (SIG) se han convertido en una de las herramientas más idóneas para llevar a cabo este análisis, ya que permiten la introducción, almacenamiento, superposición, análisis y explotación de información geográficamente referenciada, obtenida de diversas fuentes como son datos de campo, mapas digitalizados e imágenes obtenidas por teledetección (Haines-Young 1993, Pons 1997). En esta comunicación se explora la utilidad de los SIG en la definición y reconocimiento de patrones ecológicos espaciales. Para ello se han analizado para un determinado territorio las relaciones existentes entre la estructura del paisaje y la riqueza de especies de aves que, como cualquier descriptor de la biodiversidad, puede considerarse un indicador de la complejidad de las relaciones ecológicas que tienen lugar sobre dicho territorio.

Material y métodos

Zona de estudio

La zona de estudio corresponde a un rectángulo de 480 km² delimitado por las coordenadas UTM 31-N (418000, 4610000) y (442000, 4630000). Incluye diversos municipios de las comarcas del norte del Vallès Oriental y Vallès Occidental, y del sur de Osona y del Bages, en la provincia de Barcelona. La elección de esta zona de trabajo obedece al hecho que se trata de un área rural situada entre dos espacios de interés natural tan importantes como son los parques naturales del Montseny y de Sant Llorenç del Munt-Serra de l'Obac. Ello confiere a la zona una función de conexión que permite flujos de organismos en dirección E-W. No obstante, esta zona también ejerce funciones de conexión N-S, poniendo en contacto los ambientes submediterráneos del interior (al

N) con los mediterráneos del prelitoral (al S) y facilitando el establecimiento de flujos migratorios en esta dirección, que son particularmente intensos en primavera y otoño. La altitud del territorio oscila entre 160 y 1000 m s.m. El paisaje es marcadamente forestal y muestra un acusado gradiente de vegetación, con bosques submediterráneos de pino albar (*Pinus sylvestris*) pino negral (*P. nigra*) y roble (*Quercus pubescens*, *Q. x cerrioides*) en la parte norte que van siendo sustituidos por bosques mediterráneos de encina (*Q. ilex*), pino carrasco (*P. halepensis*) y pino piñonero (*P. pinea*) hacia el sur. Las zonas llanas presentan un paisaje más heterogéneo, con una matriz agrícola de secano y manchas de bosques y áreas urbanas. Éstas últimas se concentran en la zona sudeste, ya en la corona metropolitana de Barcelona.

Información de partida

El estudio se ha realizado a partir de dos conjuntos de datos: mapas de vegetación y usos del suelo, utilizados como fuentes de información de la estructura del paisaje, y datos sobre la distribución precisa de las especies de aves, como indicadores de la diversidad biológica del territorio.

Los datos referentes a la distribución de las especies de aves proceden de un seguimiento de campo de 6 años, consistente en prospecciones periódicas durante las que se han realizado escuchas de 1-1.5 h por cada cuadrícula UTM de 1x1 km. Los datos se han resumido en número de especies detectadas por cada cuadrícula UTM, separando los datos correspondientes a especies nidificantes e invernantes.

El estudio del paisaje se ha llevado a cabo a partir del mapa de usos del suelo de Cataluña 1.250 000 (conocido como mapa Landsat) y del mapa CORINE 1: 250 000 de Cataluña. Ambas fuentes han sido elaboradas a partir de imágenes tomadas por el sensor TM del satélite Landsat 5 durante los años 1987 y 1988. El mapa de usos del suelo de Cataluña es un ráster de 30 m de resolución espacial que comprende 21 categorías temáticas, y ha sido elaborado por el Institut Cartogràfic de Catalunya (ICC). El mapa CORINE es un documento vectorial con 65 categorías temáticas definidas para Cataluña en el proyecto CORINE. Este mapa fue elaborado por el ICC mediante fotointerpretación de las imágenes Landsat y posteriormente rasterizado a una resolución espacial de 100x100 m por el CREA.F.

Información derivada

Los datos sobre el número de especies de aves por cuadrícula UTM se han utilizado para generar dos rásters de resolución espacial de 1x1 km, uno para las especies nidificantes y otro para las invernantes. Este proceso se ha llevado a cabo mediante la aplicación ASCIIIMG del SIG MiraMon. Posteriormente, estos rásters se han categorizado mediante el módulo RECLASS del SIG IDRISI.

Los mapas Landsat y CORINE han servido para generar diversos rasters que contienen información sobre diversos índices de paisaje:

a) Índice de diversidad de hábitats $H = -\sum p_i \cdot \log_2(p_i)$, correspondiente al índice de diversidad de Shannon y Weaver, donde p_i corresponde a la proporción del área ocupada por cada categoría temática en cada cuadrícula UTM. Los resultados se han utilizado para la construcción de un ráster (mediante la aplicación ASCIIIMG) que ha sido categorizado posteriormente mediante el módulo RECLASS de IDRISI.

b) Índice de dominancia, $D = [H_{\max} + \sum p_i \cdot \log_2(p_i)] / H_{\max}$, que mide el grado de predominio de una categoría temática sobre las demás en cada cuadrícula UTM. H_{\max} corresponde al valor máximo del índice de Shannon y Weaver, calculado como el \log_2 del número de categorías temáticas. Como en el caso anterior, el resultado ha sido utilizado para la creación de un ráster que se ha reclasificado en categorías.

c) Índices de heterogeneidad a nivel de microescala. Se han escogido dos índices recogidos en el módulo PATTERN de IDRISI: el índice NDC (número de categorías temáticas distintas alrededor de cada píxel en una ventana de 3x3 píxels) y el CYN (número de categorías temáticas distintas de la del píxel central de una ventana de 3x3 píxels). Ambos índices se han calculado para cada píxel de las imágenes Landsat y CORINE y, posteriormente, se han obtenido los valores medios para cada cuadrícula UTM.

La relación entre los diversos rásters de paisaje y la riqueza de especies de aves por cuadrícula UTM se ha estudiado mediante análisis de contingencia, utilizando el paquete estadístico SPSSx. Previamente se han extraído los datos de los rásters a un fichero ASCII, utilizando el módulo CONVERT de IDRISI. Se han construido un total de 20 tablas de contingencia, en las que se han calculado la significación mediante el test de la χ^2 . También se ha aplicado el test V de Cramer, que mide en una escala de 0 a 1 la afinidad entre las variables confrontadas de modo semejante al índice de correlación entre dos variables continuas.



Resultados

El patrón de distribución de la riqueza de especies nidificantes (Fig. 1) tiende a ser relativamente uniforme, si bien se insinúa un área de mayor riqueza de especies que se extiende desde el límite N hasta el S-SE. Las zonas menos ricas en especies se encuentran en el límite oriental y en la mitad occidental del territorio estudiado. Este patrón de distribución aparece más definido para las especies invernantes, que muestran claramente dos máximos relativos de riqueza de especies, uno en la zona sudoriental y otro en el límite norte, ambos conectados por una estrecha franja que cruza en diagonal el territorio estudiado. Los mínimos relativos de las zonas oriental y occidental que aparecían en el caso de las especies nidificantes aparecen aquí mejor definidos.

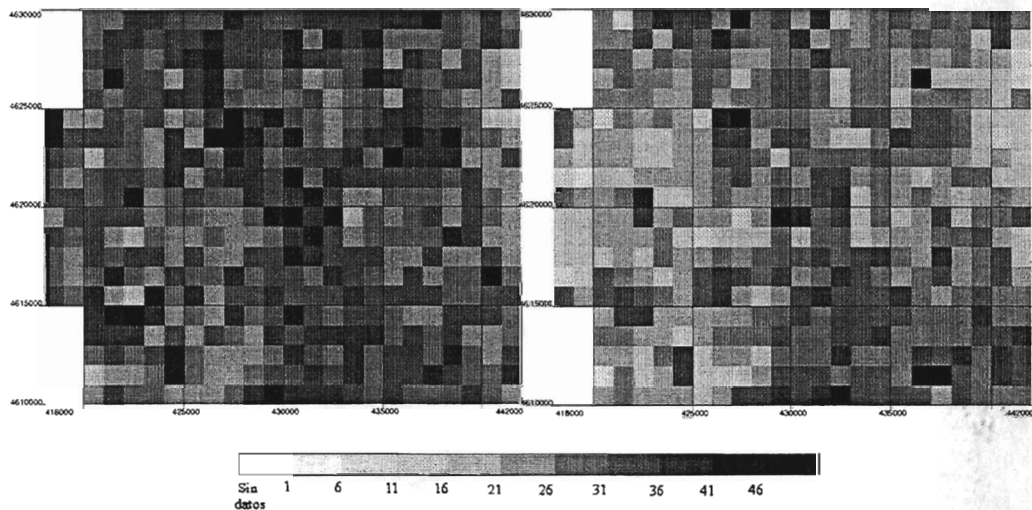


Fig. 1. Número de especies nidificantes (*izquierda*) e invernantes (*derecha*) por cuadrícula UTM de 1x1 km en el territorio estudiado.

La distribución espacial de la diversidad de paisaje muestra un patrón espacial similar tanto para los datos del mapa Landsat como para el CORINE (Fig. 2). En ambos casos se observa un patrón que recuerda al de la riqueza de especies de aves, con valores máximos en el límite norte y en el cuadrante sudoriental y mínimos en el límite oriental y la mitad occidental del territorio. A pesar de las similitudes en el patrón de distribución, los valores de diversidad obtenidos a partir de los datos Landsat y CORINE son notablemente diferentes, probablemente debido a los distintas

resoluciones espacial y temática de las fuentes. En general, los valores de diversidad obtenidos a partir del mapa CORINE son más bajos, debido a que su resolución espacial es 9 veces menor que la del mapa Landsat. La dominancia muestra un patrón de distribución relativamente opuesto al de la diversidad, con máximos en las áreas de menor diversidad de los extremos oriental y occidental y mínimos en el límite N y en la zona sudoriental. La menor resolución espacial de los datos CORINE respecto al mapa Landsat determina la existencia de valores de dominancia en general más extremos debido a que gran parte de los hábitats de pequeñas dimensiones que aparecen recogidos en el mapa Landsat aquí no aparecen.

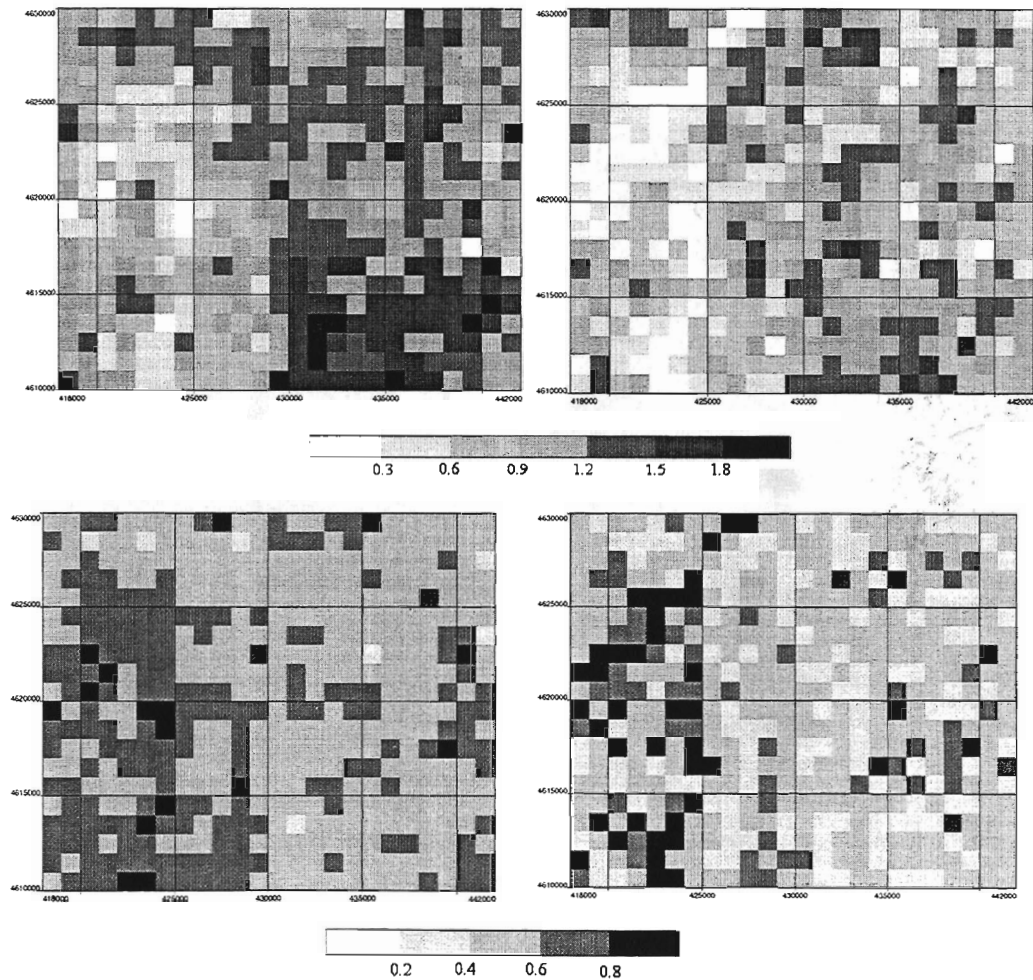


Fig. 2. Distribución espacial de la diversidad (*arriba*) y de la dominancia (*abajo*) de paisaje para los mapas Landsat (*izquierda*) y CORINE (*derecha*). Los valores corresponden a bits/píxel para la diversidad y a proporciones para la dominancia

Los índices de heterogeneidad de paisaje a nivel de microescala vuelven a reproducir a grandes rasgos el mismo patrón espacial que la diversidad (Fig. 3). En general, tanto para el índice NDC como para el CVN los valores más elevados aparecen en el límite N y la zona SE del área de estudio, mientras que los más bajos se concentran en su límite E y su mitad W. Los índices obtenidos a partir de los datos CORINE son en general menores que los calculados a partir del mapa Landsat, debido a la menor resolución espacial de la primera fuente, que impide la detección de gran número de microhábitats.

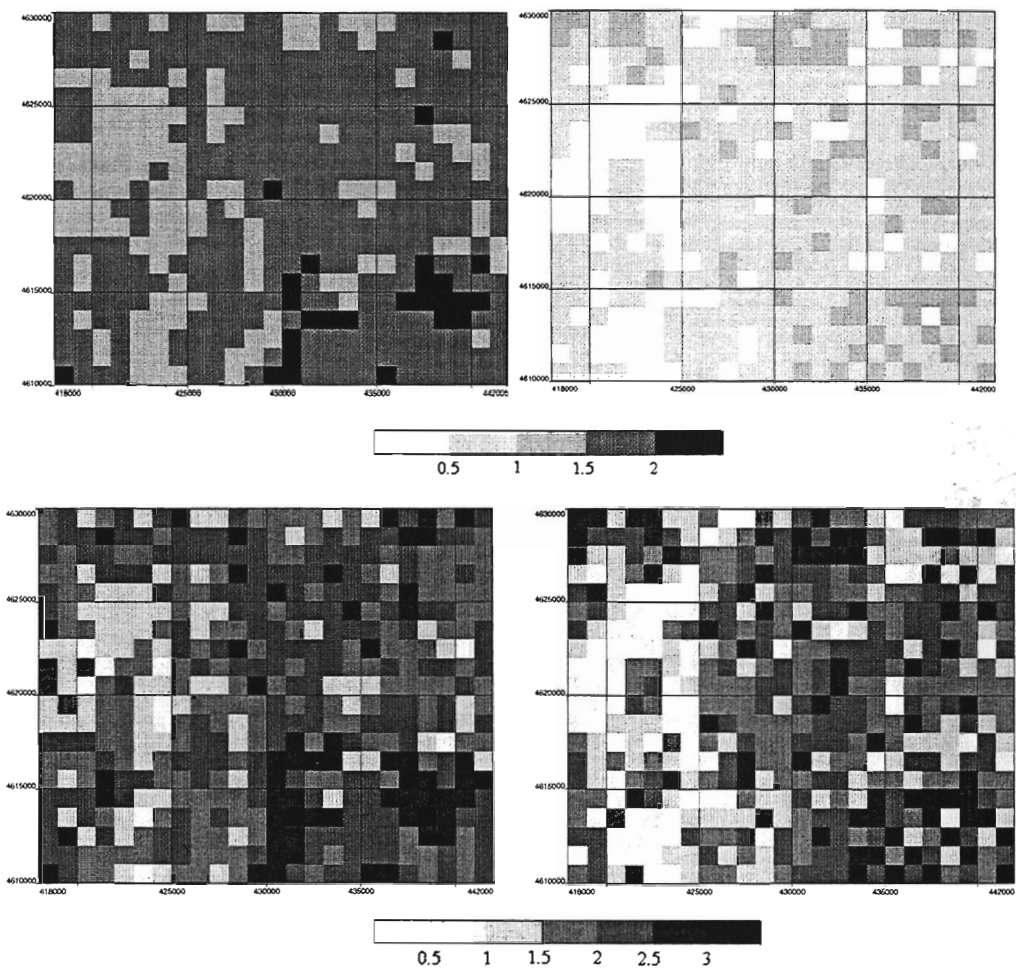


Fig. 3. Distribución espacial del índice NDC (*arriba*) y del CVN (*abajo*) de paisaje para los mapas Landsat (*izquierda*) y CORINE (*derecha*). En ambos casos se muestran los valores medios por cuadrícula UTM de 1x1 km.

El análisis de la contingencia (Tabla 1) indica que la relación entre la riqueza de especies nidificantes y los diversos índices del paisaje es significativa ($P < 0.05$) para el mapa Landsat. La relación no es, sin embargo, muy estrecha ya que los valores de la V de Cramer son en general bajos. Para los datos CORINE, esta relación es aún menos clara, ya que únicamente la diversidad presenta una relación significativa con la riqueza de especies y, además, con muy bajo índice de afinidad. Para las invernantes, la relación entre índices de paisaje y riqueza de especies es más clara, ya que existen relaciones muy significativas entre todos los parámetros tanto para los datos Landsat como para los CORINE (Tabla 1). La afinidad entre variables es también más importante, como indican los mayores valores de la V de Cramer. Como en el caso anterior, las relaciones más estrechas se establecen con los datos Landsat.

Tabla 1. Resultados del test de Pearson y de la V de Cramer obtenidos de las tablas de contingencia elaboradas entre los diversos atributos del paisaje y la riqueza de nidificantes e invernantes. Significación del test de Pearson: *** $P < 0.0001$; ** $P < 0.01$; * $P < 0.05$; ^{ns} no significativo.

	Mapa Landsat		Mapa CORINE	
	Pearson	V de Cramer	Pearson	V de Cramer
Nidificantes				
Diversidad	100.1 ***	0.190	50.5*	0.148
Dominancia	61.8 ***	0.212	17.9 ^{ns}	0.114
NDC	25.4*	0.166	20.4 ^{ns}	0.149
CVN	61.9**	0.164	46.8 ^{ns}	0.130
Invernantes				
Diversidad	152.6***	0.235	93.0***	0.201
Dominancia	70.3***	0.226	49.7**	0.190
NDC	72.2***	0.280	63.0***	0.262
CVN	119.7***	0.228	94.9***	0.185

Discusión

El objetivo de esta comunicación es explorar las posibilidades del uso de índices de paisaje como descriptores de la distribución espacial de la biodiversidad. Se ha constatado una relación significativa entre la estructura del paisaje y la riqueza de

especies de aves, más evidente para el caso de las especies invernantes. A pesar de ello los valores de la V de Cramer nunca han superado el 0.3 y, por tanto, la afinidad entre la riqueza de invernantes y los índices de paisaje no es muy elevada. Ello puede ser en parte resultado de la metodología empleada. En primer lugar, los conjuntos de organismos elegidos (total de nidificantes y de invernantes) son muy heterogéneos respecto a sus exigencias ecológicas. Limitando el estudio a grupos más homogéneos (especies estrictamente forestales, rapaces, vulnerables o en expansión) se podrían obtener relaciones más concluyentes entre la riqueza de especies y la estructura del paisaje.

Por otro lado, la limitación de los datos ornitológicos a un solo valor cada km² ha obligado a calcular los índices de paisaje con este mismo paso de malla. Con ello probablemente se ha tendido a centralizar los valores, como resultado de calcular los índices sobre territorios relativamente grandes.

Cabe también considerar la escasa resolución espacial y temática de los datos de paisaje de los que se partía. Las aves explotan gran cantidad de microhábitats que no pueden ser detectados por el satélite debido a sus reducidas dimensiones o propiedades radiométricas, o bien que no se consideran como categoría temática diferenciada. Pese a ello, una mayor resolución espacial podría dificultar la obtención de resultados al aumentar el ruido de fondo debido a una mayor detección de microhábitats. Así, las diferencias entre los resultados relativos a las especies nidificantes y a las invernantes son más claras para los datos CORINE, de menor resolución espacial, que para los Landsat.

A pesar de sus limitaciones, los resultados pueden ser de interés en la conservación de los valores naturales en áreas perimetropolitanas. La riqueza de especies, sobre todo de invernantes, aumenta con la diversidad del paisaje, debido en parte a la existencia de hábitats abiertos que albergan a gran número especies no forestales. Por otra parte, durante los meses invernales gran número de especies efectúan pequeñas migraciones desde las áreas forestales próximas, con menor disponibilidad de alimento, e incluso desde latitudes muy superiores hasta estos enclaves agrícolas. Todo ello favorece el mantenimiento de una elevada diversidad ornítica que confiere a estos paisajes un gran valor ecológico.

Curiosamente, las áreas protegidas no se sitúan en las áreas agrícolas, sino en espacios marcadamente forestales y con una riqueza de especies mucho menor. No hay que menospreciar el papel de estas áreas en el funcionamiento ecológico del territorio, ya

que acostumbran a albergar las mayores densidades de aves (en términos de individuos) y las especies más raras o vulnerables. Conviene, pues, tender hacia un modelo de conservación que integre tanto las zonas de elevado valor natural como el resto del territorio que, a pesar de no contar con especies particularmente interesantes, participa en el mantenimiento de la biodiversidad a escala regional.

Agradecimientos

La realización de este trabajo ha sido posible gracias a un convenio firmado entre el Servei d'Acció Territorial de la Diputació de Barcelona y el CREAM.

Referencias

- ARONSON, J. & LE FLOC'H, E. (1996). Vital landscape attributes: missing tools for restoration ecology. *Restoration Ecology* 4: 377-387.
- COLVILLE, D. (1995). Ecological landscape analysis using GIS. *In* Landscape ecology in land use planning. Methods and practice. Domon, G. & Falardeau, J. (eds.). Canadian Society for Landscape Ecology and Management. Polyscience Publications Inc. Morin Heights (Canadá).
- FORMAN, R. T. T. (1995). Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology* 10: 133-142.
- FORMAN, R. T. T. (1997). Land mosaics. The ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, Cambridge.
- FORMAN, R. T. T. & GODRON, M. (1986). Landscape ecology. John Wiley & Sons, New York.
- FRY, G.L.A. (1996). A landscape perspective of biodiversity; indices, models and planning. *In* The Spatial dynamics of biodiversity. Proceedings of the Fifth IALE (UK) Conference, Striling, 3-13.
- HAINES-YOUNG, R.; GREEN, D. R. & COUSINS, S. (1993). Landscape ecology and spatial information systems. *In*: Landscape ecology and GIS. Haines-Young, R.; Green, D. R. & Cousins, S. (eds.). Taylor & Francis, London.
- PONS, X. (1997). Els sistemes d'informació geogràfica: la nova carta. *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural*, 64:37-52.
- TURNER, M. G. & GARDNER, R. H. (1993). Quantitative methods in landscape ecology: An Introduction. *In*: Quantitative methods in landscape ecology. Turner, M. G. & Gardner, R. H. (eds.). Springer-Verlag, New York.