

Metodologías paramétricas para la evaluación ambiental estratégica

J. Marull

Barcelona Regional, Edificio Z, calle 60 N 25-27, sector A, Zona Franca, 08040 Barcelona

Este artículo refleja lo esencial de una línea de investigación desarrollada por Barcelona Regional, los frutos de la cual son diversos índices socioecológicos en diferentes fases de elaboración y la incipiente creación de una corriente de pensamiento en la cual se han integrado diversos expertos ambientales, la colaboración de los cuales ha sido decisiva para la consecución de los resultados que aquí se exponen. El proyecto pretende responder a una realidad objetiva: la necesidad de disponer de metodologías paramétricas para la evaluación ambiental estratégica del planeamiento territorial. En efecto, se requieren herramientas y criterios que permitan hacer compatible el desarrollo del país con el mantenimiento de los bienes y servicios sociales, ecológicos y económicos que ofrecen los sistemas naturales y agrícolas. En este sentido, el lenguaje cuantitativo y cartográfico de los índices socioecológicos desarrollados facilita la comunicación de los resultados obtenidos a los planificadores, siendo muy ágil la realización de sucesivas iteraciones para comprobar los efectos que distintos planeamientos pueden tener en el medio ambiente.

Introducción

La directiva europea 2001/42/CE sobre evaluación ambiental estratégica (EAE) se incorpora en el ordenamiento jurídico a partir del año 2004. Su aplicación en el planeamiento territorial ofrece una serie de dificultades metodológicas propias, muy diferenciadas de las que plantea la evaluación de impacto ambiental (EIA). Después de aplicar la EIA a numerosos proyectos y obras se han hecho evidentes las limitaciones de este método, debido a que la mayoría de alternativas reales solo pueden plantearse a un nivel superior, es decir, a nivel de planes, programas o políticas, las cuales, muy a menudo, no integran adecuadamente los factores ambientales (Mallarach, 2002).

No obstante, sería un error considerar que esta normativa será suficiente para garantizar una correcta aplicación de los principios de sostenibilidad en la gestión territorial. Es necesario adaptar los métodos de parametrización socioambiental y los procedimientos de aplicación. Las ciencias ambientales, en la medida en que representan una irrupción del saber naturalístico en el orden científico-técnico, deben hacer esfuerzo en cuantificar e incorporar los fenómenos ambientales como un factor más en la matriz de elementos que manipula el proyectista (Marull y Folch, 2004).

Nuestra aproximación se fundamenta en el conocimiento científico actual, que describe la naturaleza como no homogénea, dinámica, multiescalar y organizada jerárquicamente (Prigogine y Stengers, 1984), y permite estudiarla tomando en consideración sus características estructurales, sus propiedades funcionales y su organización (Margalef, 1997). De acuerdo con esta hipótesis, la matriz territorial constituye un sistema complejo, resultado de la interacción de fenómenos físicos, biológicos y antrópicos, que actuarían a distintas escalas espacio-temporales (O'Neill, 1989). En consecuencia, este modelo sistémico nos permite transferir las teorías sobre ecología del paisaje (Forman, 1995) en herramientas matemáticas útiles para una planificación territorial sostenible.

La investigación sobre nuevas metodologías paramétricas para la EAE que tenemos en curso se basa en tres índices socioecológicos complementarios (**Fig. 1**), que deben permitir valorar el patrimonio natural (IVPN), determinar los procesos de fragmentación y de conectividad ecológica (ICE) y analizar la vulnerabilidad del territorio (IVT₂) frente a diferentes actuaciones transformadoras. El interés práctico de los algoritmos obtenidos se basa en que no solo describen la situación actual, sino que permiten predecir la que resultaría de diversos escenarios, de forma que pueden tener una aplicación directa en la planificación urbanística y territorial (Marull, 2003). En el presente artículo, la formulación matemática se ha resumido al máximo para facilitar una lectura más fluida y se han incorporado, a modo de ejemplo, algunos ensayos de aplicación.

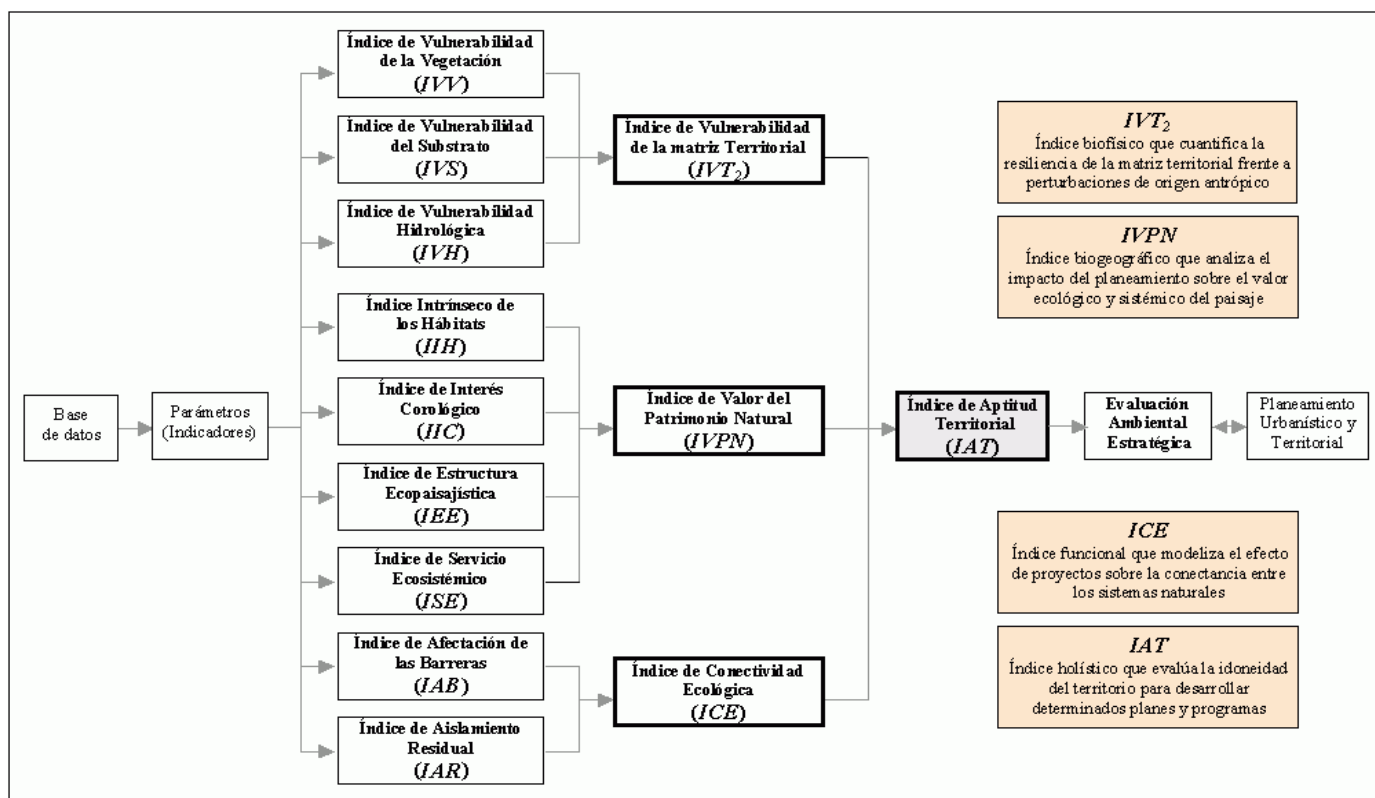


Figura 1. Esquema del sistema de índices socioecológicos propuesto para la evaluación ambiental estratégica del planeamiento territorial

El Índice de Vulnerabilidad de la matriz Territorial (IVT_2)

El IVT_2 representa una síntesis de las variables biofísicas que configuran la matriz territorial (Folch y Marull [dir.], 2004), entendida como un sistema complejo constituido por la biosfera, la litosfera y la hidrosfera. El algoritmo pretende cuantificar la resiliencia de los ecosistemas en el territorio (Gunderson y Holling, 2002) como consecuencia del desarrollo de diferentes planes urbanísticos o de infraestructuras.

Existen diversas experiencias que intentan parametrizar el estado de la matriz territorial, con el fin de proporcionar herramientas de ayuda a la planificación (Ramos *et al.*, 2000). La mayoría de estos métodos se basan en expresiones cartográficas obtenidas a partir de parámetros que caracterizan la superficie terrestre. La construcción de los índices se enfrenta a problemas relativos a la definición conceptual de los indicadores y a la selección del modelo matemático que los combina (Andreasen *et al.*, 2002; Stoms, 2002). Debido a la escasa información - y precedentes - sobre los criterios a utilizar y como relacionarlos, hemos recurrido al conocimiento experto para la definición de los indicadores y la selección de los algoritmos de cálculo utilizados en su concreción.

El IVT_2 constituye un sistema jerarquizado de quince parámetros que generan seis indicadores que se integran en tres índices parciales para fundirse en el índice global (**Fig. 2**). Los parámetros (P_n) y los indicadores (I_n) son elementos intermedios, de significación territorial relativa, elaborados para obtener los índices parciales que cuantifican la vulnerabilidad de la biosfera (IVV), la litosfera (IVS) y la hidrosfera (IVH). Para formalizar el IVT_2 optamos por un algoritmo que considera el valor máximo que pueden tomar, en un punto determinado del territorio, los tres índices parciales:

$$IVT_2 = \delta_{\max}$$

Siendo $\delta = \{IVV, IVS, IVH\}$

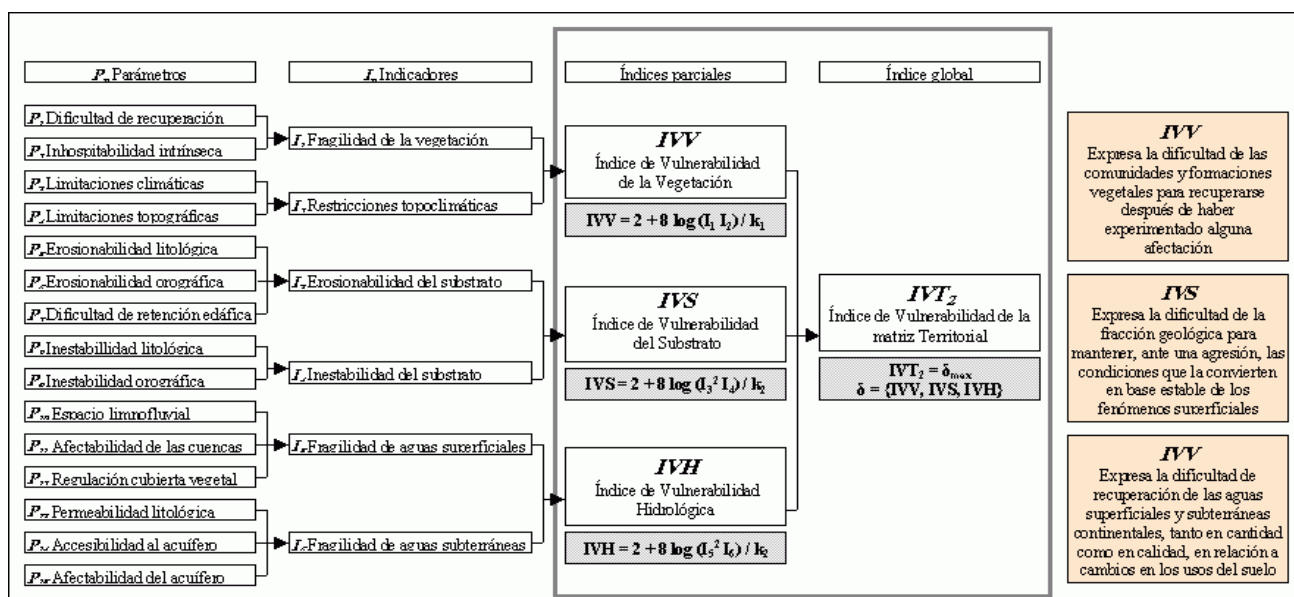


Figura 2. Esquema del procedimiento metodológico seguido para el cálculo del Índice de Vulnerabilidad de la matriz Territorial (IVT_2)

De este modo, el IVT_2 puede entenderse como un "índice de índices" que expresa el valor máximo de los índices parciales que lo constituyen pero, al mismo tiempo, permite conocer el indicador e incluso el parámetro que lo afecta con mayor significación. La encapsulación y transparencia del algoritmo permite disponer de toda la información necesaria para valorar el impacto territorial de una actuación y, según cual sea el factor predominante en la expresión final del índice, diseñar las medidas correctivas que se requieran. Para comprender el significado del IVT_2 es indispensable, por lo tanto, una breve explicación de cada uno de los índices parciales que lo integran:

i) El Índice de Vulnerabilidad de la Vegetación (IVV) expresa la dificultad de las comunidades vegetales para recuperarse después de una alteración. Esta resiliencia es el resultado de la concurrencia de factores intrínsecos y ambientales que operan a escalas espaciales -y temporales- muy contrastadas, y que comprenden las estrategias de vida de las especies, las particularidades ecológicas de los hábitats y los condicionantes generales del territorio (Terradas, 2001). Lo configuran dos indicadores: I_1 , fragilidad de la vegetación; I_2 , restricciones topoclimáticas.

$$IVV = 2 + 8 \log (I_1 I_2) / k_1$$

Donde k_1 es una constante que permite relativizar los valores posibles del índice a la distribución teórica de estos valores.

ii) El Índice de Vulnerabilidad del Sustrato (IVS) pone de manifiesto la dificultad de la fracción geológica para mantener, ante una agresión, las condiciones que la convierten en base estable de los fenómenos superficiales (Baeza y Corominas, 2001). Este índice está compuesto por dos indicadores: I_3 , erosionabilidad del sustrato; I_4 , inestabilidad del sustrato.

$$IVS = 2 + 8 \log (I_3^2 I_4) / k_2$$

Donde k_2 es una constante que permite relativizar los valores posibles del índice.

iii) El Índice de Vulnerabilidad Hidrológica (IVH) representa la fragilidad intrínseca de las aguas superficiales y subterráneas continentales, en lo que respecta a su cantidad y calidad, en relación a actuaciones urbanísticas o cambios en los usos del suelo. Está formado por dos indicadores: I_5 , fragilidad de las aguas superficiales; I_6 , fragilidad de las aguas subterráneas.

$$IVH = 2 + 8 \log (I_5^2 I_6) / k_3$$

Donde k_3 es una constante que permite relativizar los valores posibles del índice.

Un ensayo sobre la afectación potencial del planeamiento urbanístico vigente en la sierra del Garraf y zonas limítrofes (**Fig. 3**), muestra valores medio-altos del IVT_2 , como consecuencia de la expresión diferenciada de los índices parciales. En la sierra, las formaciones de calcáreas y dolomias confieren alta afectabilidad al acuífero, son poco erosionables y mantienen una vegetación con escasa capacidad de regeneración. En el delta, los depósitos detríticos son muy permeables y facilitan el acceso a la zona saturada, pero presentan pocos problemas de estabilidad. Lógicamente, nos referimos a la vulnerabilidad de la matriz territorial, no a aspectos geotécnicos o constructivos.

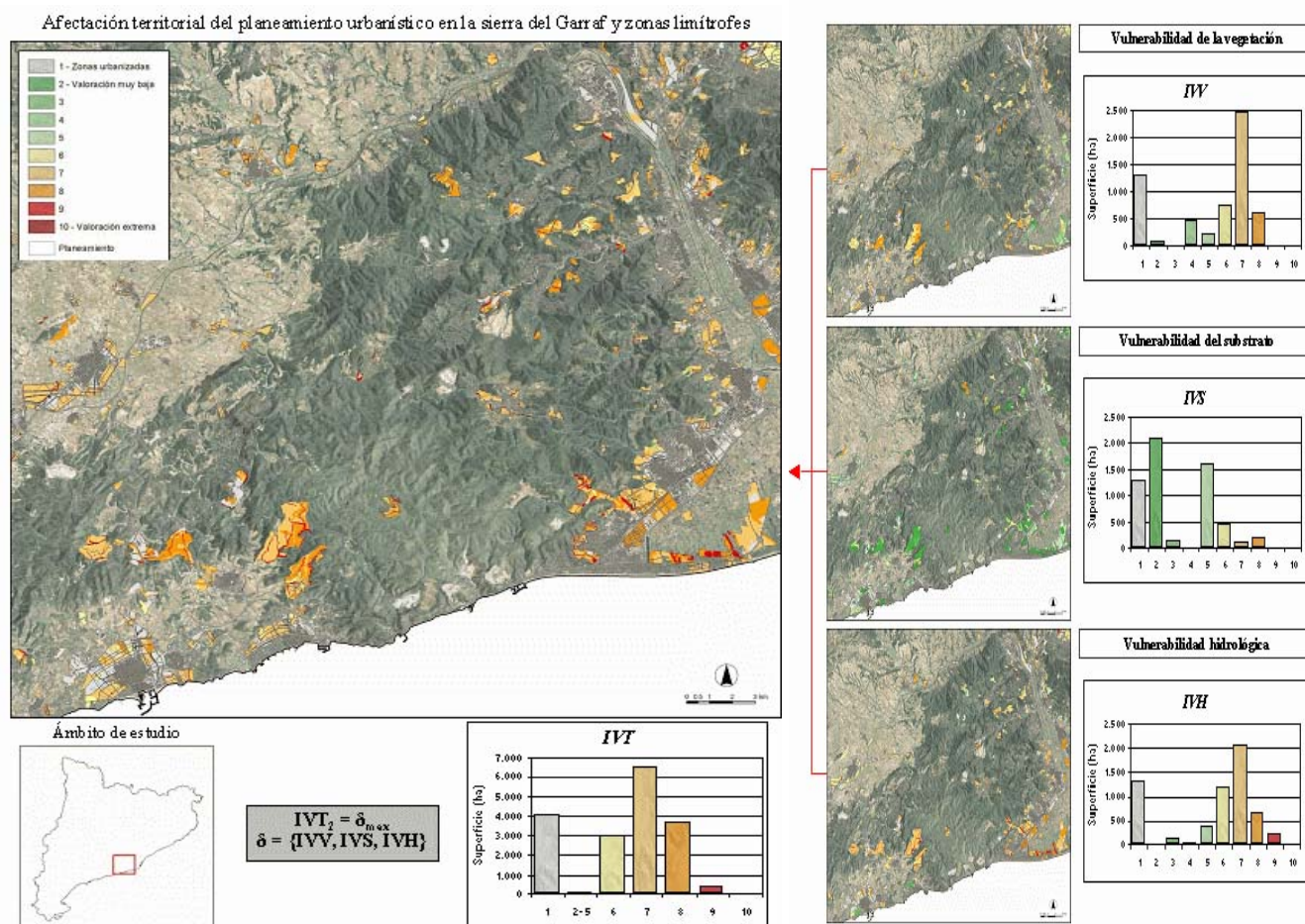


Figura 3. Ensayo de aplicación del IVT_2 en el caso de estudio del planeamiento urbanístico vigente en la sierra del Garraf

El Índice de Valor del Patrimonio Natural (IVPN)

El IVPN representa una síntesis de las variables biogeográficas y ecológicas en un ámbito ecopaisajístico mediterráneo (Marull *et al.*, 2005). El método no requiere información detallada sobre la distribución de diferentes especies. Se asume que los hábitats son un buen indicador de un conjunto de condiciones ambientales y antrópicas y que presentan una biodiversidad específica asociada, a menudo ?invisible?.

La metodología que proponemos tiene pocos precedentes entre las iniciativas de conservación más conocidas. Introduce, como aspecto más innovador, el intento de aproximación continua a la valoración del patrimonio natural (McGarigal *et al.*, 2000). Posiblemente, el National Gap Análisis Program (Kiester *et al.*, 1996) comparta algunos aspectos metodológicos con el IVPN: la valoración suele ser continua y basada en unidades repetidas; la vegetación se considera la variable substitutiva principal de la biodiversidad; explora modelos predictivos a partir de variables indirectas.

Los indicadores territoriales de base naturalística casi siempre tienen una base subjetiva que los hace difíciles de establecer, pero también es por ello que resultan tan necesarios (Marull, 2003). El IVPN pretende superar algunos ?prejuicios? detectados en la gestión del patrimonio natural (como la infravaloración de ambientes abiertos o mediterráneos), mediante una aproximación que compagina criterios de excepcionalidad (IIIH) con representatividad (IIC) y funcionalidad (IEE). También se introduce un cuarto criterio que se refiere a los servicios que proporciona, al hombre, el medio natural (ISE). En definitiva, planteamos un sistema ordenado

jerárquicamente (**Fig. 4**) en dieciocho indicadores (I_n) que se integran en cuatro índices parciales -criterios de base- de los que se deriva, según una distribución relativa al ámbito de estudio, el índice global:

$$IVPN = 1 + [9 (\varepsilon_i - \varepsilon_{\min}) / (\varepsilon_{\max} - \varepsilon_{\min})]$$

Siendo $\varepsilon = IIH + IIC + IEE + ISE$

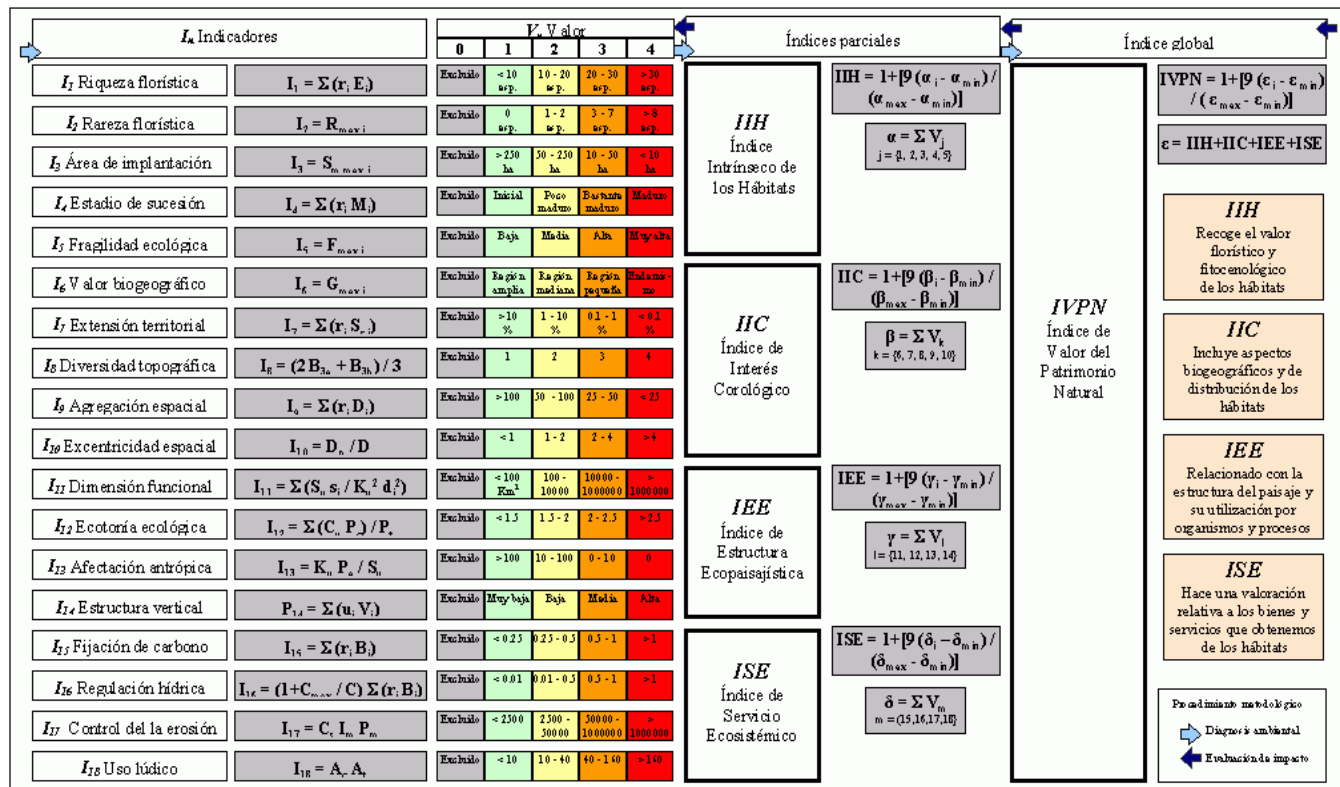


Figura 4. Esquema del procedimiento metodológico seguido para calcular el Índice de Valor del Patrimonio Natural (IVPN)

De esta forma, el IVPN queda constituido como una "caja de herramientas" de análisis. Debido a la dificultad de cuantificar los criterios que expresan los cuatro índices parciales, se han seleccionado hasta dieciocho indicadores relativos a aspectos muy diversos del patrimonio natural.

Los análisis estadísticos (**Tabla 1**) revelan que los indicadores no son redundantes, sino que la información que aportan es complementaria y contribuye a enriquecer el resultado final. Esta propiedad permite, además de obtener un valor global para cada punto del territorio, determinar que aspecto del patrimonio natural pesa más en dicha valoración.

Tabla 1. Valores del estadístico V de Cramer obtenidos en las comparaciones por parejas de los diversos indicadores del IVPN mediante tablas de contingencia. Todas las comparaciones dan una asociación significativa entre indicadores para el test de la χ^2 i una $P < 0.001$. En negrita se presentan los valores de $V \geq 0.6$. Fuente: Marull et al., 2005 (con permiso del editor)

	I ₁	I ₂	I ₃	I ₄	I ₅	I ₆	I ₇	I ₈	I ₉	I ₁₀	I ₁₁	I ₁₂	I ₁₃	I ₁₄	I ₁₅	I ₁₆	I ₁₇
I ₁																	
I ₂	0.54																
I ₃	0.54	0.55															
I ₄	0.59	0.56	0.59														
I ₅	0.55	0.52	0.54	0.56													
I ₆	0.56	0.55	0.57	0.68	0.55												
I ₇	0.55	0.60	0.63	0.60	0.55	0.58											
I ₈	0.53	0.53	0.54	0.51	0.54	0.51	0.54										
I ₉	0.53	0.52	0.52	0.55	0.52	0.57	0.59	0.53									
I ₁₀	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50								
I ₁₁	0.51	0.50	0.50	0.51	0.51	0.51	0.51	0.50	0.50	0.50							
I ₁₂	0.52	0.51	0.51	0.52	0.51	0.52	0.53	0.50	0.51	0.50	0.52						
I ₁₃	0.51	0.51	0.50	0.51	0.51	0.51	0.51	0.50	0.51	0.50	0.57	0.54					
I ₁₄	0.56	0.59	0.54	0.62	0.51	0.55	0.62	0.52	0.52	0.50	0.51	0.53	0.51				
I ₁₅	0.55	0.56	0.53	0.60	0.53	0.56	0.53	0.51	0.53	0.50	0.52	0.51	0.51	0.64			
I ₁₆	0.57	0.59	0.56	0.65	0.55	0.61	0.55	0.52	0.53	0.50	0.52	0.52	0.51	0.66	0.83		
I ₁₇	0.58	0.54	0.54	0.58	0.58	0.57	0.56	0.54	0.55	0.50	0.51	0.55	0.52	0.59	0.55	0.58	
I ₁₈	0.51	0.53	0.51	0.51	0.50	0.51	0.51	0.51	0.51	0.50	0.50	0.51	0.54	0.51	0.52	0.52	0.53

A continuación se describen, de forma sumaria, los índices parciales:

i) El Índice Intrínseco de los Hábitats (*IIH*) recoge el valor florístico y fitocenológico de los hábitats, independientemente de su estado de conservación (Larsson y Esteban, 2000). Lo configuran cinco indicadores: I_1 , diversidad de especies; I_2 , rareza florística; I_3 , área de implantación; I_4 , estadio sucesional; I_5 , fragilidad ecológica.

$$IIH = 1 + [9 (\alpha_i - \alpha_{\min}) / (\alpha_{\max} - \alpha_{\min})]$$

Donde α_i es la suma de los indicadores en cada punto del territorio, mientras que $\alpha_{\min}$ y $\alpha_{\max}$ corresponden a los valores máximo y mínimo de esta suma en el ámbito de estudio considerado.

ii) El Índice de Interés Corológico (*IIC*) incluye desde aspectos biogeográficos a otros relativos a la distribución de los hábitats en el territorio (Mallarach, 1999). Lo constituyen cinco indicadores: I_6 , valor biogeográfico; I_7 , extensión territorial; I_8 , diversidad topográfica; I_9 , agregación espacial; I_{10} , excentricidad espacial.

$$IIC = 1 + [9 (\beta_i - \beta_{\min}) / (\beta_{\max} - \beta_{\min})]$$

Donde β_i es la suma de los indicadores, mientras que $\beta_{\min}$ y $\beta_{\max}$ son los valores máximo y mínimo.

iii) El Índice de Estructura Ecopaisajística (*IEE*) se basa en la capacidad del territorio, modulada por la intensidad de usos antrópicos, para acoger organismos y procesos ecológicos (Guirado, 2002). Está calculado a partir de cuatro indicadores: I_{11} , potencial de relación; I_{12} , grado de ecotonía; I_{13} , afectación antrópica; I_{14} , complejidad vertical.

$$IEE = 1 + [9 (\gamma_i - \gamma_{\min}) / (\gamma_{\max} - \gamma_{\min})]$$

Donde γ_i es la suma de los indicadores, mientras que $\gamma_{\min}$ y $\gamma_{\max}$ son los valores máximo y mínimo.

iv) El Índice de Servicio Ecosistémico (*ISE*) pretende recoger una valoración de los hábitats relativa a los bienes y servicios que obtenemos (Constanza *et al.*, 1997). De entre todos los encontrados en la bibliografía hemos modelizado cuatro indicadores: I_{15} , fijación de carbono; I_{16} , regulación hídrica; I_{17} , control de la erosión; I_{18} , uso lúdico.

$$ISE = 1 + [9 (\delta_i - \delta_{\min}) / (\delta_{\max} - \delta_{\min})]$$

Donde δ_i es la suma de los indicadores, mientras que δ_{min} y δ_{max} son los valores máximo y mínimo.

Un ensayo para evaluar el grado de protección del patrimonio natural entre las áreas del Montseny y el Montnegre incluidas en el Pla d'Espais d'Interès Natural (PEIN), muestra la gran variedad de contrastes que ofrece la expresión del IVPN (**Fig. 5**). El trabajo concluye que el PEIN ofrece un buen nivel de protección en la zona de estudio, si bien se detectan áreas de interés que merecerían ser incluidas en el PEIN, así como alternativas para la conectividad ecológica entre estos espacios.

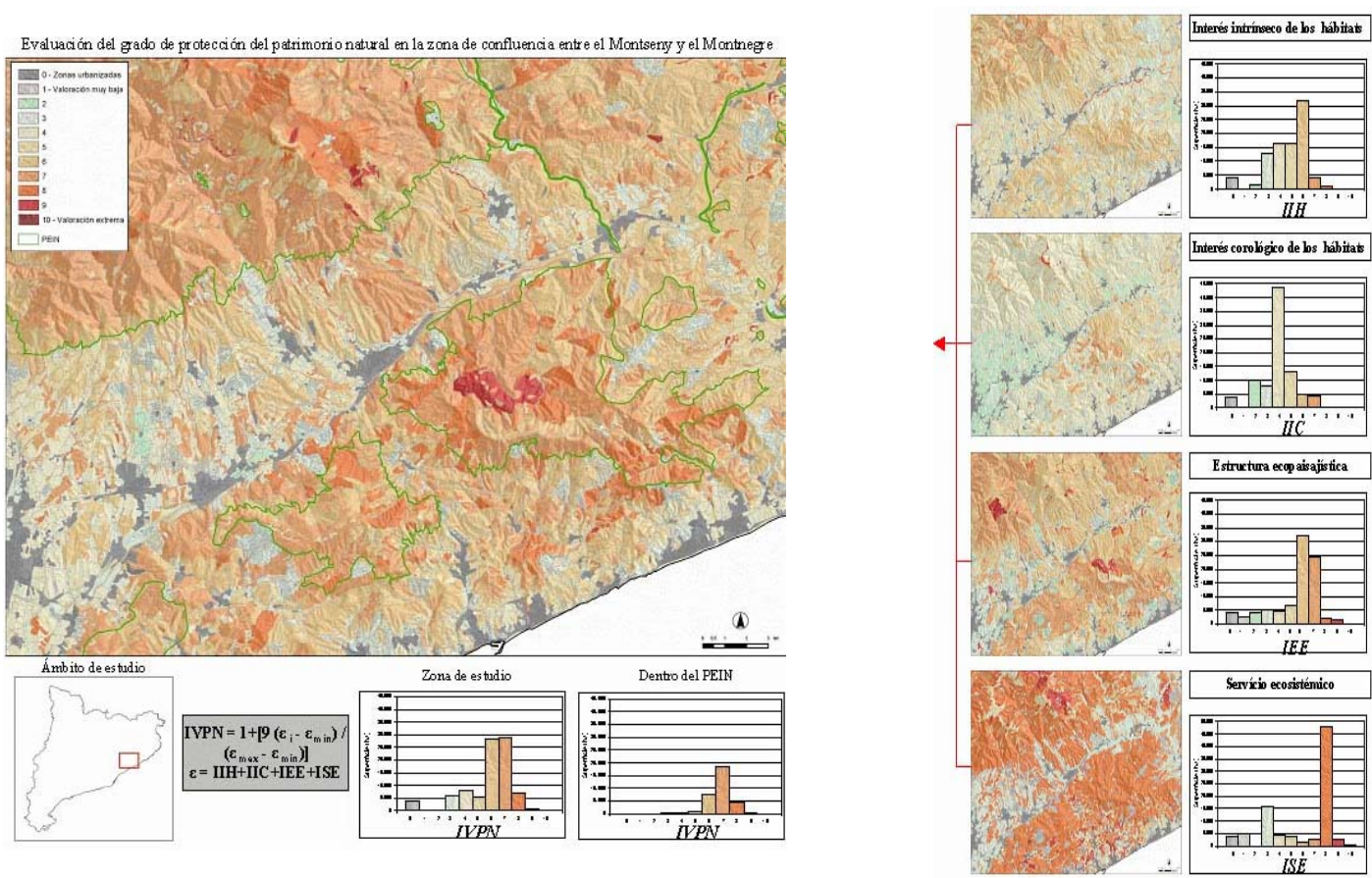


Figura 5. Ensayo de aplicación del Índice de Valor del Patrimonio Natural (IVPN) en el ámbito de estudio entre los espacios PEIN del Montseny y el Montnegre

El Índice de Conectividad Ecológica (ICE)

El índice de Conectividad Ecológica representa una síntesis de las variables funcionales (Marull y Mallarach, 2002, 2004). La conectividad ecológica es la calidad que permite el contacto entre distintos ecosistemas, comunidades, especies o poblaciones. Se trata, por lo tanto, de un índice de la simplicidad o complejidad de la red, de la cual dependen los procesos ecológicos básicos.

El análisis de la conectividad ecológica ha sido objeto de numerosos desarrollos metodológicos en distintos países, por lo general basados en la ecología del paisaje (Beier y Noss, 1998), como es el caso de Holanda o Dinamarca (Brandt, 1995), si bien en otros casos, como la Red Ecológica de Estonia (Sepp *et al.*, 1999) o el Sistema Territorial de Estabilidad Ecológica de Eslovaquia y Chequia (Kubes, 1996), combinan principios teóricos con aproximaciones más pragmáticas.

La mayoría de métodos existentes requieren una gran cantidad de datos, que incluyen la distribución de especies clave (Múgica *et al.*, 2002). Sin embargo, un modelo holístico, más simplificado, puede explicar los fenómenos observados y ser de mayor utilidad a

escala regional (Gardner y O'Neill, 1990). Siguiendo esta hipótesis, hemos desarrollado un modelo sustentado en un análisis topológico de los usos del suelo (**Fig. 6**).

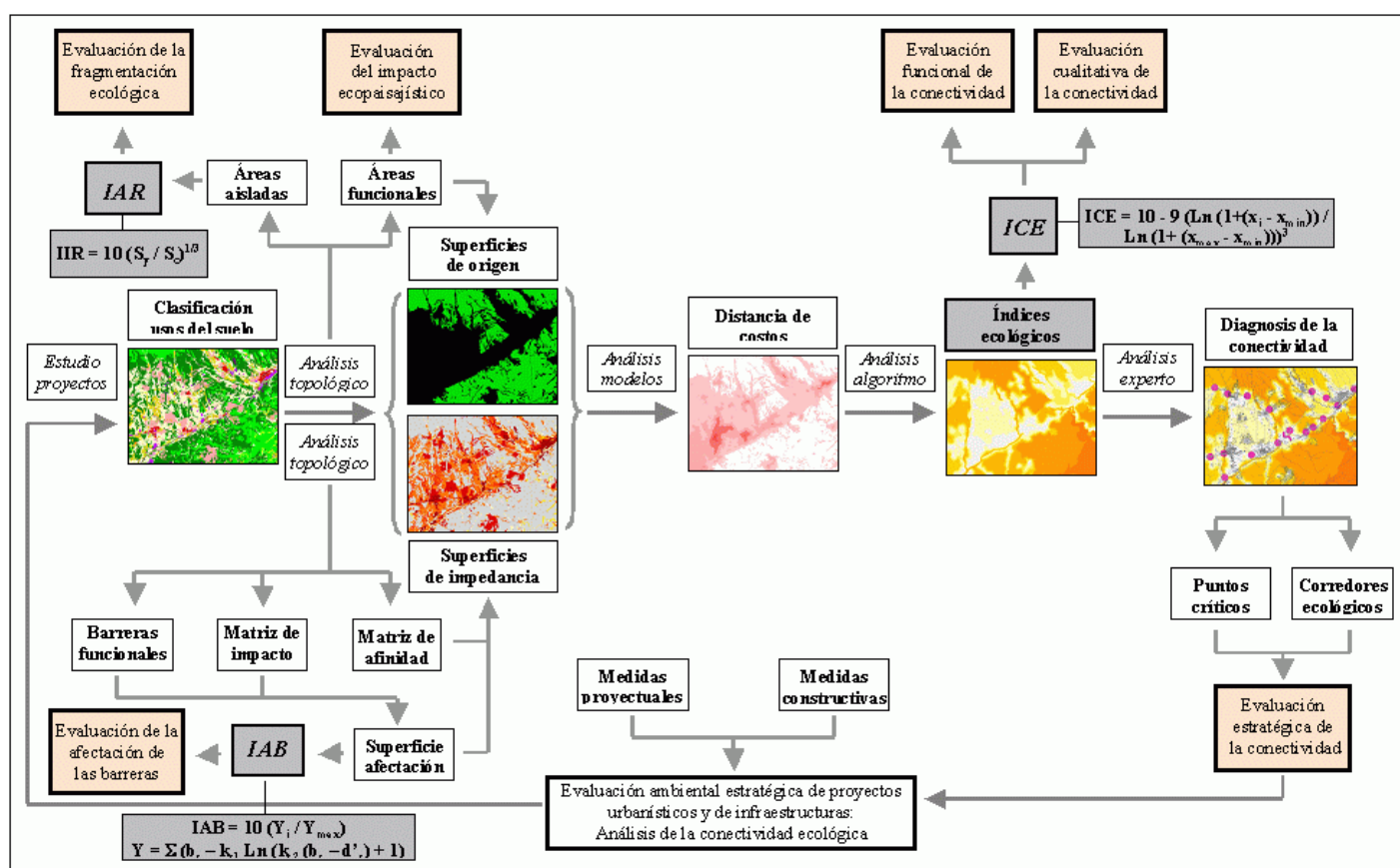


Figura 6. Esquema de aplicación del método de análisis de la conectividad ecológica

Su aplicación permite evaluar el efecto de las barreras antropogénicas sobre el espacio circundante (*IAB*), el impacto sobre el paisaje (*AEF*) y la fragmentación del territorio (*IAR*), así como una evaluación de la conectividad ecológica (*ICE*):

i) Las Áreas Ecológicas Funcionales (*AEF*) determinan los espacios naturales a conectar según su afinidad y dos criterios fundamentales: la superficie mínima (Andrén, 1994; Virgós *et al.*, 2002) y la topología. Se incluyen mosaicos debido a la correlación existente entre diversidad de hábitats y biodiversidad (Pino *et al.*, 2001). La definición de *AEF* tiene un valor intrínseco ya que, de acuerdo con la teoría de percolación (With y Crist, 1995), cuando su proporción en el territorio es inferior a un umbral pueden surgir problemas significativos para la conservación de la biodiversidad.

ii) El Índice de Aislamiento Residual (*IAR*) es un parámetro ambiental de primer orden debido a la evidencia de que la fragmentación de hábitats, consecuencia del crecimiento urbanístico, se produce en detrimento de la biodiversidad regional y global (Saunders *et al.*, 1991). Se propone un algoritmo estrechamente relacionado con la conectividad:

$$IAR = 10 (S_y / S_c)^{1/3}$$

Donde S_y es el total de áreas naturales residuales aisladas por efecto de las barreras antropogénicas (áreas urbanas, infraestructuras) y S_c es el total de áreas no antrópicas.

iii) El Índice de Afectación de las Barreras (*IAB*) expresa el efecto que puede ocasionar el emplazamiento de áreas urbanas o de infraestructuras en el territorio. En base a determinados estudios (Kaule, 1997) podemos asumir que el efecto de una barrera antropogénica Y_s a un punto del espacio circundante es logarítmico y decreciente en función de la distancia:

$$Y_s = b_s + k_{s1} \ln (k_{s2} (b_s + d'_s) + 1)$$

Donde b_s es el peso de cada barrera (en base a la densidad residencial o a la intensidad de tráfico), ks_1 y ks_2 son constantes (adaptan el gráfico a la distribución obtenida según datos empíricos) y d^*_s es la distancia de costos adaptada para cada barrera. Finalmente, se propone el siguiente algoritmo:

$$IAB = 10 (Y_i / Y_{max})$$

Donde Y_i es el valor del efecto barrera total en cada punto del territorio y Y_{max} es el valor máximo que alcanza el valor del efecto barrera en el ámbito de estudio considerado.

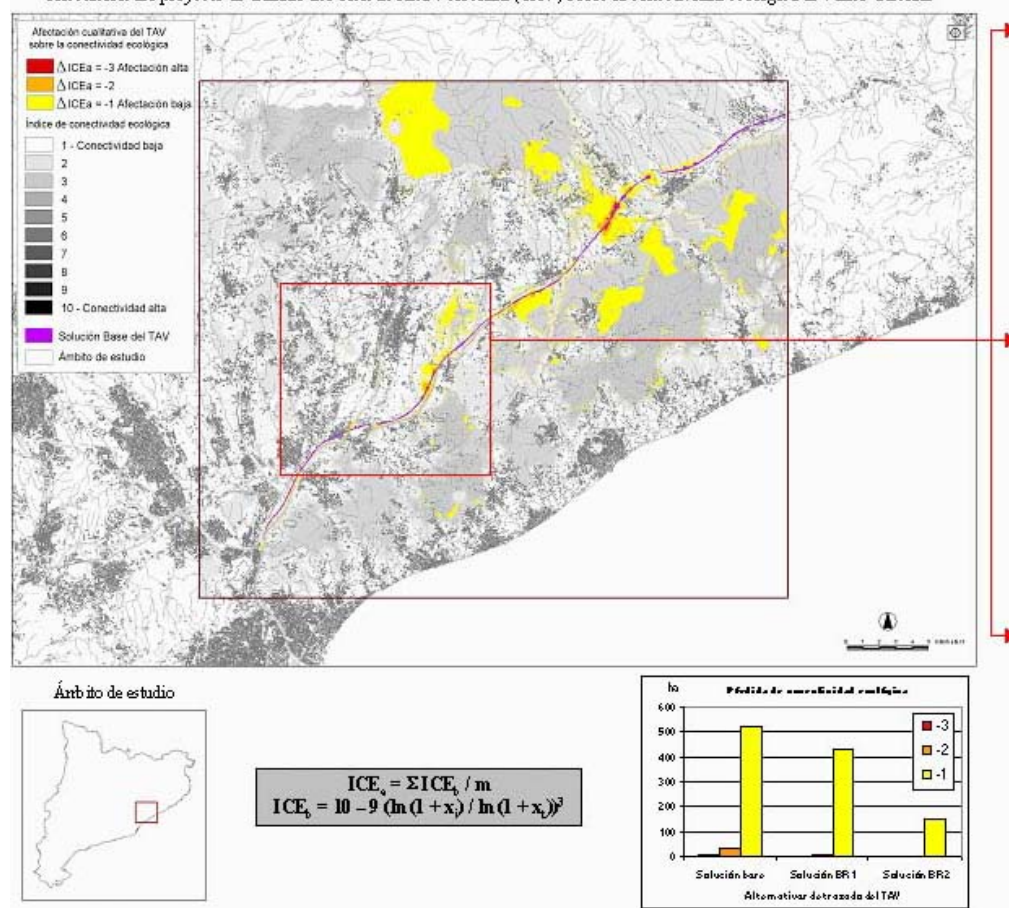
iv) El Índice de Conectividad Ecológica (ICE) constituye un parámetro fundamental debido a que está demostrado que los espacios naturales protegidos aislados, por bien diseñados y gestionados que estén, resultan insuficientes para conservar la biodiversidad y para cumplir otras muchas funciones ecológicas y sociales (Forman y Gordon, 1986). El algoritmo se basa en un modelo que considera la distancia entre las diferentes áreas ecológicas funcionales y una matriz de impedancias que incorpora la afinidad de los usos del suelo y el efecto de las barreras antropogénicas:

$$ICE = 10 - 9 (\ln(1 + (x_i - x_{min})) / \ln(1 + (x_{max} - x_{min})))^3$$

Donde x_i es el valor de la distancia de costos por píxel, mientras que x_{min} y x_{max} son los valores mínimo y máximo de la distancia de costos, en un ámbito de estudio concreto.

Un ensayo para evaluar el impacto potencial sobre la conectividad ecológica de diferentes alternativas de trazado del Tren de Alta Velocidad, en el tramo entre Mollet y La Roca (**Fig. 7**), demuestra la sensibilidad del método a la incorporación de diferentes medidas proyectuales y constructivas. Se trata, por lo tanto, de una herramienta de análisis aplicable desde un punto de vista posibilista, en el sentido de que ayuda a buscar la mejor solución relativa al problema planteado.

Afectación del proyecto de trazado del Tren de Alta Velocidad (TAV) sobre la conectividad ecológica al Vallès Oriental



Alternativas al trazado del tramo Mollet - La Roca

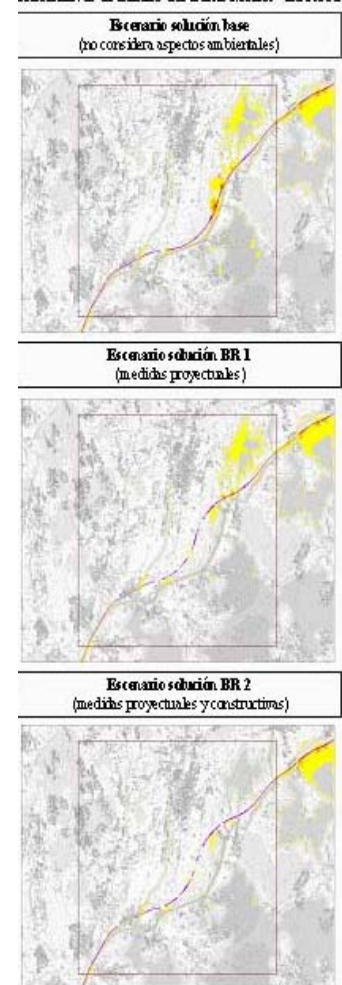


Figura 7. Ensayo de aplicación del Índice de Conectividad Ecológica (ICE) en el caso de estudio de una infraestructura lineal en el Vallès

Conclusiones

Las tendencias que han caracterizado el desarrollo urbanístico y de infraestructuras en los últimos decenios han generado crecimiento económico pero también importantes disfunciones territoriales, debido a que la mayor parte de los planes y programas de incidencia territorial no incorporan adecuadamente los factores ambientales (Margalef, 2003). En este contexto, la directiva europea 2001/42/CE ofrece una excelente oportunidad para reorientar la planificación territorial hacia la sostenibilidad. Sin embargo, la aplicación de la EAE es compleja y, en la práctica, una de las mayores dificultades observadas es la falta de metodologías para la parametrización de los fenómenos socioambientales. En este sentido, el lenguaje cuantitativo y cartográfico del método propuesto facilita la comunicación de los resultados obtenidos a planificadores e ingenieros, siendo muy ágil la realización de sucesivas iteraciones para comprobar los efectos que diferentes planeamientos pueden tener sobre el medio ambiente. De hecho, las primeras aplicaciones de estas metodologías han demostrado su utilidad y, lo que es más importante, la interacción, tanto conceptual como técnica, con los proyectistas, que, en definitiva, son los usuarios finales.

Nuestra propuesta se fundamenta en una metodología paramétrica, formalizada íntegramente en lenguaje matemático, desarrollada mediante *SIG* y basada en la estructura jerárquica, modular y transparente expuesta, de forma sumaria, en el presente artículo. Cabe advertir, sin embargo, que no se trata de un trabajo experimental, sino que debe entenderse como un estudio de gabinete, elaborado a partir de la información disponible y del criterio de numerosos expertos. En este tipo de estudios siempre surge, por lo tanto, la necesidad de validaciones en campo (Marull, 2003). Pero más allá de valoraciones académicas, lo que se pretende es obtener una herramienta de análisis ambiental, auxiliar del planeamiento. En consecuencia, no se persigue tanto la exactitud del algoritmo como su utilidad para modelizar escenarios territoriales, el grado de precisión de los cuales debe de ser proporcional a la magnitud del fenómeno que se pretende analizar. Los índices, en efecto, deberán de verificarse en el terreno e incorporar, cuando sea posible, nuevos datos y conocimientos, pero este proceso no debe de ser excusa para retrasar medidas que eviten impactos ambientales. Se trata, en definitiva, de una propuesta metodológica abierta a debate.

El objetivo final del estudio, financiado por el Departament de Política Territorial i Obres Públiques y el Departament de Medi Ambient i Habitatge de la Generalitat de Catalunya, es hacer una propuesta de síntesis que incorpore medidas proyectuales, constructivas, presupuestarias e incluso legales, vinculadas al planeamiento territorial. Actualmente se trabaja en una matriz de cálculo que incluye tanto los índices socioecológicos elaborados como los diferentes proyectos urbanísticos y de infraestructuras evaluados. La integración de estos estudios podría dar lugar a un Índice de Aptitud Territorial (*IAT*), índice holístico que sería el máximo exponente de la estructura metodológica propuesta (**Fig. 1**) i que evaluaría, de forma sistémica, la idoneidad del territorio para desarrollar determinados planes y programas. En definitiva, creemos que combinando estas nuevas herramientas de parametrización ambiental mediante sistemas de soporte a la planificación (Grabaum y Meyer, 1998), pondremos al alcance de los planificadores una metodología que puede ayudar a corregir algunas de las tendencias territoriales más insostenibles que tienen lugar en el país.

Agradecimientos

La colaboración de diversos expertos ambientales ha sido decisiva para la consecución de los resultados que se exponen en el presente artículo. Es necesario mencionar concretamente a Josep M. Mallarach (Universitat de Girona [UdG]), Ferran Rodà y Joan Pino (Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals [CREAF] de la Universitat Autònoma de Barcelona [UAB]), Ramon Folch, Laura Reñaga y Irene Martín (ERF-Gestió i Comunicació Ambiental), Jordi Corominas (E.T.S. d'Enginyers de Camins de la Universitat Politècnica de Catalunya [UPC]), Jordi Carreras (Centre Especial de Recerca de Biodiversitat Vegetal [CERBIV] de la Universitat de Barcelona [UB]), Guillem Terrades y José Manuel Pérez (Geodata), Manuela García (Facultat de Matemàtiques de la Universitat de Barcelona [UB]) y Miquel Sodupe, Joana Llinàs, Maria José Cordobilla, Emili del Pozo y Martina Prat (Barcelona Regional [BR]).

Referencias

- Andreassen J.K., O'Neill, R.V., Noss, R. y N.C. Slosser. 2001. Considerations for a terrestrial index of ecological integrity. *Ecological Indicators*, 1: 21-35.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, 71: 355-366.
- Baeza, C. y J. Corominas. 2001. Assessment of shallow landslide susceptibility by means of multivariate statistical techniques. *Earth Surface Processes and Landforms*, 26: 1251-1263.

- Beier, P. y R. F. Noss. 1998. Do Habitat Corridors Provide Connectivity?. *Conservation Biology*, 12 (6): 1241-1252.
- Brandt, J. 1995. Ecological networks in Danish planning. *Landschap*, 12 (3):63-76.
- Constanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M.; Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R., Paruelo, J., Raskin, R., Sutton P. y M. van den Belt. 1997. The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital. *Nature*, 387 (15): 253-260.
- Folch, R. y J. Marull (dir.). 2004. L'Índex de Vulnerabilitat de la matriu Territorial (IVT₂): Desenvolupament conceptual i cartogràfic per a Catalunya. Departament de Política Territorial i Obres Públiques i Departament de Medi Ambient i Habitatge de la Generalitat de Catalunya. Inédito.
- Forman, R.T.T. y M. Gordon. 1986. *Landscape Ecology*. Wiley, Chichester.
- Forman, R.T.T. 1995. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology*, 10: 133-142.
- Gardner, R.H. y R.V. O'Neill. 1990. Pattern, Process and Predictability: Neutral Models for Landscape Analysis. M.G. Turner y R.H. Gardner, eds. *Quantitative Methods in Landscape Ecology*, 289-308. Springer. New York.
- Guirado, M. 2002. Paisatges forestals fragmentats en un entorn humanitzat: efectes de les variables intrínseques i antròpiques sobre la riquesa i la composició específica de la flora vascular. Memòria del treball de recerca. Departament de Biologia Animal, Biologia Vegetal i Ecologia, UAB.
- Grabaum, R y B.C. Meyer. 1998. Multicriteria optimization of landscapes using GIS-based functional assessments. *Landscape and Urban Planning*, 43: 21-34.
- Gunderson, L.H. y C.S. Holling. 2002. Resilience and Adaptive Cycles. Gunderson, L.H. y C.S. Holling, eds. *Panarchy Understanding Transformations in Human and Natural Systems*. Washington. Island Press, 25-62.
- Kaule, G. 1997. Principles for Mitigation of habitat Fragmentation. Canters, ed. *Habitat Fragmentation & Infrastructure*. Proceedings of the International Conference on Habitat Fragmentation, Infrastructures and the Roles of Ecological Engineering, 17-21 Sept. 1995. Maastricht and The Hague, The Netherlands.
- Kiester, A.R., Scott, M.J., Csuti, B., Noss, R. F., Butterfield, B., Sahr, K. y D. White. 1996. Conservation prioritization using GAP data. *Conservation Biology*, 10 (5): 1332-1342.
- Kubes, J. 1996. Biocentres and corridors in a cultural landscape. A critical assessment of the territorial system of ecological stability?. *Landscape and Urban Planning*, 35: 231-240.
- Larsson, T.B. y J.A. Esteban. 2000. Cost-effective indicators to assess biological diversity in the framework of the Convention on Biological Diversity CBD.
- Mallarach, J.M. 1999. Criteris i mètodes d'avaluació del patrimoni natural. Quaderns del Departament de Medi Ambient, 2. Generalitat de Catalunya, Departament de Medi Ambient. Barcelona.
- Margalef, R. 1997. Our biosphere. Excellence in Ecology, 10. Ecology Institute. Oldendorf/Luhe.
- Margalef, R. 2003. Acceptació de la medalla d'or de la Generalitat (7.10.2003). Generalitat de Catalunya.
- Marull, J. y J.M. Mallarach. 2002. La conectividad ecológica en el Área Metropolitana de Barcelona. *Ecosistemas*, 11 (2). <http://www.aeet.org/ecosistemas/022/investigacion6.htm>.
- Marull, J. 2003. La vulnerabilidad del territorio en la región metropolitana de Barcelona. Parámetros e instrumentos de análisis. Folch, R., ed. *El territorio como sistema. Conceptos y herramientas de ordenación*. CUIP & Diputació de Barcelona, Barcelona. 141-158.
- Marull, J. y R. Folch. 2004. Índex ecològics per a la gestió territorial. Perspectives Territorials. Departament de Política Territorial i Obres Públiques. En prensa.
- Marull, J. y J.M. Mallarach. 2004. A new GIS methodology for assessing and predicting landscape and ecological connectivity:

Applications to the Metropolitan Area of Barcelona (Catalonia, Spain). *Landscape and Urban Planning* 71: 243-262.

Marull, J., Pino, J., Carreras, J., Ferré, A., Cordobilla, M.J., Llinàs, J., Rodà, F., Carrillo, E. y J.M. Ninot. 2005. Primera proposta d'Índex de Valor del Patrimoni Natural de Catalunya (IVPN), una eina cartogràfica per a l'avaluació ambiental estratègica. Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural, 72. En prensa.

McGarigal, K., Cushman, S. y S.G. Stafford. 2000. *Multivariate Statistics for Wildlife and Ecology Research*. Springer-Verlag, New York.

Múgica, M., de Lucio, J.V., Martínez, C., Sastre, P., Atauri-Mezquida, J.A. y C. Montes. 2002. Territorial integration of natural protected areas and ecological connectivity within Mediterranean landscapes. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.

O'Neill, R.V. 1989. Perspectives in hierarchy and scale. Rougharden, J., May, R.M. y S.A. Levin, eds. *Perspectives in Ecological Theory*. Princeton University Press.

Pino, J., Rodà, F., Ribas, J. y X. Pons. 2000. Landscape structure and bird species richness: Implications for conservation in rural areas between natural parks. *Landscape and Urban Planning*, 49: 35-48.

Prigogine, I. y I. Stengers. 1984. *Order out of Chaos: Man's New Dialogue with Nature*. Bantam, New York.

Ramos, A., Ramos, C. y M. Laranjeira. 2000. A Reserva Ecológica Nacional (REN): Sua importancia para o ambiente e o ordenamiento do território. *Finisterra*, XXXV, 70: 7-40.

Saunders, D., Hobbs, R.J. y C.R. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*, 5:18-32.

Sepp, K., Palang, H., Mander, Ü y A. Kaasik. 1999. Prospects for nature and landscape protection in Estonia. *Landscape and Urban Planning*, 46: 161-167.

Stoms, D., McDonald, J.M. y F.W. Davis. 2002. Fuzzy Assessment of Land Suitability for Scientific Research Reserves. *Environmental Management*, 29:545-558.

Terradas, J. 2001. *Ecología de la vegetación. De la ecofisiología de las plantas a la dinámica de comunidades y paisajes*. Omega. Barcelona.

Virgós, E., Tellería, J.L. y T. Santos. 2002. A comparison on the response to forest fragmentation by medium-sized Iberian carnivores in central Spain. *Biodiversity and Conservation*, 11: 1063-1079.

With, K.A. y T.O. Crist. 1995. Critical thresholds in species response to landscape structure. *Ecology*, 76 (8): 2446-2459.