

CARTOGRAFÍA Y ANÁLISIS ESPACIAL DE LA DIVERSIDAD DEL PAISAJE VEGETAL DE LA MONTAÑA RIOJANA Y SU PAPEL COMO HERRAMIENTA DE GESTIÓN*.

D. NOGUÉS BRAVO¹

F. PÉREZ CABELLO²

RESUMEN:

La espacialización de la diversidad paisajística detenta valores relacionados con la propia capacidad sintética de la cartografía y con su implementación en procesos de modelización de la distribución espacial de la biodiversidad o alteraciones como los incendios. El presente trabajo tiene por objeto obtener una cartografía de diversos índices de diversidad, altamente correlacionados, y su síntesis mediante análisis factorial en el LIC "Sierras de la Demanda, Urbión, Cebollera y Cameros" (La Rioja). Además, se determina el papel de diversificación-homogeneización paisajística de cada tipo de cobertura vegetal. Los resultados han mostrado la alta correlación de los índices calculados y la capacidad sintética del ACP (Análisis de Componentes Principales) así como el papel diversificador de determinados tipos de vegetación. Los mapas obtenidos y la clasificación de los tipos de vegetación en función de su grado diversificador podrán servir como herramientas de ayuda a la gestión.

Palabras clave: Diversidad paisajística, índices diversidad, SIG, ACPI, elementos matriz, elementos diversificadores, herramientas de apoyo a la gestión

Landscape diversity spatialization has values related to the inherent synthetic capacity of cartography and its implementation on modeling processes as biodiversity spatial patterns or disturbance regimes, fire. The aim of this study is to obtain maps of different diversity indexes, highly correlated, and their simplification using PCA (Principal Component Analysis). Also, the capacity of each type of vegetation to introduce landscape diversity have been measured. Results have shown highly correlations between indexes and synthetic capacity of PCA. Elements that produce landscape diversity have been identified. In this way, the maps obtained and the classification of vegetation in relation to its landscape diversification effect could improve landscape management strategies.

* Registrado el 24 de octubre de 2002. Aprobado el 13 de enero de 2003.

1. Instituto Pirenaico de Ecología – CSIC Apartado correos 202, 50080 Zaragoza

2. Dpto. Geografía y O.T. Facultad de Filosofía y Letras. Universidad de Zaragoza Campus Plaza San Francisco, 50009 – Zaragoza.

Keywords: Landscape diversity, diversity indexes, GIS, PCA, matrix elements, diversification elements, assessment management tools.

0. INTRODUCCIÓN

La diversidad biológica contiene una serie de valores ecológicos, éticos, estéticos y económicos, tanto directos como indirectos (Perrings, 1995) que la conforman como elemento esencial en el desarrollo sostenible de nuestras sociedades. Sin embargo, la continuada presión humana sobre los recursos naturales del planeta está alterando los hábitat (Hannah y Bowles, 1995) y favoreciendo la extinción en masa de un gran número de especies (Myers, 1979; Wilson, 1985). En este contexto, la conservación de la biodiversidad ha sido un referente en las políticas medioambientales desde lo global a lo local, que ha tenido su máximo exponente en la Cumbre de Río de 1992, y una de sus prioridades ha sido y es el desarrollo del conocimiento científico en relación con las causas y factores que operan en el mantenimiento y protección de la biodiversidad, con el fin de mejorar los planes y herramientas de gestión y planificación ambiental.

La biodiversidad¹ ha sido generalmente comprendida como la síntesis de tres niveles diferentes (Wilson, 1992): diversidad genética, diversidad de especies y diversidad de ecosistemas. Del mantenimiento y protección de éstos últimos depende en gran parte la supervivencia de los dos niveles anteriores (Doherty et al., 2000).

En la actualidad, distintos organismos y entes públicos están implicados en la delimitación y constitución de una red europea destinada a la conservación de los hábitat naturales y de la flora y fauna silvestre, siguiendo la directiva europea 92/43 de 21 de Mayo. Para tal fin y a nivel nacional se ha llevado a cabo el “Inventario Nacional de Hábitat y Taxones”, que se ha constituido en el documento base para la creación de una lista de Lugares de Interés Comunitario, que tiene por fin proteger los elementos naturales que conforman la diversidad ambiental de un territorio. La Rioja, por diversas influencias climáticas y por la complejidad de su relieve se constituye como un área de ambientes muy diversos y es por ello que un 30% de su superficie está cubierta por hábitat naturales de interés comunitario, estando presentes 49 de los 104 existentes en la Región Mediterránea de España. En los países de tradición mediterránea, por influencias de diversa índole, pero principalmente por lo cultural (Cody, 1986) la diversidad paisajística es uno de las principales causas directoras de la biodiversidad de especies (Atuari y Lucio, 2001).

La espacialización y medición de la ecodiversidad (Wickham y Norton, 1994), como estadio inicial de diversos análisis científicos, se ha acelerado y mejorado en los últimos años gracias al desarrollo de las nuevas tecnologías de la información geográfica, teledetección y sistemas de información geográfica (Haines-Young, 1993; Burrough y MacDonell, 1998), así como a la consolidación del marco teórico y metodológico relativo a las influencias operativas de la ecodiversidad sobre la diversidad de especies (Legendre y Legendre, 1998; Mazerolle y Villard, 1999;

1. Entendida como la variedad de organismos vivos de cualquier fuente, tanto los ecosistemas terrestres y marinos y otros ecosistemas acuáticos así como los complejos ecológicos de los que forman parte.

Guisan y Zimmermann, 2000). Para la medición de la diversidad de paisajes, hábitat, ecosistemas o unidades ambientales realizadas *ad hoc* se han propuesto una multiplicidad de índices (Turner, 1991), la mayoría de ellos correlacionados (Cain et al., 1997; Ritters et al., 1995), pero que suelen tener en cuenta, por norma general, el número de clases diferentes y la equitatividad de su reparto. En este contexto, la obtención de valores espacialmente distribuidos de diversas características de la ecodiversidad se convierte en elemento esencial en el estudio de las causas directoras del desigual reparto del número de especies animales y de flora sobre el territorio y por ende, en elemento necesario para la mejora de las políticas e instrumentos de planificación.

Es por ello que el presente trabajo se propone la obtención de una cartografía sintética, utilizando la técnica del análisis factorial, de la diversidad paisajística de uno de los LICs presentes en Comunidad Autónoma de La Rioja: Demanda, Urbión, Cebollera y Cameros, además de identificar los tipos de vegetación que desempeñan un papel de matriz paisajística, los de mayor extensión y compacidad, y aquellos que introducen diversidad en el sistema "paisaje vegetal". Para tal fin, se utiliza un Sistema de Información Geográfica compuesto por la cartografía digital de distribución de la vegetación en la zona de estudio y una herramienta de análisis espacial integrada en *GRASS* y centrada en el análisis de la estructura del paisaje, *r.le Programs* (Baker, 1992; Baker, 2001). Con todo ello se pretende, por un lado, aportar el valor de la cartografía *per se* como instrumento de análisis y síntesis de un fenómeno de índole espacial. Por otro lado, la identificación de los tipos de vegetación que introducen diversidad en el sistema "paisaje vegetal" y que por lo tanto han de ser considerados en las estrategias de gestión de la ecodiversidad.

1. ÁREA DE ESTUDIO

El LIC de las sierras de la Demanda, Urbión, Cebollera y Cameros abarca una superficie de 138.700 ha y comprende 44 términos municipales, situándose en su totalidad en la vertiente norte del Sistema Ibérico occidental (figura 1). Su línea de

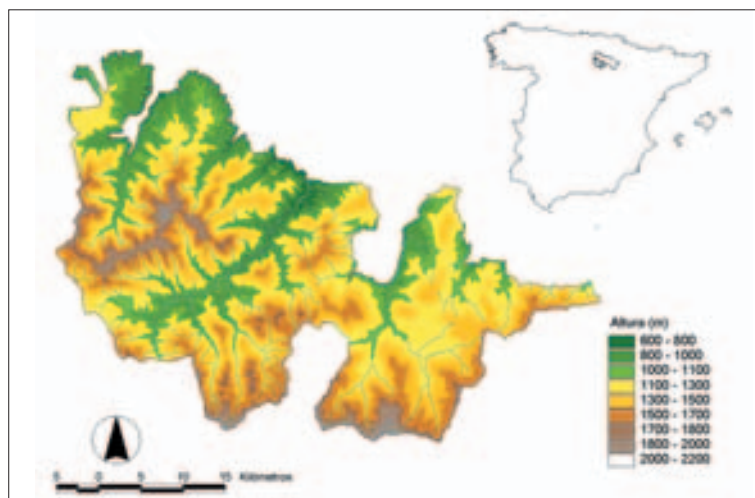


Figura 1. Mapa de localización

cumbres alcanza su máximo valor en la Sierra de la Demanda, superando los 2000 m.s.n.m y descendiendo en altitud hacia el Este. Están formadas por materiales paleozoicos (cuarcitas, pizarras y esquistos) y mesozoicos (arenas, arcillas, cuarzoarenitas y calizas). En este área es posible encontrar una gradación climática clara en función de la altitud y de la posición geográfica, ya que existe un cambio desde la tendencia oceánica de la zona más occidental (Sierra de la Demanda), donde precipitan más de 1000 mm al año con una temperatura media de 9.8°C, hacia un progresivo descenso de la precipitación y aumento de la temperatura hacia el Este. En este contexto geográfico aparecen los hayedos (*Fagus sylvatica*); y los robledales (*Quercus pyrenaica*) en las laderas más cálidas, además de pináceas como el pino silvestre (*Pinus sylvestris*) e incluso pino negro (*Pinus uncinata*). Además de éstos hábitat forestales se encuentran la mayoría de los hábitat de matorral y herbáceos propios de los pisos supramediterráneo y oromediterráneo del Sistema Ibérico.

Tal diversidad de factores hace que podamos encontrar, dentro del Inventario Nacional de Hábitat y Táxones, 24 hábitat (4 de ellos prioritarios), mientras que en el catálogo de espacios del Plan Especial de Protección de Medio Ambiente de La Rioja aparece una nutrida representación de áreas de interés (Áreas de Vegetación Singular, Riberas de Interés Recreativo, Áreas de Protección de Cumbres, etc.).

2. METODOLOGÍA

2.1. Datos

Para la realización de los cálculos de la diversidad espacial de las distintas especies vegetales, tanto arbóreas como de matorral, se han utilizado las bases cartográficas generadas por el Servicio de Montes de la Dirección General de Medio Natural de La Rioja; información geográfica pública y gratuita propiedad del Gobierno de La Rioja (<http://www.larioja.org/sig>, Dirección General del Medio Natural. © 2002 Gobierno de La Rioja). Entre la información relativa a las especies arbustivas y la referida a las arbóreas se han establecido 34 tipos de vegetación (tabla 2).

2.2. Métodos

Para la obtención de nueva cartografía de diversidad paisajística se ha utilizado GRASS y el módulo *r.le* porque ofrece la posibilidad, respecto a otras aplicaciones como *Fragstats* (Mcgarigal y Marks, 1994) o *Patch Análisis* (Elkie et al., 1999) de obtener nuevos mapas en los que cada píxel presente el valor del índice de diversidad calculado en un entorno de distancia elegido: sistema de ventanas móviles (Baker, 2001). Los índices calculados, cuatro de diversidad y cinco de textura, más uno que mide el número de fronteras entre los distintos tipos de vegetación, han sido:

2.2.1. *Riqueza de usos*: número de usos.

2.2.2. *Índice de Shannon (H')*:

$$H' = -\sum_{i=1}^m p_i * \ln(p_i).$$

Donde p_i es la fracción del área de muestreo ocupada por el uso i , y m es el número de atributos en el área de muestreo (Shannon y Weaver, 1962).

2.2.3. Dominancia:

$$D = \ln(n) - H'$$

donde n es el número de atributos en el área de muestreo (O'Neill et al., 1988).

2.2.4. Índice Inverso de Simpson (1/S):

$$1/S = 1 / \sum_{i=1}^m p_i^2$$

donde p_i es la fracción del área ocupada por el uso del suelo i , y m es el número total de usos dentro del área de muestreo.

En los índices de textura aquí presentes P_{ij} es la fracción del número total de adyacencias que son representadas por la adyacencia del uso de suelo i al uso de suelo j .

2.2.5. Contagion.

$$C = 2\ln(m) - ENT$$

Es una modificación del índice de entropía, donde m es el número total de usos dentro del área de muestreo (Li y Reynolds, 1994).

2.2.6. Angular Second Moment

$$ASM = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^m (P_{ij})^2$$

Es una medida de la uniformidad textural (Haralick, 1979).

2.2.7. Inverse Difference Moment

$$IDM = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^m \frac{1}{1 + (i - j)^2} P_{ij}$$

Combina las informaciones de ASM y contraste (Haralick, 1979).

2.2.8. Entropía

$$ENT = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^m P_{ij} * \ln(P_{ij})$$

La entropía mide el grado de orden/desorden de la información dentro de un sistema. Mayores valores de entropía indican mayor desorden, diversidad, del sistema (O'Neill et al., 1988; Turner et al., 1989).

2.2.9. Contraste

$$CON = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^m [(i - j)^2 * P_{ij}]$$

Es una medición de la variación del paisaje.

La obtención de cartografía de síntesis se ha basado en un análisis factorial, capaz de concentrar la varianza total de todas las variables en unos pocos factores, lo que lo convierte en elemento fundamental en los procesos de síntesis de infor-

mación numérica (Cressie, 1993). Se ha optado por un análisis de componentes principales (ACP) como método de extracción, aplicando una rotación *Varimax*. Previamente, se utiliza un análisis de correlaciones bivariadas entre las variables que muestra el elevado grado de similitud de todos los índices y que justifica el uso de la técnica factorial. Los análisis se han llevado a cabo seleccionando de forma aleatoria aproximadamente el 10% de los píxeles de cada una de las coberturas ráster.

El establecimiento de grupos que diferencien elementos diversificadores y matriciales del paisaje se ha realizado mediante un análisis cluster, utilizando como variables clasificadoras los valores medios del índice de Shannon y el área de cada tipo de vegetación para tener en cuenta el grado de representación dentro del área de estudio. Se ha elegido el índice de Diversidad de Shannon por su larga tradición en estudios ecológicos y por tener un significado más comprensible que las componentes. Los valores de los centroides de los grupos resultantes del análisis de conglomerados han sido sometidos a una ANOVA para comprobar que las diferencias entre ellos son estadísticamente significativas.

3. RESULTADOS

3.1. Mediciones de la diversidad

Utilizando el sistema de ventanas móviles se ha obtenido una cartografía de la diversidad de especies arbóreas y de matorral del LIC de las sierras ibéricas occidentales de la Rioja (fig. 2), obteniendo un nuevo mapa para cada índice. Éstos presentan sus valores más altos, en la mayoría de ellos, en zonas como la cabecera de la cuenca del Oja, en la que encontramos un mosaico de matorrales como los brezales de montaña (*Erica australis* spp. *aragonensis*) o escobonales (*Genista florida*, *Cytisus scoparius*) junto a hayedos (*Fagus sylvatica*), pinares de pino silvestre (*Pinus sylvestris*) o manchas de fresno (*Fraxinus* sp.) y nogal (*Juglans regia*), así como en la mayoría de las áreas próximas a sus afluentes. Otra área de elevados valores de ecodiversidad se sitúa en los primeros tramos de la cuenca del río Cardenas, en la que junto a una matriz de hayedos se encuentran repetidas manchas de escobonales, brezales de montaña, abetos (*Abies alba*) y pinos de Oregón (*Pseudotsuga menziesii*). Otros espacios diversos son las cuencas del arroyo Regadillo, la del río Roñas o la del río Rabanera.

3.2. Cartografía de síntesis

Los diez mapas presentan elevados valores de correlación (Tabla 1) lo que hace necesario un análisis factorial que sintetice toda su variabilidad en unos pocos factores. Del análisis de componentes principales ha resultado que los dos primeros factores resumen el 87.24% de la varianza total (tabla 3). El primer factor agrupa a todos los índices excepto al índice de contagio y al de dominancia (tabla 4), que aparecen como los que configuran el segundo de los componentes (fig. 3).

Una vez calculada la matriz de coeficientes para el cálculo de las puntuaciones en las dos componentes se obtienen los mapas síntesis resultado de la técnica factorial. La primera componente (fig. 4) muestra un patrón espacial muy similar a los

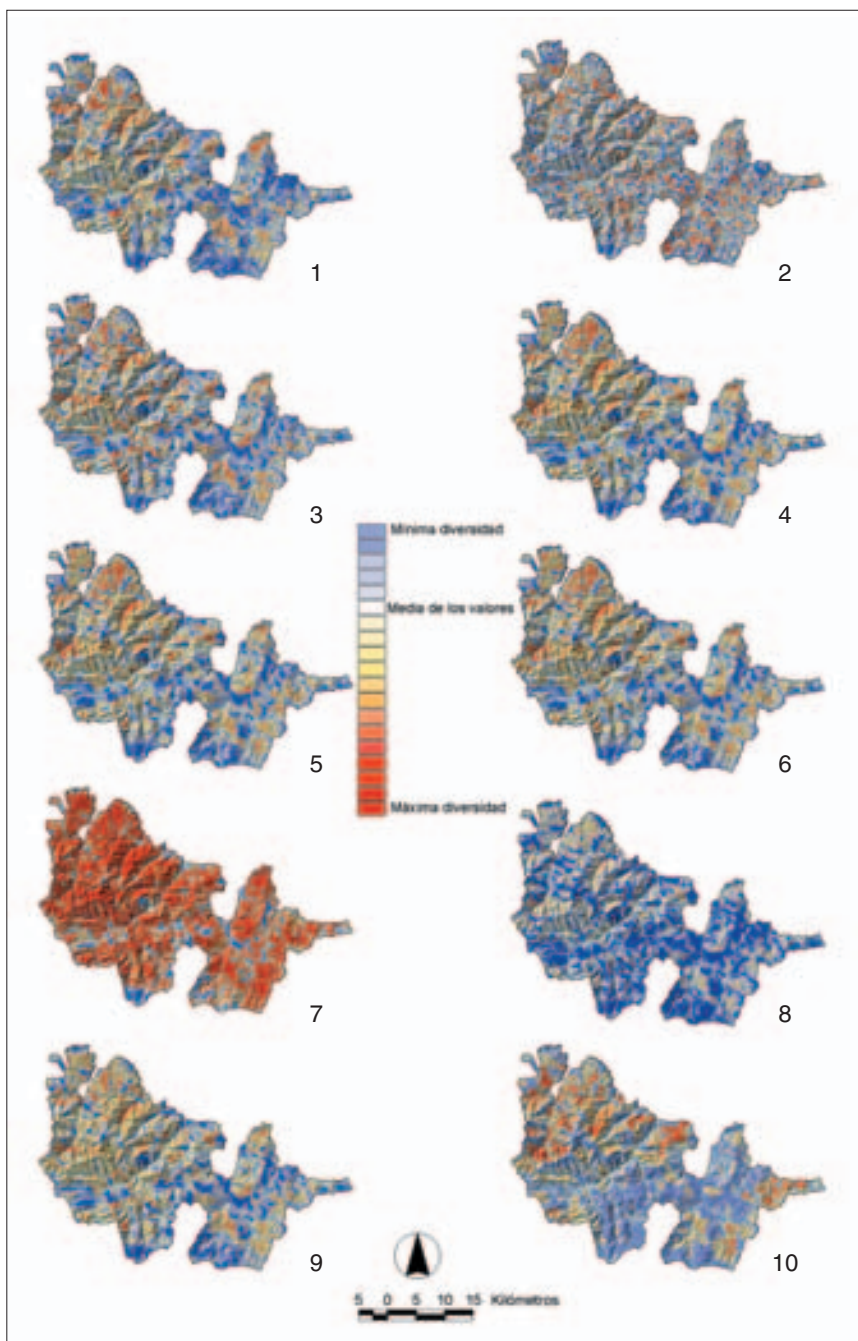


Figura 2. Mapa de las variables de diversidad y textura paisajística calculados. / 1- Riqueza específica; 2- Dominancia; 3- Shanon; 4- Simpson; 5- Fronteras; 6- Contraste; 7- ASM; 8- IDM; 9- Entropía; 10- Contagio.

TABLA 1. GRADO DE SIMILITUD DE LOS ÍNDICES DE DIVERSIDAD PAISAJÍSTICA

	Riqueza	Shannon	Dominancia	Simpson	Ecotonos	Contagio	ASM	IDM	Entropía	Contraste
Riqueza	1.00	0.78	0.32	0.66	0.66	0.54	-0.61	-0.64	0.76	0.42
Shannon	0.78	1.00	-0.28	0.94	0.83	-0.02	-0.94	-0.84	0.99	0.50
Dominancia	0.32	-0.28	1.00	-0.42	-0.19	0.94	0.38	0.23	-0.29	-0.10
Simpson	0.66	0.94	-0.42	1.00	0.76	-0.18	-0.86	-0.78	0.93	0.45
Ecotonos	0.66	0.83	-0.19	0.76	1.00	-0.07	-0.85	-0.95	0.89	0.62
Contagio	0.54	-0.02	0.94	-0.18	-0.07	1.00	0.17	0.11	-0.06	-0.04
ASM	-0.61	-0.94	0.38	-0.86	-0.85	0.17	1.00	0.88	-0.96	-0.53
IDM	-0.64	-0.84	0.23	-0.78	-0.95	0.11	0.88	1.00	-0.91	-0.68
Entropía	0.76	0.99	-0.29	0.93	0.89	-0.06	-0.96	-0.91	1.00	0.56
Contraste	0.42	0.50	-0.10	0.45	0.62	-0.04	-0.53	-0.68	0.56	1.00

Coefficientes de correlación de Pearson. Subrayadas aparecen aquellas correlaciones no significativas

TABLA 2.
ÁREA, DIVERSIDAD SEGÚN SHANNON Y GRUPO DE
PERTENENCIA DE CADA TIPO DE VEGETACIÓN

Vegetación	Hectáreas	Shannon	Grupo
Aulagar	12083	0.7705	4
Bujedo	602	0.6626	2
Escobonal	16646	0.9880	4
Prebrezal	789	1.1484	2
Estepar	3533	0.7764	4
Espinar	883	1.1553	2
Brezal de montaña	12341	1.0556	4
Biercolar	5912	0.6955	4
Enebral	1120	0.9766	2
Prados de siega	3702	0.9780	4
Pino silvestre	19412	0.8854	4
Pino uncinata	1798	1.1145	2
Pino halepensis	14	1.5770	1
Pino laricio	158	1.4554	1
Abeto rojo	39	1.4759	1
Seudotsuga	1068	1.3332	2
Alerce	93	1.4598	1
Roble	278	1.2176	2
Rebollo	20218	0.8515	4
Quejigo	2653	0.9974	2
Encina	4102	1.0893	4
Mezcla árboles ribera	440	1.1345	2
Chopo Temblón	5	1.2371	3
Fresno	1314	1.2675	2
Chopo	192	1.0917	1
Acebo	267	1.1072	2
Haya	21287	1.0135	4
Abedul	58	1.1208	1
Avellano	638	1.2865	2
Nogal	3	1.5298	3
Arce	449	1.1883	2
Tilo	1	0.7473	3
Serbal	135	1.1816	1
Prunus	94	1.1815	1

TABLA 3.
RESULTADO DEL ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES DE LOS ÍNDICES DE DIVERSIDAD

Factor	Total	% de la varianza	% acumulado
1.00	6.45	64.52	64.52
2.00	2.27	22.72	87.24
3.00	0.74	7.44	94.68
4.00	0.29	2.94	97.62
5.00	0.13	1.27	98.89
6.00	0.05	0.48	99.38
7.00	0.04	0.40	99.78
8.00	0.01	0.13	99.91
9.00	0.01	0.09	100.00
10.00	0.00	0.00	100.00

Se han seleccionado los dos primeros factores como síntesis de la diversidad paisajística.

TABLA 4.
MATRIZ DE COMPONENTES ROTADOS DEL ACP

	1	2
Riqueza específica	0.78	0.55
Shannon	0.96	-0.03
Dominancia	-0.22	0.96
Simpson	0.90	-0.19
Edge	0.92	-0.02
Contagio	-0.01	0.99
ASM	-0.93	0.18
IDM	-0.93	0.07
Entropía	0.98	-0.05
Contraste	0.64	0.004

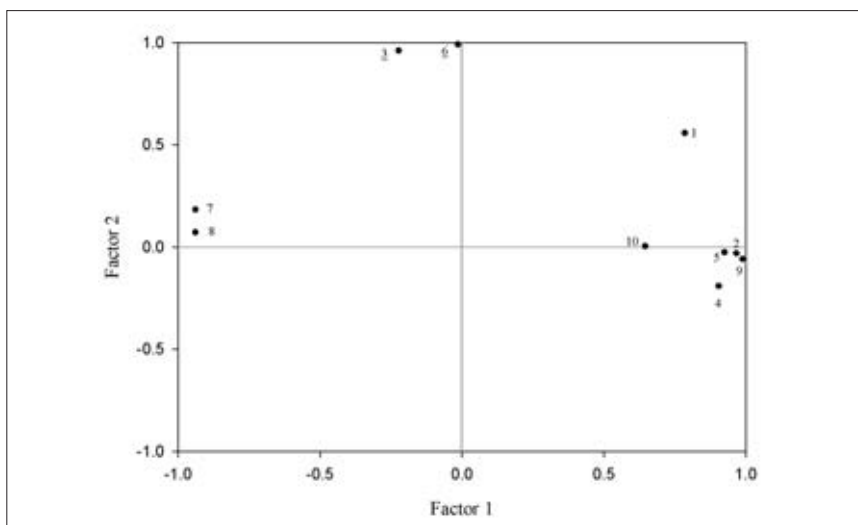


Figura 3. Gráfico de componentes en espacio rotado. / Leyenda: 1 - Riqueza; 2 - Shanon; 3 - Dominancia; 4 - Simpson; 5 - Ecotonos; 6 - Contagio; 7 - ASM; 8 - IDM; 9 - Entropía; 10 - Contraste. Sin subrayar están las variables que conforman el factor 1 y viceversa.

índices de riqueza específica, Shannon, Simpson, ASM, IDM, entropía, contraste y número de fronteras y, por lo tanto, la distribución de las áreas de mayor diversidad es similar a lo comentado con anterioridad respecto al patrón de distribución del índice de Shannon. La segunda componente, contagio y dominancia, (fig. 5) muestra sus valores más elevados en aquellas zonas de cambio entre áreas de elevada y reducida diversidad.

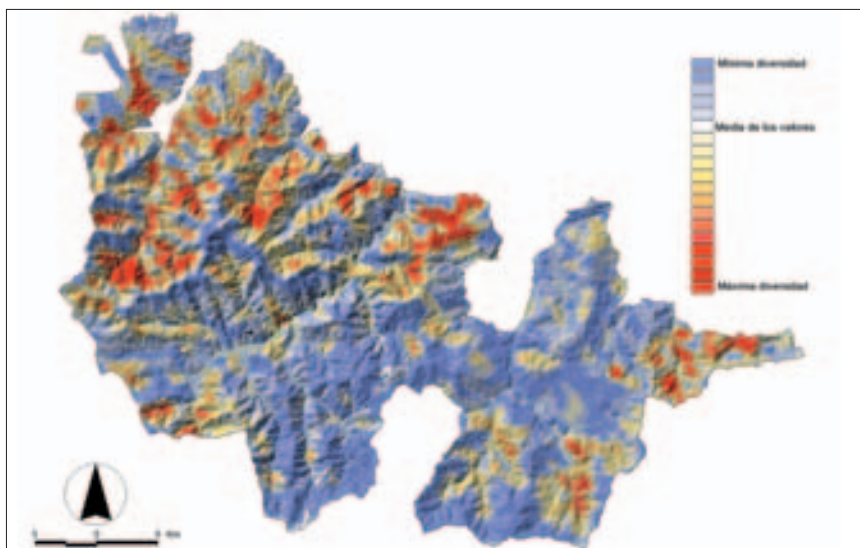


Figura 4. Mapa del factor 1 del ACP.

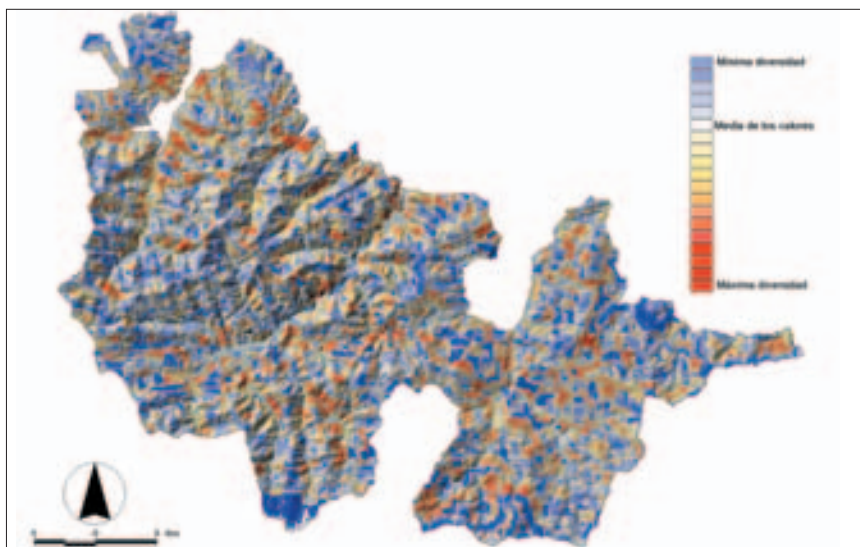


Figura 5. Mapa del factor 2 del ACP.

3.3. Determinación de los elementos matriz y diversificadores

El cálculo de los valores medios del índice de Shannon para cada uno de los tipos de vegetación establecidos muestra como el pino carrasco (*Pinus halepensis*), el nogal, el abeto rojo, el alerce (*Larix sp.*), el pino laricio (*Pinus nigra*), el pino de Oregón, el avellano (*Corylus avellana*), el fresno, el chopo temblón (*Populus tremula*) o el roble (*Quercus petraea*) son los que presentan los mayores valores de diversidad, mientras que en el extremo contrario se sitúan el boj (*Buxus sempervirens*), el hierbolar (*Calluna vulgaris*), el tilo (*Tilia sp.*), el aulagar (*Genista scorpius*), el estepar (*Cistus laurifolius*), el rebollo (*Quercus pyrenaica*), el pino silvestre o el enebro (*Juniperus communis*) (tabla 2).

Una vez realizado el análisis cluster, teniendo en cuenta la diversidad según Shannon y el área de cada tipo de vegetación, hemos obtenido cuatro grupos diferenciados (fig. 6). Las diferencias entre los grupos han sido estadísticamente válidas: 0.005 de significación intergrupos en el análisis ANOVA. El grupo uno (tabla 2) está formado por aquellos tipos de vegetación con los valores más elevados de diversidad. Su valor medio de diversidad es de 1.31 y su área media de 98 hectáreas. A él pertenecen tipos de vegetación como el pino carrasco, el abeto rojo, el alerce o el pino laricio (*Pinus nigra*).

El grupo dos presenta un valor medio de Shannon de 1.12 y un área media de 946 ha. Es, por lo tanto, un grupo con un valor de diversidad media inferior al grupo anterior y con una presencia territorial mayor. En este grupo se encuentran el pino de Oregón, el fresno, el roble, el pino negro o el quejigo.

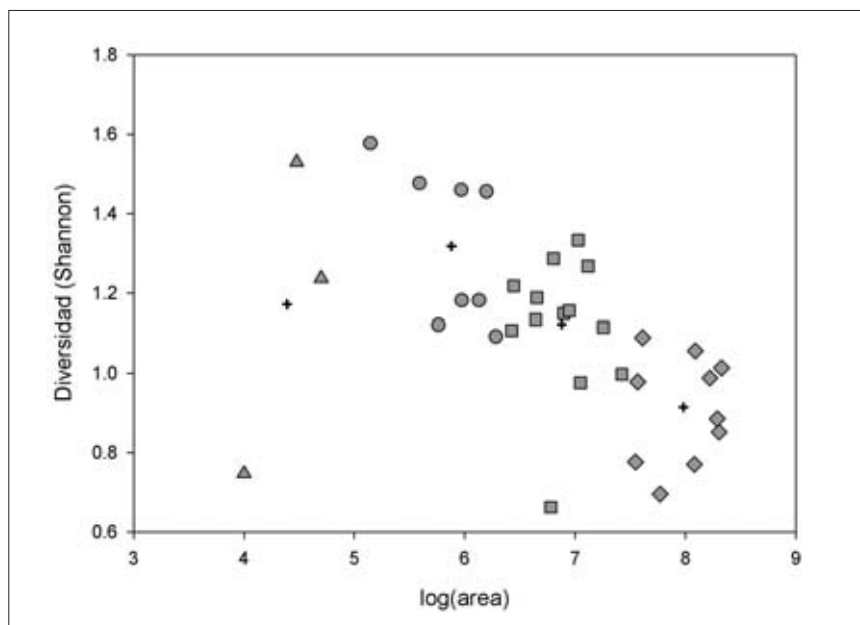


Figura 6. Tipos de vegetación agrupados en función de su papel como elementos matriz o diversificadores. Círculos: grupo 1. Cuadrados: grupo 2. Triángulos: grupo 3. Rombos: grupo 4.

TABLA 5. VALORES DE LOS CENTROS DE LOS CONGLOMERADOS FINALES

Grupo	Conglomerado			
	1	2	3	4
Shannon	1.32	1.12	1.17	0.91
Área	98	946	3	11923

El grupo tres es el más reducido en cuanto al número de componentes, únicamente tres: chopo temblón, tilo y nogal. Aunque su valor de diversidad es elevado (1.17), lo que lo sitúa en el segundo lugar de los cuatro grupos, su escasa representatividad territorial (3 ha de media) hace de éste un grupo marginal y de menor importancia en lo relativo a la gestión territorial de la ecodiversidad.

El grupo cuatro presenta el menor de los índices de diversidad, únicamente el 0.91 en el índice de Shannon, y el mayor área media, 11.923 hectáreas. A este grupo pertenecen los rebollares, hayedos, brezales de montaña o escobonales.

4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

El estudio de las relaciones entre los procesos ecológicos, sucesión vegetal, biodiversidad, o los procesos de propagación de las diversas alteraciones, erosión, incendios, y los patrones espaciales ha sido una de las constantes en la ciencia ecológica (Huffaker, 1958; Naveh, 1984; Forman, 1995a). Los profundos cambios que las actividades de origen humano han producido en el sistema natural, principalmente a partir del siglo XX, han implicado nuevos desafíos en la investigación ecológica, ya que ha tenido que adaptar sus marcos conceptuales y metodológicos a problemas que se producen a nuevas escalas temporales y espaciales (cambio climático, deforestación extensiva, etc). Es por ello que se ha hecho necesario la adecuación de los métodos y herramientas que relacionan los patrones espaciales y los procesos ecológicos, como pueden ser la teoría fractal aplicada a la ecología de paisaje (Mandelbrot, 1982; Leduc et al., 1994; Li, 2000), la teledetección o los Sistemas de Información Geográfica. En este contexto, el presente trabajo aporta una cartografía de varios índices de diversidad en el LIC de las Sierras Ibéricas de La Rioja con el objeto de que puedan ser utilizadas en posteriores estudios y procesos de modelización. Todos ellos miden la disposición espacial de los polígonos de vegetación y, por ende, el grado de homogeneidad-diversidad de la cobertura vegetal.

El más clásico de todos ellos, el índice de Diversidad de Shannon, ha diferenciado unas áreas de otras en función de su grado de diversidad. Así, mosaicos de vegetación como los situados en las cabeceras del río Oja o del río Cárdenas muestran valores elevados de esta variable en contraposición a extensiones de vegetación mucho más homogéneas como los biercolares o brezales de montaña en los Picos de Urbión, los rebollares de Laguna de Cameros o los estepares y extensiones de pino silvestre de la cabecera del arroyo de la Cañada Ancha en el municipio de Lumbreras, por poner un ejemplo.

Debido al fuerte grado de correlación de los índices de diversidad se ha considerado la utilización de la técnica del análisis factorial para evitar redundancia de información. Trabajos previamente citados ya habían mostrado la autocorrelación

de la mayoría de los índices que se habían desarrollado para medir la diversidad de cualquier sistema y la utilidad del análisis factorial para sintetizarla.

En nuestro caso, la tabla de correlaciones mostraba esta situación y el Análisis de Componentes Principales ha resumido en sólo dos componentes una gran parte de la varianza de información de los diez índices calculados (87%). Las características de cada uno de estos dos muestra, por un lado, un primer factor que expresa, lo que en términos de la teoría de la información (Margalef, 1958) sería desorden de la información en el sistema, multiplicidad tanto en el número de tipos de coberturas vegetales como en la equitatividad de la abundancia relativa de las mismas. Por otro lado, el segundo factor está dominado por los índices de dominancia, mide el grado de dominancia de un uso sobre los demás, y de contagio, mide el grado de agrupación de los diferentes usos.

La obtención de los patrones espaciales de la estructura del paisaje se justifica por la necesidad de entender las relaciones entre patrones espaciales y procesos ecológicos. Numerosos estudios han sido desarrollados en los campos de la modelización de la distribución espacial de la biodiversidad, número de especies (Bhönning-Gaese, 1997; Burbidge, 1997; Lobo, 2001, Lobo, 2002; Lindenmayer et. al, 2002), cartografía del riesgo de propagación y seguimiento de los efectos del fuego (Chuvienco, 1996; 1999) o con fines de gestión ambiental (Opdam, 2002; Pino, 2000). En el presente trabajo se han establecido una serie de grupos en función de su capacidad de diversificar el paisaje. El primero de los grupos es el que presenta la mayor media de diversidad, aunque su representación espacial es aproximadamente de sólo 790 ha (0.6 % de la superficie total). Está compuesto por diferentes pináceas, chopos, alerce y serbales (*Sorbus sp.*) o abedules (*Betula pendula*, *Betula pubescens*) (tabla 3). Los abedules, por ejemplo, suelen aparecer diversificando extensiones de hayedos, rebollares y pinos silvestres, mientras que los serbales de aulagares, hiercolares y rebollares. Este grupo, por el elevado valor medio del Índice de Shannon ha de ser considerado como diversificador del paisaje vegetal. El segundo de los grupos está caracterizado por presentar unos valores de diversidad menores a los del primero, pero con una representación espacial mayor, 12300 ha, y ha de ser considerado también como diversificador paisajístico. En él, las manchas de pino negro aumentan la diversidad de extensas zonas de brezales de montaña o hiercolares así como los quejigales (*Quercus faginea*) lo hacen en ocasiones en zonas dominadas por los prados de siega y los aulagares. El grupo tres, con una diversidad media superior a la del dos pero inferior a la del grupo uno, tiene una extensión espacial mínima y, por lo tanto, su importancia para la gestión de la diversidad vegetal es más reducida. Por último, el grupo cuatro está conformado por los elementos matrices, que ocupan un 90 % del área total del LIC.

En definitiva, la disponibilidad de cartografía sintética de ecodiversidad (Ozenda, 1986; Bowker, 2000) y la capacidad de poder discernir las coberturas de vegetación que están diversificando el sistema "paisaje vegetal" muestran posibilidades futuras en la planificación ambiental, ya que la identificación de las características de los elementos es el estadio previo a cualquier proceso de toma de decisiones. Sin embargo, la diversidad de elementos naturales en un área determinada no ha de ser tomada como único fin en las estrategias de protección de la biodiversidad. Un estado óptimo del paisaje de una zona dada debe estar basado en la existencia de largas extensiones de vegetación, ya que sostienen poblaciones viables de especies interiores, aportando hábitat central, o permiten regímenes de alteración próximos a los naturales, además de proteger acuíferos e interconectar redes fluviales (Forman, 1995b). Pero, por otro lado, el óptimo ecológico también nece-

sita de pequeñas manchas que faciliten los procesos de dispersión o recolonización, que protejan reducidos hábitat de especies raras o endémicas y que aporten heterogeneidad a la matriz paisajística. Así, por ejemplo, la pérdida de la tradicional diversidad paisajística en el ámbito de la Europa mediterránea por el abandono de tierras como consecuencia de la política comunitaria reduce la diversidad de aves (Farina, 1997; Suarez-Seoane et al., 2001). Es por ello, y desde perspectivas holísticas y multiescalares, que la gestión del paisaje ha de centrarse en crear o consolidar escenarios equilibrados entre lo homogéneo y lo diverso, lo que en nuestro contexto espacial supone el apoyo al mantenimiento de las actividades tradicionales, integrando la protección ambiental con el uso social y económico del territorio (González Bernáldez, 1991).

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha realizado en el marco del proyecto “Cartografía de la heterogeneidad y diversidad ecológicas en Navarra” financiado por el programa de cooperación científica entre el Gobierno Foral de Navarra y el CSIC.

REFERENCIAS

- Atauri, J.A., y Lucio, J.V., 2001. The role of landscape structure in species richness distribution of birds, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes. *Landscape Ecology*. (16), 147-159.
- Baker, L.W., y Yunming, C., 1992. The r.le programs for multiscale analysis of landscape structure using the GRASS geographical information system. *Landscape Ecology* (7) 4, 291-302.
- Baker, L.W., 2001. *The r.le Programs: a set of GRASS programs for the quantitative analysis of landscape structure*. University of Wyoming, Laramie.
- Böhning-Gaese, K., 1997. Determinants of avian species richness at different spatial scales. *Journal of Biogeography*. (24), 49-60.
- Bowker, G.C., 2000. Mapping biodiversity. *International Journal of Geographic Information Science*. (14) 8, 739-754.
- Burbidge, A.A., Williams, M.R. y Abbott, I., 1997. Mammals of Australian islands: factors influencing species richness. *Journal of Biogeography*. (24), 703-715.
- Burrough, P.A., y McDonnell, R.A., 1998. *Principles of Geographical Information Systems*. Oxford University Press, Oxford.
- Cain, D.H., Ritters, K., y Orvis, K., 1997. A multi-scale analysis of landscape statistics. *Landscape Ecology*. (12) 4, 199-21.
- Cody, L.M., 1986. Diversity, rarity, and conservation in mediterranean-climate regions. *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. M. E. Soulé (eds). Sinauer, Sunderland.
- Cressie, N., 1993. *Statistics for spatial data*. Wiley, New York.
- Chuvieco, E.; Salas, f.J.; Carvacho, L.; Rodríguez-Silva, F. 1999. Integrated fire risk mapping. E. Chuvieco (ed.), *Remote Sensing of Large Wildfires in the European Mediterranean Basin*. Berlín, Springer-Verlag, pp. 61-84.

- Chuvieco, S., 1996. Empleo de imágenes de satélite para medir la estructura del paisaje: análisis cuantitativo y representación cartográfica. *Serie Geográfica*, 6: 131-147.
- Doherty, M., Kearns, A., Barnett, G., Sarre, A., Hochuli, D., Gibb, H. y Dickman, C., 2000. *The interaction between habitat conditions, ecosystem processes and terrestrial biodiversity - a review*. Department of the Environment and Heritage, Canberra.
- Elkie, P., Rempel, R. y Carr, A., 1999. *Patch Analyst User's Manual*. Ont. Min. Natur. Resour. Northwest Sci. & Technol. Thunder Bay, Ontario.
- Forman, R.T.T. 1995a. *Land mosaic: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Forman, R.T.T., 1995b. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology*. (10) 3, 133-142.
- González Bernáldez, F., 1991. Ecological consequences of the abandonment of traditional land use systems in central Spain. *Options Méditerranéennes*. 15, 23-29
- Guisan, A., y Zimmermann, N.E., 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*. (135) 2-3, 147-186.
- Haines-Young, R., Green, D.R. y Cousins, S.H., 1993. *Landscape Ecology and GIS*. Taylor y Francis, London.
- Hannah, L., y Bowles, I., 1995. Letters: Global priorities. *BioScience*. (44), 122-135.
- Haralick, R. M., 1979. Statistical and structural approaches to texture. *Proceedings of IEEE*.
- Huffaker, C.B., 1958. Experimental studies on predation: dispersion factors and predator-prey oscillation. *Hilgardia*. (27), 343-383.
- Leduc, A., Prairie, Y.T., y Bergeron, Y., 1994. Fractal dimension estimates of a fragmented landscape: sources of variability. *Landscape Ecology*. (9) 4, 279.
- Legendre, P., y Legendre, L., 1998. *Numerical Ecology*. Elsevier, Amsterdam.
- Li, B., 2000. Fractal geometry applications in description patch patterns and patch dynamics. *Ecological Modelling*. (132), 33-50.
- Li, H., y Reynolds, J.F., 1994. A simulation experiment to quantify spatial heterogeneity in categorical maps. *Ecology*. (75) 8, 2446-2455.
- Lindenmayer, D. B., Cunningham, R.B., Donnelly, C.F., y Lesslie, R., 2002. On the use of landscape surrogates as ecological indicators in fragmented forests. *Forest Ecology and Management*. (159), 203-216.
- Lobo, J. M., Castro, I. y Moreno, J.C., 2001. Spatial and environmental determinants of vascular plant species richness distribution in the Iberian Peninsula and Balearic Islands. *Biological Journal of the Linnean Society*. (73), 233-253.
- Lobo, J. M., Lumaret, J.P., y Jay-Robert, P., 2002. Modelling the richness distribution of French dung beetles (Coleoptera, Scarabaeidae) and delimiting the predictive capacity of different groups of explanatory variables. *Global Ecology y Biogeography*. (11), 265-277.
- McGarigal, K. y Marks, B.J., 1995. *FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. USDA Forest Service General Technical Report PNW-GTR-351, Pacific Northwest Research Station, Portland, Oregon.

- Mandelbrot, B.B., 1982. *The Fractal Geometry of Nature*. W.H. Freeman and Co., New York.
- Margalef, R., 1958. Information theory in ecology. *General System*. (3), 36-71.
- Mazerolle, M. J., y Villard, M.A., 1999. Patch characteristics and landscape context as predictors of species presence and abundance: A review. *Ecoscience*. (6) 1, 117-124.
- Myers, N., 1979. *The Sinking Ark: A new look at the problem of disappearing species*. Pergamon Press, New York.
- Naveh, Z., y Lieberman, A.S., 1984. *Landscape Ecology: Theory and Application*. Springer-Verlag, New York.
- O'Neill, R.V., Milne, B.T., Turner, M.G., y Gardner, R.H., 1988. Resource utilization scales and landscape pattern. *Landscape Ecology*. (2), 63-69.
- Opdam, P., Foppen, R. y Vos, C., 2002. Bridging the gap between ecology and spatial planning in landscape ecology. *Landscape Ecology*. (16), 767-779.
- Ozenda, P., 1986. *Ecological mapping and its applications*. Masson, Paris.
- Perrings, C., 1995. The economic value of biodiversity. *Global Biodiversity Assessment*. V. H. Heywood (eds). UNEP y Cambridge University Press Cambridge.
- Pino, J., Rodfa, F., Ribas, J., y Pons, X., 2000. Landscape structure and bird species richness: implications for conservation in rural areas between natural parks. *Landscape and Urban Planning*. (49), 35-48.
- Ritters, K.H., O'Neill, R.V., Hunsaker, C.T., Wickham, J.D., Yankee, D.H., Timmis, S.P., Jones, K.B., y Jackson, B.L., 1995. A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. *Landscape Ecology*. (10) 1, 23-35.
- Shannon, C.E., y Weaver, W., 1962. *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press, Urbana.
- Suárez-Seoane, S., Osborne, P.E., y Baudry, J., 2002. Responses of birds of different biogeographic origins and habitat requirements to agricultural land abandonment in northern Spain. *Biological Conservation*. (105), 333-344.
- Turner, M.G., y Gardner, R.H., 1991. *Quantitative Methods in Landscape Ecology*. Springer-Verlag, New York.
- Wickham, J.D., y Norton, D.J., 1994. Mapping and analyzing landscape patterns. *Landscape Ecology*. (9) 1, 7-23.
- Wilson, E. O., 1985. The biological diversity crisis. *BioScience*. (35), 700-706.
- Wilson, E. O., 1992. *The diversity of life*. Belknap Press, Harvard.