

La conectividad ecológica en la planificación y la evaluación estratégica: aplicaciones en el área metropolitana de Barcelona

Josep M. MALLARACH CARRERA
& Joan MARULL LÓPEZ

Geólogo y Ambientólogo Consultor Ambiental & Doctor en Biología por la Universidad de Barcelona.

RESUMEN: La evaluación ambiental estratégica de los planes territoriales y urbanísticos que ha entrado en vigor en 2004, se enfrenta a numerosos retos, como el de la conectividad ecológica, especialmente en zonas sometidas a rápidos procesos de fragmentación. Aquí se presenta un nuevo modelo de tipo paramétrico, desarrollado con la ayuda de SIG, que permite generar una diagnosis de la conectividad ecológica a partir de unas áreas ecológicas funcionales y un modelo computacional de distancia de costos de desplazamiento que incluye el efecto de las barreras antropogénicas. Se basa en dos índices, el de Conectividad Ecológica (con tres variantes) y el de Afectación de las Barreras. La aplicación de dicha metodología en el Área Metropolitana de Barcelona ha puesto en evidencia su gran capacidad para poder describir, con un coste razonable, la conectividad ecológica actual y su poder para predecir la que resultaría de diversos escenarios reales de planes territoriales, urbanísticos o de infraestructuras. Su agilidad para generar mapas y cálculos numéricos de los impactos asociados a distintas alternativas, la convierten en una herramienta muy útil para la evaluación estratégica de impacto ambiental.

DESCRIPTORES: Conectividad ecológica. Evaluación ambiental estratégica. Ordenación del territorio. Planificación territorial. Urbanismo. Sistemas de Información Geográfica (SIG). Barcelona.

1. INTRODUCCIÓN

Muchas áreas metropolitanas en procesos de rápido crecimiento urbanístico, se enfrentan a retos similares: congestión, contaminación, empobrecimiento de la diversidad natural, fragmentación y degradación de hábitats y paisajes, desvinculación de la naturaleza y degradación de la calidad de vida. La vertiginosa expansión de los espacios urbanos y sus infraestructuras ha ido en detrimento de la permeabilidad y conectividad de los sistemas naturales y los

paisajes que los rodean. Los espacios naturales protegidos aislados, o los ocasionales anillos verdes o vías verdes, aunque necesarios, resultan insuficientes para contener dichas presiones e impactos.

Los principios de sostenibilidad ecológica, sobretudo el principio de precaución, y el desarrollo de la ecología del paisaje, unidas a la gradual introducción de la evaluación ambiental estratégica, han ayudado a plantear redes ecológicas funcionales de paisajes naturales y rurales, donde aún es posible, para atender múltiples funciones sociales, territoriales y ambientales:

Recibido: 18.10.2004. Revisado: 05.04.2005.
e-mail: mallarach@natura.ictnet.es

Este trabajo resume la investigación desarrollada por los autores entre 2001-2004, en Barcelona Regional, una agencia pública dedicada a la planificación y la realización de proyectos en el Área Metropolitana de Barcelona.

Los autores agradecen las valiosas aportaciones de Manuela García (Universidad de Barcelona), Guillem Terradas y José M. Pérez (Geodat@), Joana Llinàs y María José Cordobilla (Barcelona Regional), sin la cuales no se hubiese podido completar el trabajo. Igualmente agradecen los comentarios realizados a un manuscrito anterior por Ferran Rodà y Joan Pino (CREAF, Universidad Autónoma de Barcelona) y Xavier Mayor (consultor ambiental).

ordenación del espacio periurbano, estructuración de los bordes urbano-industriales, reducción de los impactos de las avenidas y de la erosión fluvial, filtro de contaminantes urbanos, industriales o agrícolas, prevención de incendios forestales, necesidades recreativas, conservación de la identidad cultural, etc. (MÚGICA & *al.*, 2002; MALLARACH, 2003).

La integración de dichos principios en las políticas sectoriales urbanísticas, industriales, de transporte, agricultura o turismo, y su efectiva coordinación, son indispensables si se quieren establecer redes perdurables de espacios libres interconectados en áreas metropolitanas que a menudo ya desbordan sus límites administrativos. Por esta razón, principalmente, la conectividad ecológica se ha convertido en un objetivo estratégico mencionado en un gran número de tratados, convenios, estrategias y directivas. Merecen destacarse la Declaración de la Red Ecológica Europea (EECONET), recogida en el Tratado de la Unión Europea (1991), la Estrategia Global de Biodiversidad (1992), la Directiva Hábitat (1992), la Estrategia Paneuropea de diversidad biológica y paisajística (1995), la Estrategia de biodiversidad de la Comunidad Europea (1998) y la Estrategia para la Conservación y Uso Sostenible de la Biodiversidad de España (2000).

El análisis y la modelización de la conectividad ecológica ha sido objeto ya de distintos desarrollos metodológicos, en diversos estados europeos, norteamericanos o australianos, basándose en los principios de la ecología del paisaje, entre los cuales destacan: SCHREIBER (1987), FORMAN (1990), BRANDT (1995), WIT & CRIST (1995) y BEIER & NOSS (1998). En otros casos, como en la Red Ecológica de Estonia (SEPP & *al.*, 1999) o en el Sistema de Estabilidad Territorial desarrollado en las Repúblicas Checa y Eslovaca, se combinan los principios de la ecología del paisaje con factores de planificación más pragmáticos (KUBES, 1996).

A pesar de ello, existe una falta de modelos de ecología del paisaje, especialmente de tipo cuantitativo, para evaluar de forma efectiva la conectividad o la permeabilidad ecológica a escala regional, en una forma que sea fácilmente incorporable a la ordenación del territorio y la evaluación ambiental estratégica. El trabajo

desarrollado pretende contribuir a dar respuesta a dicha cuestión (MARULL, 2003).

2. ÁMBITO DE ESTUDIO

El Área Metropolitana de Barcelona (AMB) es una de las zonas más intensamente urbanizadas de Europa. Con una superficie de 3.200 km² y 4,2 millones de habitantes, tiene actualmente una densidad de 1.300 habitantes por km². Sin embargo, todavía mantiene un conjunto de espacios naturales de gran interés y una notable diversidad ecológica, que incluye más de 40 hábitats de interés comunitario y numerosas especies de flora y fauna amenazadas o en peligro de extinción. Según la Agencia Europea del Medio Ambiente, se trata de uno de los territorios de la Unión Europea donde se concentran más presiones e impactos sobre el medio ambiente (EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY, 1999).

El Plan General Territorial de Cataluña de 1995 dio unas directrices claras para proteger los conectores ecológicos que existían entre los espacios naturales protegidos incluidos en el Pla d'Espais d'Interès Natural (PEIN) de 1992. No obstante, la ausencia de la incorporación de dicho criterio en la planificación territorial (el Plan Territorial Metropolitano y los planes de coordinación supramunicipal son inexistentes) explica que el planeamiento urbanístico se haya desarrollado sin considerar dicho aspecto funcional. Por esto, casi todos los espacios naturales protegidos situados en las sierras litorales, como los parques de Collserola, Serra de Marina, Corredor-Montnegre o Garraf, se están convirtiendo en islas biológicas, al tiempo que miles de espacios naturales relictos de las zonas llanas, con sus poblaciones correspondientes, quedan aislados por el crecimiento urbano disperso y la proliferación de las infraestructuras.

Según el mapa de usos del suelo del AMB más reciente, elaborado por Barcelona Regional, el conjunto de los usos urbanos y de infraestructuras ocupaba en 1997 unas 58.000 ha (18% del AMB), de las cuales 22.000 ha correspondían a urbanizaciones. Por tanto, el ritmo de transformación de los espacios naturales, lejos de disminuir, continua siendo intenso, aproximadamente

de 1.000 ha/año, por lo que las presiones e impactos ambientales derivados del actual modelo de ocupación urbana del suelo, claramente insostenible, son cada vez mayores (MARULL, 2003).

Gran parte del crecimiento urbanístico del AMB se ha apoyado en planes deficientes (desde el punto de vista ecológico, por lo menos), cuando no se ha producido al margen del planeamiento. Después de haber sido objeto de más de mil modificaciones puntuales, el antiguo Plan General Metropolitano de 1976 ha quedado completamente desvirtuado y superado. De la adición de los 164 planes urbanísticos de los municipios del AMB, resultan unas 18.500 ha más de superficie urbanizable, de modo que, si se ejecutaran los planes vigentes, la superficie urbanizada podría llegar a cubrir el 22% del AMB y afectar una superficie casi el doble de extensa. Este efecto es una consecuencia del actual modelo de ocupación del suelo, en el que predominan las consideraciones especulativas locales, muy por encima del interés común en el que se basan las valoraciones ambientales, las cuales, en la mayoría de los casos, operan en ámbitos supramunicipales.

En definitiva, las áreas urbanas, los asentamientos periurbanos y las infraestructuras que los conectan, segregan los espacios naturales del AMB en fragmentos cada vez más pequeños y desconectados los unos de los otros, creando numerosos espacios residuales que han perdido la mayor parte de sus funciones ecológicas. Las mismas redes básicas de infraestructuras de transporte y energía (viaria, ferroviaria, eléctrica de alta tensión, gaseoductos, oleoductos, servicio y saneamiento de agua) ya ocupan cerca de 20.000 ha (6% del AMB). Por otra parte, los impactos provocados por los sistemas urbano-industriales y de transportes, como la emisión de contaminantes atmosféricos, ruidos, aguas residuales, vertido de residuos, etc., afectan negativamente, de una u otra forma, la práctica totalidad de los sistemas naturales del AMB (MALLARACH, 2000).

3. MATERIAL Y MÉTODOS

En base a los postulados de la ecología del paisaje cuantitativa, se ha desarrollado una

metodología novedosa, de tipo paramétrico, sustentada en un análisis topológico de los usos del suelo, y desarrollada con la ayuda de sistemas de información geográfica. Los procesos informáticos utilizados incluyen estructura ráster o vectorial, en función de los objetivos del análisis.

La diagnosis de la conectividad ecológica se sustenta en unas áreas ecológicas funcionales, previamente definidas, junto con un modelo computacional de distancia de costos de desplazamiento, que incluye el efecto de las barreras antropogénicas, considerando el tipo de barrera, la distancia a la que se encuentra y el uso del suelo afectado. Se concreta en dos índices compuestos denominados Índice de Conectividad Ecológica (con tres variantes) e Índice de Afectación de las Barreras (MARULL & MALLARACH, 2002).

Esta metodología no requiere extensas bases de datos, sino sólo un mapa de usos de suelo de suficiente fiabilidad e información referente a elementos permeables a las barreras (puentes y túneles). El mapa de usos del suelo a escala 1:25.000 utilizado en este estudio fue producido por BARCELONA REGIONAL & INSTITUT CARTOGRÀFIC DE CATALUNYA (2001), combinando la interpretación de ortofotografías en color e infrarrojo, tomadas en 1997-1998, con los reconocimientos de campo. La información sobre suelos urbanos e infraestructuras procede de mapas municipales a escala 1:5.000, agregados y homogeneizados a la misma escala que el mapa de usos del suelo. La fiabilidad conjunta del mapa es superior al 85%. El método ha sido concebido para su aplicación a las escalas propias del planeamiento territorial (1:25.000 a 1:50.000), con un tamaño de pixel de 25 m². Para estudios de mayor detalle se precisan métodos diferentes, apoyados en datos empíricos complementarios.

Con el propósito de evaluar el impacto del planeamiento urbanístico vigente en la conectividad ecológica del AMB se empezó por elaborar un mapa unificado de los planes urbanísticos de los 164 municipios que en ella se integran, a escala 1:5.000, del cual se derivó el mapa 1:50.000 que se utilizó en el análisis (DEPARTAMENT DE POLÍTICA TERRITORIAL I OBRES PÚBLIQUES & INSTITUT CARTOGRÀFIC DE CATALUNYA, 2000). Sin embargo, es necesario advertir

que se partió de datos en continua revisión y que, por tanto, puede haber información no actualizada para determinados municipios.

Al ser la propia metodología uno de los objetivos del presente trabajo, se ha considerado necesario describir formalmente las partes más destacadas del proceso en lenguaje matemático. Sin embargo, como las conclusiones del trabajo quieren ser eminentemente aplicadas a la planificación territorial, se entiende que puede haber dos niveles de interés diferenciados. Por ello, la formulación matemática se ha resumido para facilitar una lectura más fluida. Para una descripción más detallada del procedimiento utilizado en la obtención de los diferentes índices y subíndices de conectividad ecológica se remite al lector a MARULL & MALLARACH, 2004.

3.1. Áreas ecológicas funcionales

La definición de áreas ecológicas funcionales es un elemento básico en cualquier estudio riguroso sobre la conectividad de los sistemas naturales. Estas áreas determinan las superficies que, por sus características intrínsecas y contextuales, deben preservarse y relacionarse mediante una red de conectores que aseguren los flujos de materia, energía e información, indispensables para mantener su integridad. Por tanto, se entiende la «funcionalidad» como la capacidad de configurar superficies mínimas o áreas núcleo a conectar. Se muestran algunas experiencias

internacionales en la aplicación de este concepto (ver FIG. 1) completando las que fueron compiladas por JONGMAN (1995) y MÚGICA & *al.* (2002).

Por otra parte, la identificación de áreas ecológicas funcionales es crucial en zonas de conurbaciones urbanas, ya que su protección podría mitigar la presión urbanística que sufren dichos hábitats, sobre todo en zonas agrícolas, al reconocer su valor para la biodiversidad y el paisaje. Este aspecto es especialmente relevante en ausencia de una planificación territorial sostenible, que ocasiona inevitablemente el aislamiento ecológico y la fragmentación de los espacios naturales.

Para determinar las denominadas áreas ecológicas funcionales simples, se agrupan los usos del suelo con valor ecológico según su afinidad y, posteriormente, se realiza un análisis topológico en función de criterios de superficie mínima (50-200 ha; según tipologías) y distribución estadística de los polígonos. Dichas "superficies mínimas" se basan en una extensa revisión bibliográfica (ANDRÉN, 1994; FAHRING & MERRIAN, 1994; BENDER & *al.*, 1998; VIRGOS & *al.*, 2002) por una parte, y por otra, en la decisión de incluir al menos el 30% de sus polígonos, basada en un análisis estadístico de las dimensiones de todos los polígonos obtenidos en el área analizada.

A continuación, se efectúa un segundo análisis topológico a partir de las superficies restantes, agrupándolas en mosaicos forestales o agrarios, siguiendo los mismos criterios basados en referencias bibliográficas (FORMAN, 1990; VIRGÓS & *al.*, 2002) y distribución estadística (150 ha y 50 ha,

FIG. 1. Revisión de las dimensiones mínimas de los hábitats a conectar, consideradas en diversos planes territoriales regionales o estatales de Europa y EE.UU.

Estado - Región	Plan Territorial	Hábitat	Superficie (ha) Ancho (m)
Países Bajos	Red ecológica nacional	Bosques caducifolios Núcleos de hábitat	50-250 ha
República Checa	Sistema territorial de estabilidad ecológica	Diversos sistemas naturales	10-50 ha 40 m
Región de Vlaanderen (Bélgica)	Groene Hoofdstructuur	Áreas núcleo	50 ha
Región metropolitana de Milwaukee, Wisconsin (EUA)	Environmental ecological corridors	Áreas forestales y zonas húmedas	40-162 ha
Eslovaquia	Sistema territorial de estabilidad ecológica y paisajística	Diversos sistemas naturales	10-50 ha 20-50 m

respectivamente). Con las superficies que quedan de esta segunda operación, se realiza un tercer análisis para identificar mosaicos agroforestales aplicando, nuevamente, el criterio de 50 ha como dimensión mínima. Finalmente, las superficies que no han podido ser consideradas en ninguna de las clases de áreas ecológicas funcionales (simples o mosaicos), se clasifican como áreas ecológicas fragmentadas.

La incorporación de mosaicos como áreas ecológicas funcionales se ha considerado relevante, dada su importancia para el mantenimiento de la biodiversidad. En efecto, diversos estudios han probado que dichas zonas acogen un número mucho mayor de especies protegidas para ciertos grupos faunísticos —especialmente avifauna— que el que existe en áreas forestales cercanas que se hallan incluidas en espacios naturales protegidos (PINO & *al.*, 2000).

3.2. Índice de Afectación de las Barreras (IAB)

A partir de una clasificación ponderada de los usos del suelo que actúan como barrera a la conectividad ecológica se realiza un análisis de su afectación en el espacio, considerando los elementos permeables (túneles y puentes). El algoritmo que se propone para determinar el efecto de las barreras (zonas urbanizadas e infraestructuras, principalmente), se basa en un modelo computacional de distancia de costos de desplazamiento, que incorpora el peso de cada clase de barrera y una matriz de afectación potencial de los usos del suelo (MARULL & MALLARACH, 2002, 2004).

El modelo aplica la función Cost-Distance del programa ArcInfo (ESRI, 2000) y utiliza dos bases de datos: una superficie «origen» para cada clase barrera y una superficie de «impedancia» procedente de la matriz de afectación potencial. A partir de este proceso, se obtiene una distancia de costos y se calcula el efecto de cada clase barrera en el espacio. En base a las aportaciones de KAULE (1997) y HOOFTMAN & KUIJFHOUT (1997) se supone que el efecto de una barrera simple (Y_s), en un punto determinado, es logarítmico y decreciente a medida que aumenta la distancia a la barrera, según la expresión siguiente:

$$Y_s = b_s - ks_1 \text{Ln} [ks_2 (b_s - d_s') + 1]$$

b_s = Peso base de cada clase de barrera,
 ks_1 = Constante 1 por clase de barrera,
 ks_2 = Constante 2 por clase de barrera,
 d_s' = Distancia de costos adaptada por clase barrera.

Las constantes ks_1 , ks_2 son necesarias para ajustar la forma de dicha función a una caída logarítmica del 30%. Por otro lado, dado que el efecto barrera debe tener valores decrecientes, el valor del costo de distancia tiene que invertirse, restando de b_s , y a continuación, los valores resultantes se tienen que truncar a 0, para evitar que aparezcan valores negativos que no tendrían razón de ser.

El efecto conjunto de las barreras Y se define como la suma de los efectos de todas las barreras en una zona determinada. Ello se debe a que la combinación de los distintos tipos de barreras ecológicas posibles (autopistas, trenes, zonas urbanas, etc.) tiene un efecto potencial muy superior al del efecto máximo de cualquier tipo de barreras individual. En otros términos, se propone una aproximación a la consideración de sus impactos acumulativos. Por tanto, el efecto barrera (Y) se define de la forma siguiente:

$$Y = \sum_{s=1}^{s=n} Y_s$$

A continuación, se propone un Índice de Afectación de las Barreras (IAB), donde la distribución de los valores obtenidos a partir de la modelización del efecto de las barreras es relativa al ámbito de estudio y ajustada a una escala ordinal decimal:

$$IAB = 10 \left(\frac{Y_i}{Y_{\text{máx}}} \right)$$

Y_i = Valor del efecto barrera para cada píxel,
 $Y_{\text{máx}}$ = Valor máximo del efecto barrera.

3.3. Índice de Conectividad Ecológica (ICE)

Como se ha indicado anteriormente, la metodología que se propone para la

conectividad ecológica se basa en un modelo de distancia de costos de desplazamiento, el cual considera las diferentes clases de áreas ecológicas funcionales y una superficie de impedancia de los usos del suelo que incorpora una matriz de afinidad potencial y el efecto de las barreras antropogénicas (MARULL & MALLARACH, 2002, 2004).

El modelo aplica nuevamente la función Cost-Distance del programa ArcInfo y utiliza dos bases de datos: una superficie «origen» para cada clase de área ecológica funcional y una superficie de «impedancia» resultado de aplicar el efecto de las barreras (Y) sobre la matriz de afinidad potencial. De este modo se obtiene una distancia de costos adaptada por clase de área ecológica funcional (d) y, finalmente, se calcula el valor de las sumas de las distancias de costos adaptadas (x):

$$x = \sum_{r=1}^{r=n} d_r$$

Para facilitar la interpretación y la comparación de los resultados obtenidos se decidió transformar los valores continuos de la distancia de costos a valores discretos basados en una escala decimal. Además de ello, se aplicó una escala logarítmica neperiana para enfatizar los valores elevados, dado que los valores bajos están asociados a las áreas más artificializadas, que menos interés ofrecen para la conectividad ecológica. Finalmente, la formulación del Índice de Conectividad Ecológica (ICE) adquirió la forma siguiente:

$$ICE = 10 - 9 \left(\frac{\text{Ln}[1 + (x_i - x_{\min})]}{\text{Ln}[1 + (x_{\max} - x_{\min})]} \right)^3$$

x_i = Valor de la suma de la distancia de costos adaptada por píxel,

x_{\min} = Valor mínimo de la suma de la distancia de costos adaptada,

x_{\max} = Valor máximo de la suma de la distancia de costos adaptada.

Se trata de un índice denominado de "Conectividad Ecológica Global", puesto que incorpora en el cálculo la suma de los resultados de los modelos computacionales

realizados para cada una de las clases de áreas ecológicas funcionales cartografiadas. Dado que el ICE es relativo (es decir, siempre da un valor comprendido entre 1 a 10), permite identificar las zonas con mayor valor para la conectividad ecológica, por escaso que éste sea. Sin embargo, y por el mismo principio, el índice no puede ser utilizado para efectuar comparaciones entre distintos ámbitos territoriales o series temporales. Por idéntica razón, el ICE sobrealora los ámbitos territoriales que presentan una fragmentación ecológica alta, de forma que se consideran superficies con un valor objetivo escaso como únicas alternativas de conexión entre áreas ecológicas funcionales.

A partir de un caso particular del índice (cuando: $x_{\min} = 0$, $x_{\max} = x_i$), se obtiene un nuevo algoritmo denominado "Índice de Conectividad Ecológica Básico", ICE_b , útil para calcular la conectividad que existe entre distintas clases de áreas ecológicas funcionales segregadas.

$$ICE_b = 10 - 9 \left(\frac{\text{Ln}[1 + x_i]}{\text{Ln}[1 + x_i]} \right)^3$$

x_i = Valor de la distancia de costos por píxel,
 x_i = Valor máximo teórico de la distancia de costos.

El ICE_b alcanza un valor de 1 a 10 (o cercano), y puede aportar información relevante para estudiar problemas de conectividad entre áreas ecológicas concretas o comparar ámbitos territoriales diferentes, dado que no se obtiene en función de una distribución particular de valores. Finalmente, de dicho caso particular se deriva una tercera variante, el índice denominado de "conectividad ecológica absoluta", ICE_a , que incorpora todas clases de áreas ecológicas funcionales existentes en un ámbito territorial concreto, obteniéndose mediante la suma de todos los ICE_b .

$$ICE_a = \sum_{m=1}^{m=n} \frac{ICE_b}{m}$$

m = Número de clases de áreas ecológicas funcionales consideradas.

Dicho índice alcanza unos niveles que se ajustan a un valor de conectividad ecológica que podemos considerar "objetivo", con un rango que alcanzará valores sensiblemente inferiores a 10, en general, por lo que resulta útil para comparar ámbitos territoriales diferentes, evaluar el impacto de distintas opciones de planeamiento y, de este modo, proponer pautas que incorporen los aspectos funcionales de los ecosistemas en la planificación territorial.

3.4. Definición de áreas estratégicas para la conectividad

Una vez completados los análisis expuestos anteriormente, se dispuso de las bases de datos necesarias para poder elaborar la identificación de corredores ecológicos y enlaces paisajísticos del AMB a escala 1:25.000, mediante un estudio que se apoyó en el juicio experto. Siguiendo un proceso iterativo, se consideró la hipótesis de que todas las áreas con ICE > 1 tenían un nivel "suficiente" de permeabilidad ecológica. Esta decisión, ciertamente optimista, se tomó debido al elevado nivel de fragmentación ecológica que padece el AMB.

Posteriormente, se diseñó una red ecológica básica para conectar todas las áreas con ICE > 1, utilizando cinco categorías:

- a) conectores ecológicos funcionales (ICE > 1);
- b) conectores ecológicos potenciales (ICE = 1);
- c) enlaces paisajísticos funcionales (ICE > 1);
- d) enlaces paisajísticos potenciales (ICE = 1)
- e) hábitats de paso (ICE > 1). La última clase tiene la misión de reforzar a los conectores ecológicos que resulten particularmente débiles o vulnerables. La identificación de las cinco categorías de áreas estratégicas para la conectividad ecológica se contrastó posteriormente con trabajos recientes de ámbito regional basados en juicio experto (RUEDA, 2000; FORMAN, 2004), ver apartado 3.5.

Atendiendo a la conjunción de presiones e impactos ambientales que sufre la mayor parte del AMB, se consideró indispensable que la red ecológica mencionada tuviese redundancias e incluyera conectores y enlaces potenciales. Se consideran potenciales aquellos conectores paisajísticos que pueden ser restaurados en un futuro no muy lejano, dado el interés público y la

presión social que ya existe en dicho sentido, así como por diversos proyectos elaborados estos últimos años, algunos ya en ejecución, por ejemplo en el tramo inferior de los valles del Besós y Llobregat.

El diseño de la red ecológica planteada con los principios de la ecología del paisaje y los resultados de la aplicación del modelo de conectividad ecológica desarrollado, combina conectores ecológicos regionales, que tienen diversos kilómetros de longitud y algunos centenares de metros de anchura, con otros conectores ecológicos de menor entidad que coinciden con la red hidrográfica, generalmente de tipo torrencial, con la finalidad de completar las conexiones hacia el máximo número posible de zonas ecológicas funcionales (ver FIG. 10).

En dicho modelo regional, los hábitats de paso (*stepping stones*), tienen formas más redondeadas, con el objetivo de reducir perturbaciones externas, y pueden tener superficies que alcanzan hasta algunos centenares de hectáreas. Finalmente, los enlaces paisajísticos están dispuestos de forma que garanticen la conectividad entre los ecosistemas de los mayores espacios naturales protegidos, teniendo en cuenta que se producen perturbaciones periódicas, como los incendios forestales. Por ello, suelen incluir diversos puntos de paso o estriberones y tener anchuras comprendidas entre 2-6 km.

3.5. Validación de la metodología

Debido a la naturaleza de gabinete del proyecto, es necesario que los resultados obtenidos sean convenientemente verificados. De hecho, en este tipo de estudios aparece de forma recurrente la necesidad de validar los resultados con muestreos de campo, básicamente debido a la poca cantidad y la resolución espacial de la información cartográfica sobre biodiversidad. Sin embargo, una de las principales dificultades de la validación a partir del trabajo de campo es el gran salto escalar que existe entre los mapas del proyecto, que tienen un rango de aplicabilidad comprendido entre 1:50.000 y 1:25.000, y la escala de observación sobre el terreno, que se prodría considerar entre 1:5.000 y 1:1.000. Sería, por tanto, un error pedir a unos estudios de ámbito regional y de

carácter estratégico que fuesen más fiables que los mapas de usos del suelo o de infraestructuras de los cuales se ha derivado.

En consecuencia, se acordó realizar un análisis comparativo entre los resultados del ICE y los derivados de una selección de los trabajos más significativos en el AMB, elaborados a escalas de resolución mayor y basados en metodologías alternativas. Por congruencia con la metodología cuantitativa adoptada, el método de validación tenía que ser cuantificable y permitir el cálculo del grado de fiabilidad conseguido.

Dado que en la última década se han realizado numerosos estudios de conectividad ecológica en el AMB, con metodologías completamente distintas a la de este trabajo, normalmente apoyadas con trabajo de campo, se consideró que la forma más efectiva de valorar la fiabilidad de metodología presentada sería comparar los resultados respectivos. A tal fin, se efectuó la compilación y subsiguiente análisis de 27 estudios de conectividad ecológica elaborados en el AMB, de entre los cuales se seleccionaron cuatro. A continuación se resume el análisis comparativo realizado:

El trabajo coordinado por PINO & RODA (2000) cubre la zona comprendida entre los Parques Naturales de Montseny y Sant Llorenç del Munt-Serra de l'Obac, siendo el más ambicioso que se ha llevado a cabo en el AMB hasta la fecha. Sus análisis y diagnósticos presentan un alto grado de concordancia con nuestro método, aunque su detalle es superior, dada la escala de trabajo y los métodos utilizados, con trabajo de campo intensivo. En resumen, para el conjunto del AMB parecería que los valores que facilita el IAB son seguramente "bajos" o "mínimos", mientras que los que proporciona el ICE son, probablemente, valores "máximos".

El trabajo de MAYOR (2001) analiza la conectividad ecológica entre los parques de Collserola y Sant Llorenç del Munt-Serra de l'Obac. Los corredores ecológicos que identifica se corresponden bien con los que proponemos a partir de nuestra metodología, aunque en su caso se añaden otros corredores potenciales, que requerirían importantes trabajos de restauración.

El trabajo coordinado por RUEDA (2002) se basa en una síntesis de diferentes estudios anteriores de conectividad ecológica o biológica, realizados por siete autores distintos. Apenas un 10% de los corredores ecológicos identificados por dicho trabajo no fueron identificados en nuestra metodología. Por otra parte, nuestro método identifica más puntos y tramos vulnerables que el suyo.

El trabajo de FORMAN (2004) da una base conceptual coherente para la planificación territorial de la Gran Región Metropolitana de Barcelona y para su futuro Plan Territorial Parcial, con criterios de sostenibilidad. En él, los aspectos de conectividad ecológica son tratados con profundidad, ofreciendo una concordancia muy elevada con nuestro trabajo. Ello se debe, seguramente, a que ambos estudios comparten la mayoría de principios y de criterios, procedentes de la ecología del paisaje, que Forman explicita mientras que nuestra metodología conserva implícitos. Por otra parte, ambos trabajos comparten una gran cantidad de capas informativas temáticas, que a pesar de que las combinen y analizan de formas distintas, dan lugar a resultados muy parecidos.

En resumen, los cuatro trabajos reseñados, realizados con metodologías y escalas bien distintas, presentan una concordancia con nuestra metodología que siempre supera el 85%, y a menudo el 90% (ver FIG. 2).

FIG. 2. Análisis comparativo del grado de coincidencia entre los resultados obtenidos por la metodología propuesta y los cuatro estudios sobre conectividad ecológica más significativos que se han realizaod en el AMB

Autores	Conectores ecológicos	Enlaces paisajísticos	Grado de coincidencia
Pino & Rodà, 2000	0,75	0,90	0,80
Mayor, 2001	0,85	0,85	0,85
Rueda, 2002	0,95	0,90	0,90
Forman, 2004	0,85	0,95	0,90

La ventaja comparativa que la metodología expuesta en este trabajo tiene respecto a ellos es su menor coste, su mayor flexibilidad para analizar con agilidad los impactos asociados a distintos escenarios y una mayor capacidad para comunicar resultados, optimizando su dimensión cuantitativa y cartográfica.

4. APLICACIÓN, RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Aplicando la metodología descrita en el apartado anterior se llevó a cabo una evaluación del impacto que el conjunto de planes urbanísticos vigentes en el AMB tiene sobre la conectividad ecológica, complementada con algunas propuestas para minimizarlo.

4.1. Evaluación del impacto ecopaisajístico del planeamiento vigente

Existe una evidencia creciente de que la fragmentación de los hábitats, consecuencia

del crecimiento urbanístico diseminado, repercute en una pérdida significativa de la biodiversidad regional y global (SAUNDERS & *al.*, 1991). Dicho proceso de transformación de la topología de los espacios naturales alcanza ya, en lugares como el AMB, unas cotas próximas a un “cambio de fase” histórico en la dinámica de los ecosistemas terrestres, que ha sido considerado como uno de los principales problemas ecológicos actuales (MARGALEF, 2003).

La aplicación de la metodología definida en el apartado 3.1 ha permitido obtener en el AMB once tipos de “áreas ecológicas funcionales”, de las cuales ocho son simples y tres son mosaicos. Se observa que las áreas ecológicas funcionales sobrepasan, en general, los límites de la mayoría de los espacios naturales protegidos del AMB. Su representación cartográfica pone de manifiesto la distribución predominante de las masas forestales en las sierras mientras que las zonas agrarias ocupan básicamente los valles (ver FIG. 3).

Se ha calculado que, en el escenario actual (ver FIG. 4), las áreas ecológicas

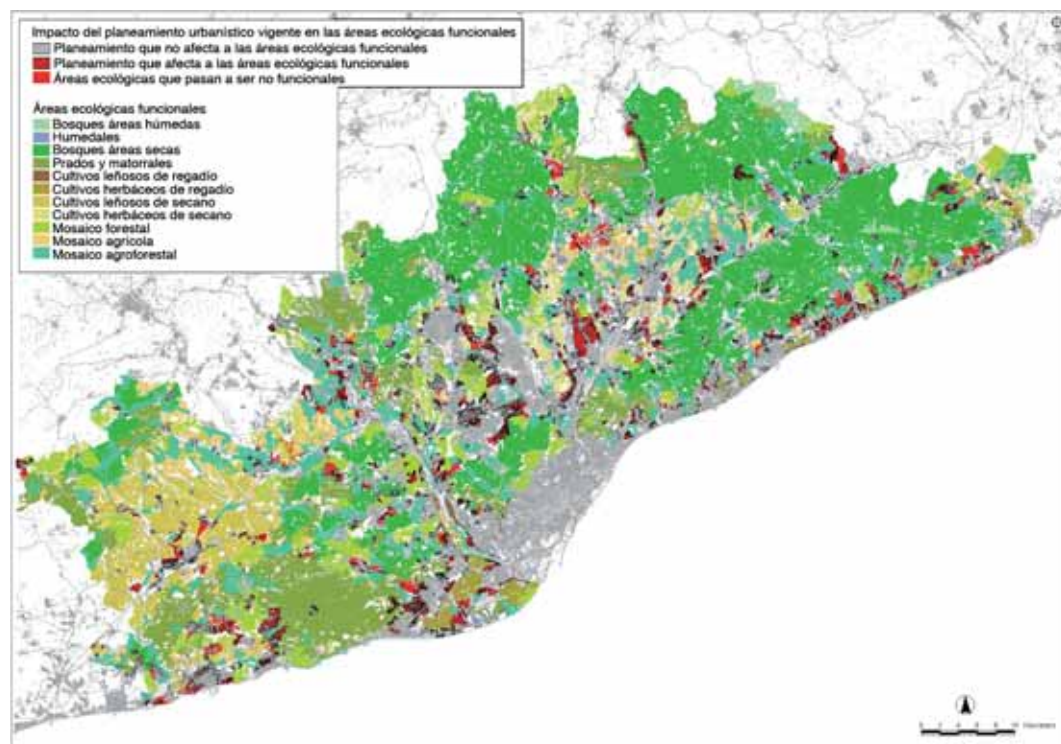
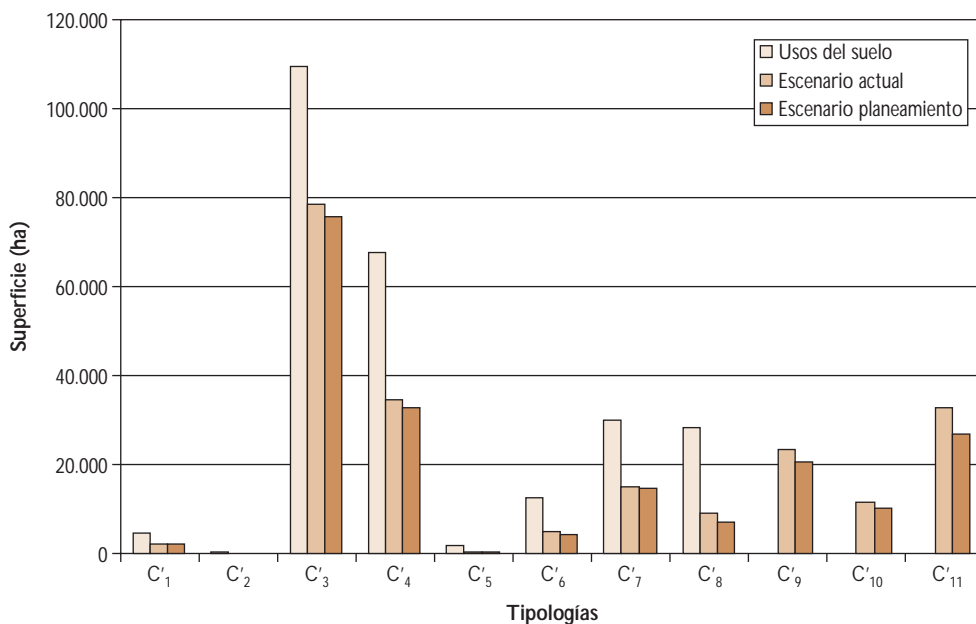


FIG. 3. Evaluación del impacto ecopaisajístico potencial consecuencia del planeamiento urbanístico vigente en el AMB

FIG. 4. Afectación del planeamiento urbanístico vigente sobre las áreas ecológicas funcionales del AMB. La tabla muestra el desglose por tipos de usos de suelo



Notación	Descripción	Usos del suelo	Áreas ecológicas funcionales	
			Escenario actual	Escenario planeamiento
C'1	Bosques áreas húmedas	4.523,46	1.941,55	1.941,38
C'2	Zonas húmedas	386,63	93,80	93,61
C'3	Bosques áreas secas	109.500,58	78.325,67	75.773,83
C'4	Matorrales y prados	67.633,55	34.369,26	32.953,13
C'5	Leñosos regadío	1.674,58	258,53	198,88
C'6	Herbáceos regadío	12.423,87	5.039,33	4.146,90
C'7	Leñosos secano	30.009,07	14.886,95	14.496,67
C'8	Herbáceos de secano	28.428,36	9.139,10	6.998,59
C'9	Mosaico forestal	0	23.250,50	20.408,26
C'10	Mosaico agrícola	0	11.494,45	10.017,68
C'11	Mosaico agroforestal	0	32.740,19	26.894,65
Total (ha)	—	254.580,10	211.539,33	193.923,58
Total (% AMB)	—	78,53	65,25	59,82

funcionales ocupan el 65,25% del AMB, un valor bastante inferior al de los espacios con valor ecológico que se desea conectar (78,53%). El 34,75% restante incluye espacios artificiales (18,13%), superficies neutras o de interés especial para la

conectividad (3,34%), así como áreas fragmentadas (13,28%). Las áreas ecológicas funcionales más extensas son los bosques secos de esclerófilas y aciculifolios (24,16%), seguidos por los mosaicos forestales y agroforestales, cuya suma supera el 20%.

Hay dos tipos de áreas ecológicas funcionales que destacan por su escasa representación: las zonas húmedas y los cultivos leñosos de regadío. Las primeras, cuya superficie cubre sólo el 0,03% del AMB, constituyen el hábitat más escaso y amenazado de la zona estudiada y uno de los que atesora mayor biodiversidad.

El escenario tendencial según el actual modelo de ocupación urbana del suelo (ver FIG. 5), muestra una reducción significativa de las áreas ecológicas funcionales (59,82 % del AMB), lo que hace prever problemas ambientales importantes si no se toman las medidas oportunas para proteger dichas superficies y garantizar la conservación de su conectividad funcional. En efecto, de acuerdo con las teorías de percolación (O'NEILL *et al.*, 1992; WITH & CRIST, 1995), cuando la proporción de hábitats naturales en un territorio se reduce por debajo de, aproximadamente, el 60 %, comienzan a surgir problemas significativos para la conservación de la biodiversidad.

4.2. Evaluación del efecto de las barreras a la conectividad ecopaisajística

Se ha demostrado que el efecto ambiental que puede ocasionar el emplazamiento de áreas urbanas o de infraestructuras en el territorio sobrepasa ampliamente el de su concreta ubicación espacial. Los resultados de aplicar el Índice de Afectación de las Barreras (ICE), siguiendo la metodología descrita en el apartado 3.2, muestran cómo el 56,5% de la superficie del AMB ya sufre actualmente algún grado de afectación. Este resultado no sorprende puesto que es comparable al de otros estudios realizados en distintas regiones metropolitanas occidentales (FORMAN & ALEXANDER, 1998; TROMBULAK & *al.*, 1999; FORMAN, 2000).

La representación cartográfica (ver FIG. 5) permite observar amplias zonas distribuidas en la periferia del AMB poco afectadas por las barreras, mientras que en los sectores centrales, en cambio, el efecto

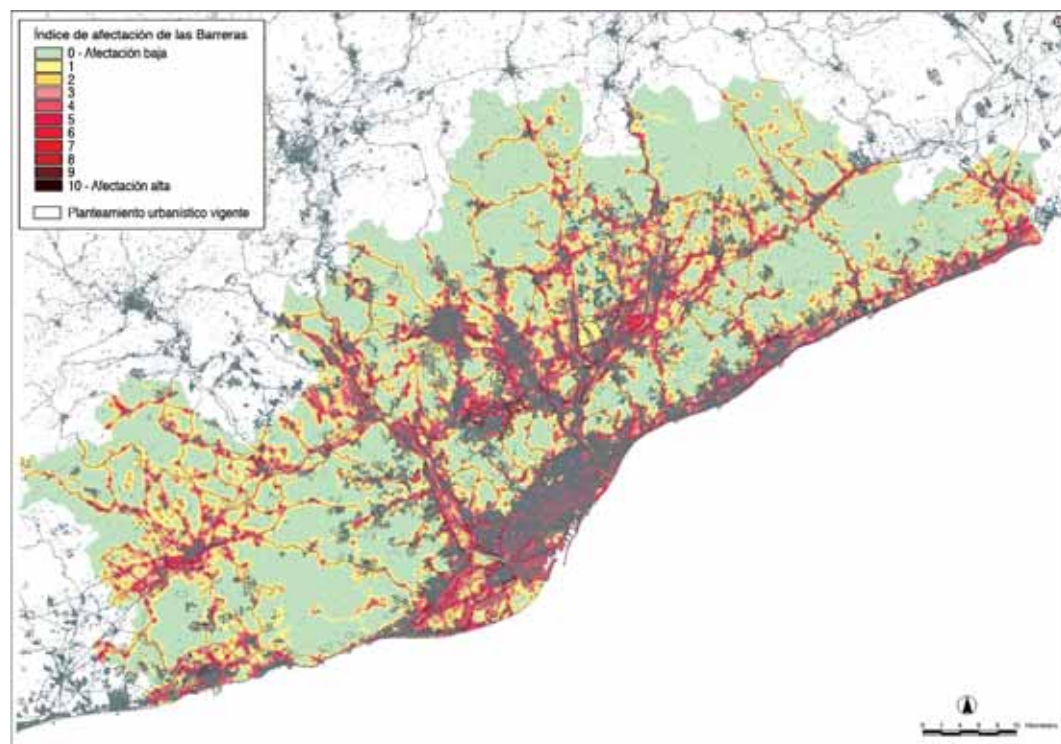


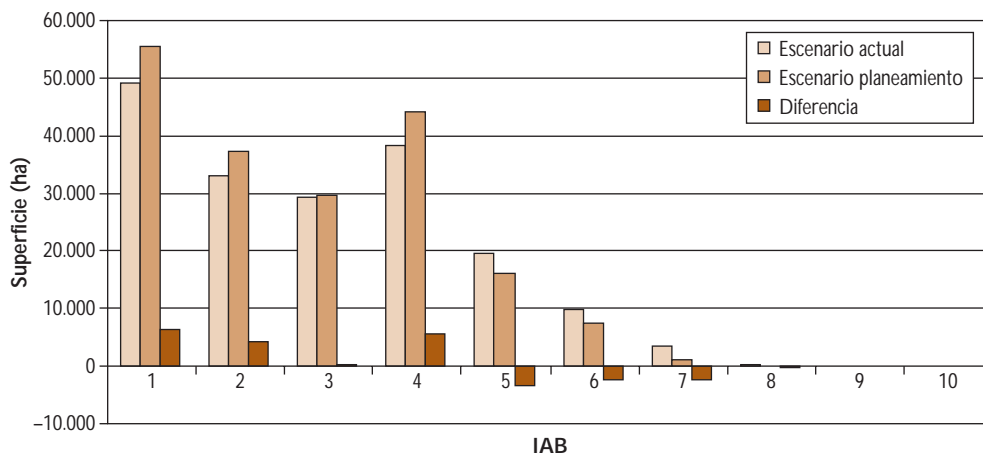
FIG. 5. Evaluación del impacto de las barreras antropogénicas incorporando el planeamiento urbanístico vigente en el AMB

de aislamiento ecológico que se produce llega a ser muy intenso, por ejemplo en gran parte de las zonas llanas del Vallès, así como en distintos espacios naturales protegidos, como el Parque de Collserola. El impacto del planeamiento urbanístico (ver FIG. 6) repercutiría, caso de ejecutarse los planes tal como fueron aprobados, en más de 8.000 ha afectadas, directa o indirectamente, por las nuevas barreras antropogénicas.

4.3. Evaluación de la conectividad ecológica del AMB

Es sabido que los espacios naturales protegidos aislados resultan insuficientes, por bien diseñados y gestionados que estén, para mantener la biodiversidad y para cumplir otras muchas funciones ecológicas y sociales importantes (FORMAN & GORDON, 1986). La aplicación del Índice de Conectividad Ecológica absoluto (ICE_a),

FIG. 6. Impacto en la conectividad ecológica del planeamiento vigente en el AMB según el Índice de Afectación de las Barreras (IAB). La tabla muestra el desglose por hectáreas asociado a cada nivel de impacto



IAB	Impacto	Escenario actual (ha)	Escenario planeamiento (ha)	Diferencia (ha)
1	Muy bajo	49.197	55.605	6.407
2		33.108	37.279	4.170
3	Bajo	29.264	29.543	279
4		38.367	44.048	5.681
5	Medio	19.621	16.215	-3.406
6		9.817	7.542	-2.275
7	Alto	3.432	1.087	-2.345
8		360	36	-323
9	Muy alto	4	0	-4
10		0	0	0
Total (ha)		183.170	191.355	8.185
Total (% AMB)		56,50	59,03	2,52

definido en el apartado 3.3, permite comparar el escenario actual con el que resultaría de llevarse a cabo el planeamiento urbanístico vigente.

Debido a que el AMB es un territorio bastante fragmentado, la mayor parte de los valores obtenidos cuando se aplica el ICE_a en el escenario actual son moderados (29,29%) o bajos (40,09%), destacando, como era de esperar, la ausencia completa de áreas con una conectividad ecológica muy alta, así como la escasa superficie que tiene conectividad ecológica alta (sólo un 0,16% del AMB), tal como muestra la FIG. 9.

A continuación se calculó el ICE_a para el escenario que configura el planeamiento urbanístico vigente y se comparó con el ICE_a aplicado a los usos del suelo actuales. La diferencia constituye una medida del impacto de los planes urbanísticos municipales en la conectividad ecológica del AMB. Se constata una pérdida global de los niveles de ICE_a en casi 90.000 ha (27,61% del AMB), que repercute gravemente sobre los sistemas naturales de la Sierra Litoral y la Sierra

Prelitoral, como se observa en la FIG. 8. Por otro lado, una evaluación funcional (ver FIG. 7) muestra una pérdida de áreas efectivas para la conectividad ecológica en más de 2.000 ha (0,75% del AMB), que afecta buena parte de los escasos conectores fluviales que todavía persisten operativos, como los que surcan la depresión del Vallès.

Disponiendo de las bases de información necesarias, el tiempo preciso para calcular dichos índices de conectividad ecológica en la situación actual y en dos escenarios, uno tendencial y otro más sostenible, con todos los análisis y cartografías asociadas, se estima en unos dos meses.

4.4. Evaluación estratégica de la conectividad ecológica en el AMB

En conjunto, las cinco clases de áreas que resultan estratégicas para la conectividad ecológica —definidas en el apartado 3.4— cubren unas 31.000 ha, lo que equivale al 9,5% del AMB (ver FIG. 10). De ellas, el 81%

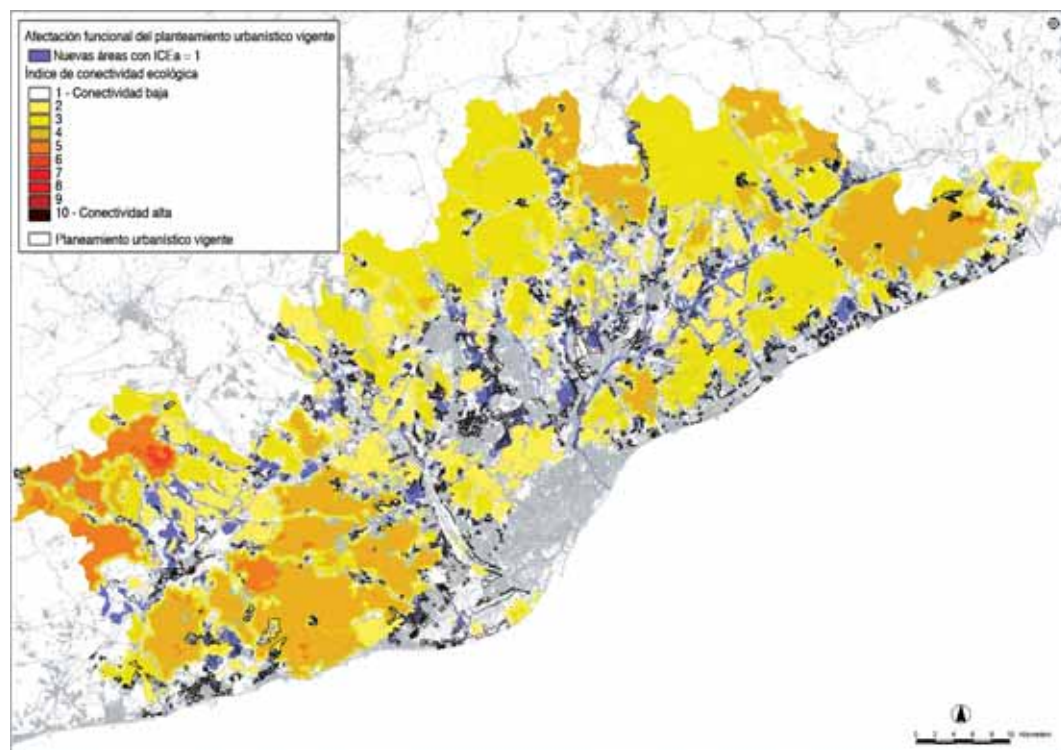


FIG. 7. Afectación funcional de la conectividad ecológica del AMB considerando el planeamiento urbanístico vigente

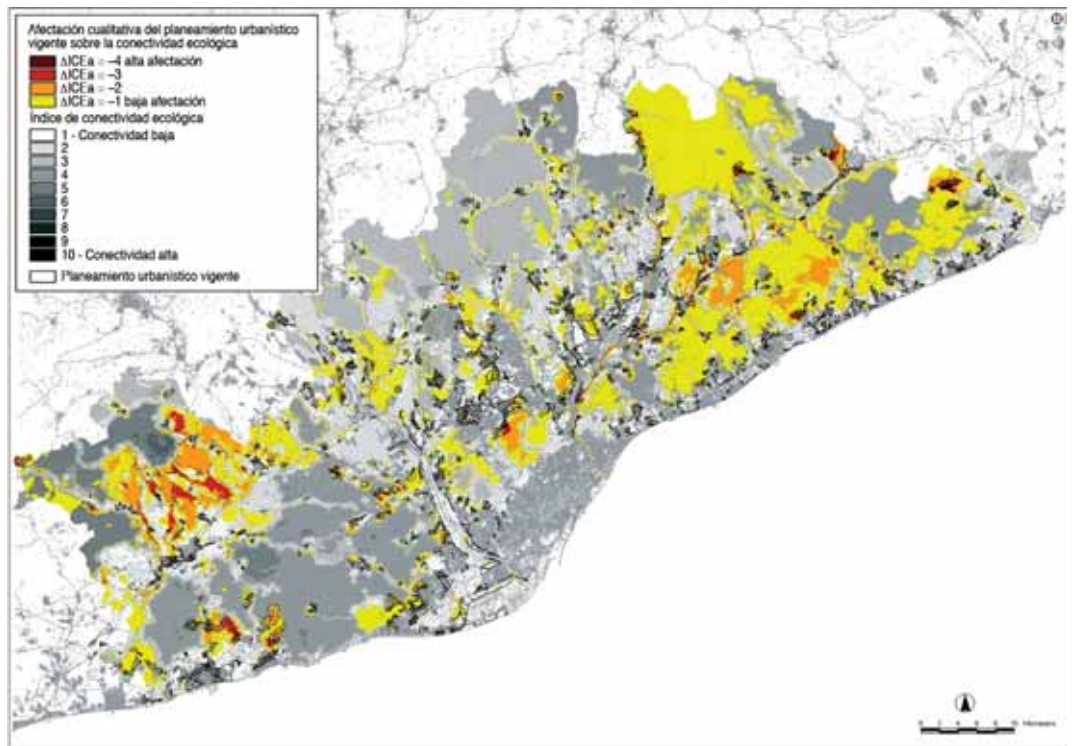


FIG. 8. Afectación cualitativa de la conectividad ecológica del AMB considerando el planeamiento urbanístico vigente

se considera que son actualmente funcionales, mientras que el 19% restante corresponde a categorías que requerirían restauración ecológica para poder ser funcionales.

El análisis realizado ha puesto en evidencia que la integración de criterios de conectividad ecológica y paisajística es débil en la mayoría de planes urbanísticos del AMB. En concreto, se han identificado 11.665 ha de zonas urbanizables que crearían impactos de diferente gravedad en la conectividad ecológica (ver FIG. 11), aunque casi el 10% de ellos (1.121 ha) corresponden a parques o zonas verdes que podrían incorporar fácilmente medidas para hacer compatible su existencia con la conservación de los aspectos funcionales de los ecosistemas adyacentes.

También han sido identificadas una gran cantidad de zonas urbanizables (6.818 ha) generalmente adyacentes a zonas urbanas preexistentes, que podrían ejecutarse con un impacto mínimo a la conectividad. En el otro extremo del espectro, se han identificado unas 2.728 ha de zonas urbanizables (14,5%

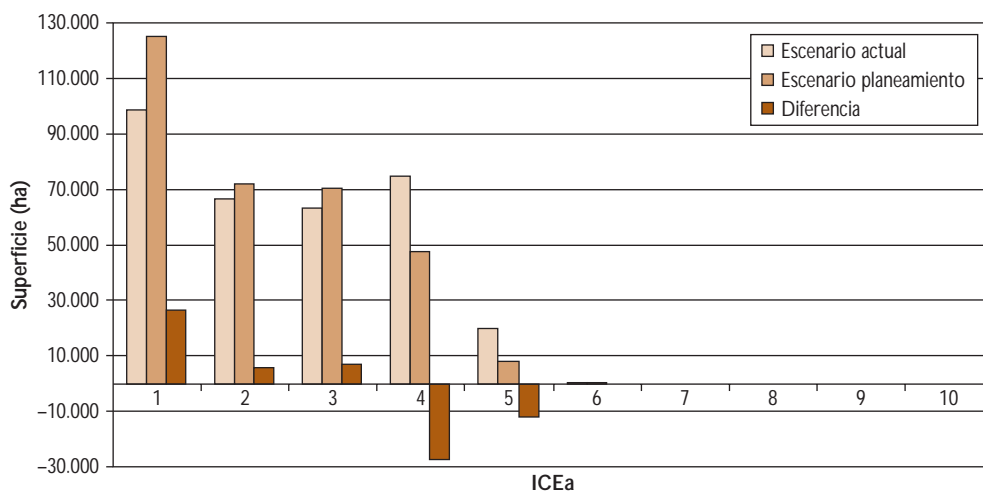
de los nuevos suelos urbanizables) que crearían un impacto crítico en la conectividad ecológica, lo que sugiere la necesidad de revisar los planes urbanísticos correspondientes, para buscar alternativas o medidas paliativas.

5. CONCLUSIONES

La metodología desarrollada para la identificación, cartografía y evaluación de la conectividad ecológica y paisajística permite, como se ha demostrado, una serie de ágiles aplicaciones en el ámbito de la planificación territorial y su correspondiente evaluación ambiental estratégica. Ha sido concebida para aplicaciones a nivel regional o comarcal, es decir, de carácter estratégico.

Tal como se ha dicho, el método se basa en los principios de la ecología del paisaje cuantitativa y gravita en una serie de índices compuestos que son meras simplificaciones de una realidad tan extraordinariamente compleja que sus múltiples interacciones

FIG. 9. Cálculo de impacto del planeamiento urbanístico vigente en el AMB según el Índice de Conectividad Ecológica (ICE). La tabla muestra el desglose por hectáreas asociado a cada nivel de impacto



ICE _a	Conectividad	Escenario actual (ha)	Escenario planeamiento (ha)	Diferencia (ha)
1	Muy bajo	98.785	125.217	26.432
2	Bajo	66.608	72.202	5.594
3		63.339	70.485	7.146
4	Medio	74.874	47.687	-27.187
5		20.074	8.134	-11.940
6	Alto	506	461	-45
7		0	0	0
8	Muy alto	0	0	0
9		0	0	0
10		0	0	0
Total (ha)		324.187	324.187	0
Total (% AMB)		100,00	100,00	0,00

resultan incluso difíciles de concebir. Por todo ello, hay que subrayar que los valores numéricos que arrojan dichos índices tienen un valor relativo, por lo que su utilidad radica, esencialmente, en que permiten comparaciones cuantitativas, apoyadas en representaciones cartográficas, que resultan de gran ayuda en el análisis y comparación de alternativas.

En efecto, el lenguaje cuantitativo y cartográfico facilita la comunicación de los

resultados de la metodología a planificadores e ingenieros, siendo muy ágil la realización de sucesivas iteraciones para comprobar los efectos que distintos planteamientos o medidas correctoras tendrían en la conectividad ecológica del área de estudio, con una utilidad clara en los procesos de participación pública.

Una de las principales ventajas de la metodología presentada es que tiene unas necesidades de bases de datos relativamente

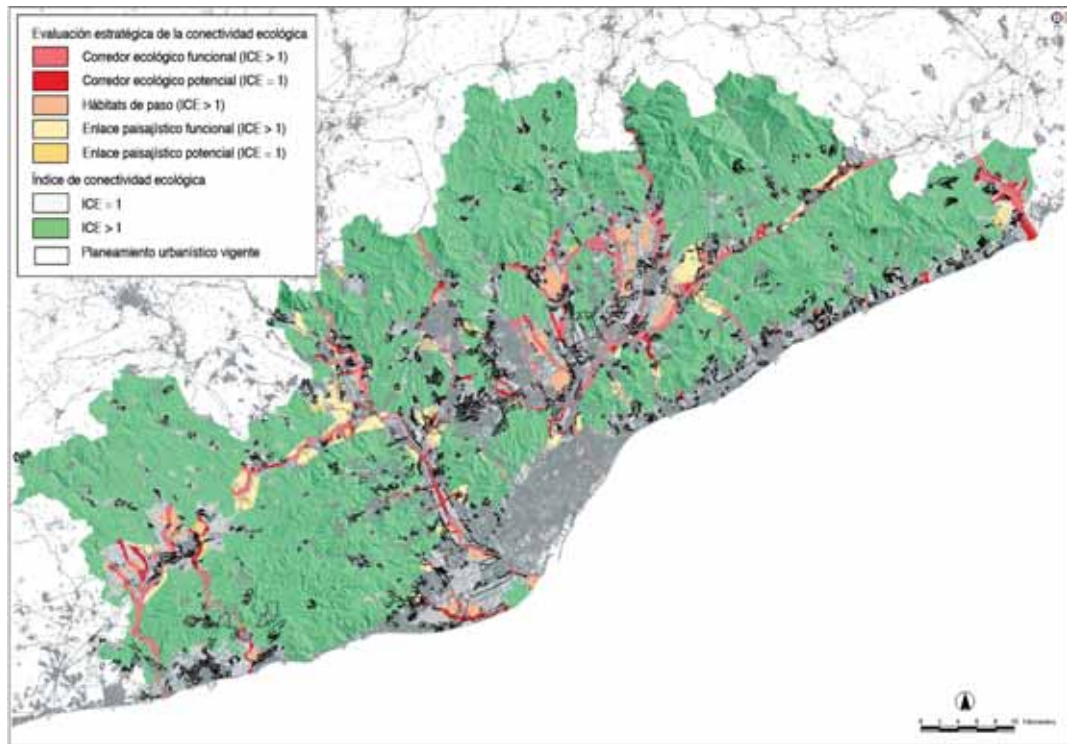


FIG. 10. Evaluación estratégica de la conectividad ecológica considerando el planeamiento urbanístico vigente en el AMB

modestas, de manera que se encuentran generalmente al alcance de los organismos de planificación. Requiere, básicamente, mapas digitales fiables y actualizados de usos del suelo y de infraestructuras, a escalas mínimas de 1:25.000.

Otra ventaja significativa es su transparencia. Las fórmulas en que se basa el modelo son explícitas, y todas sus constantes y variables se pueden ajustar a condiciones locales particulares, con la ayuda de datos empíricos, sobre procesos u flujos ecológicos, o sobre desplazamientos de especies indicadoras, en caso de que se disponga de ellos. Por dicha razón, se trata de un modelo susceptible de ser ajustado a distintas zonas, o de forma progresiva, en el mismo territorio, a medida que los parámetros fundamentales de sus componentes claves vayan siendo mejor conocidos.

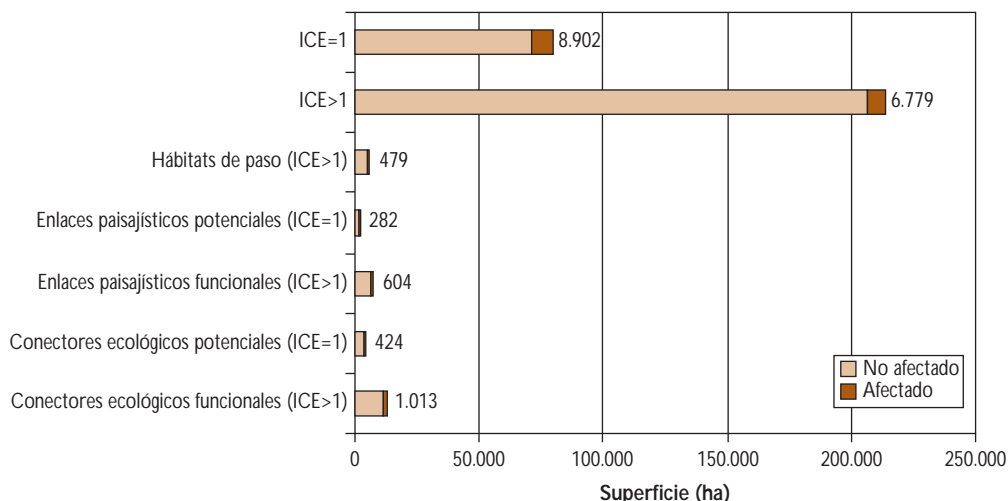
La aplicación de dicho método al AMB ha permitido elaborar el primer diagnóstico conjunto del estado de su conectividad ecológica, a una escala útil para la

planificación territorial y urbanística. Asimismo, ha permitido evaluar el impacto que sobre dicha conectividad ecológica ejerce el planeamiento urbanístico vigente y proponer medidas para minimizar los impactos críticos.

A juicio de los autores, aún falta mucho para que la integración de los criterios ecológicos en la planificación territorial, urbanística y sectorial del AMB alcance un nivel aceptable. La mayor parte de los crecimientos urbanísticos y de infraestructuras de los últimos años han seguido devorando los cada vez más escasos conectores ecológicos metropolitanos, acelerando una tendencia que avanza rápidamente en dirección opuesta a la que diversas directrices nacionales e internacionales coinciden que sería necesario adoptar.

Los autores confían, por tanto, que la metodología que han elaborado pueda incidir en la futura ordenación territorial del AMB ayudando a revertir algunas de las tendencias más negativas a que se halla

FIG. 11. Evaluación estratégica del impacto del planeamiento urbanístico vigente sobre la conectividad ecológica del AMB. La tabla muestra el desglose por categorías urbanísticas del impacto asociado a cada componente de la red ecológica funcional propuesta



Planeamiento urbanístico	Evaluación estratégica de la conectividad ecopaisajística						Áreas no estratégicas		Total planeamiento	
	Conectores ecológicos funcionales (ICE > 1)	Conectores ecológicos potenciales (ICE = 1)	Enlaces paisajísticos funcionales (ICE > 1)	Enlaces paisajísticos potenciales (ICE = 1)	Hábitats de paso (ICE > 1)	Total áreas estratégicas		ICE > 1		ICE = 1
						(ha)	(%)			
Residencial	322	72	170	47	205	816	2,63	4.753	3.340	8.910
Industrial	284	115	114	89	53	654	2,11	424	1.416	2.494
Equipamientos	118	142	95	115	43	513	1,65	8	83	605
Transporte	11	6	1	2	3	23	0,07	293	1.907	2.223
Terciario	22	23	50	1	56	152	0,49	1.219	1.671	3.042
Parques	257	66	174	28	119	644	2,08	81	485	1.210
Afectado	1.013	424	604	282	479	2.802	9,04	6.779	8.902	—
No afectado	11.710	3.658	6.206	1.625	4.985	28.184	90,96	206.557	70.961	—
Total (ha)	12.724	4.082	6.810	1.907	5.464	30.986	100,00	213.336	79.863	18.483

sometida actualmente, y creando un marco más sostenible, a través del establecimiento de una red ecológica funcional de espacios naturales protegidos y corredores ecológicos, como la que propone el modelo de la red ecológica europea EECNET (BENNET, 1991).

Por otra parte, los autores creen que, con algunos ajustes menores, esta metodología puede ser válida para cualquier ámbito territorial similar. No obstante, para escalas

más detalladas, como la de la planificación urbanística municipal o la del diseño de parques o espacios protegidos, será preciso complementarla con métodos empíricos, de tipo experto, usando datos de dinámica ecológica local y hábitats, así como corredores y barreras para especies clave (CLEVENGER & al., 2002).

Finalmente, cabe mencionar que de forma paralela a los trabajos de generación del ICE, los autores, en colaboración con otros

científicos, han abierto otras líneas de investigación en el campo de los índices ecológicos. Se trata de disponer de nuevos índices que actuarían de forma complementaria en la evaluación ambiental estratégica del planeamiento territorial.

Estos índices abordan la vulnerabilidad de la matriz territorial (IVT) y el valor del patrimonio natural (IVPN). Juntamente con el ICE, pueden acabar confluyendo en un índice de aptitud territorial (IAT), de carácter integrador (MARULL, 2005).

BIBLIOGRAFÍA

- 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.
- BARCELONA REGIONAL & INSTITUT CARTOGRÀFIC DE CATALUNYA (2001): *Mapa d'usos del sòl de l'Àrea Metropolitana de Barcelona*, 1:25000-scale. No publicado.
- BEIER, P. & R. F. NOSS (1998): "Do Habitat Corridors Provide Connectivity?", *Conservation Biology*, 12 (6): 1241-1252.
- BENDER, D. J. & T. A. CONTRERAS & L. FAHRING (1998): "Habitat loss and population decline: a meta-analysis of the patch size effect", *Ecology*, 79: 517-533.
- BENNET, G. (1991): *EECONET: Towards a European Ecological Network*, Institute for European Environmental Policy. Arnhem, The Netherlands.
- BRANDT, J. (1995): "Ecological networks in Danish planning", *Landschap*, 12 (3): 63-76.
- CLEVINGER, A. P. & J. WIERZCHOWSKI & B. CHRUCZ & K. GUNSON (2002): "GIS Generated Expert Based Models for Identifying Wildlife Habitat Linkages and Planning Mitigation Passages", *Conservation Biology*, 16 (2): 503-514.
- ESRI (2000): *Arc/Info User's Guide*.
- EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY (1999): *Environment in the European Union at the turn of the century*, Environmental assessment report, 2. EEA, Copenhagen, Denmark.
- FAHRING, L. & G. MERRIAM (1994): "Conservation of fragmented populations", *Conservation Biology*, 8: 50-59.
- FORMAN, R. T. T. (1990): "Ecologically sustainable landscapes: the role of spatial configuration". In: FORMAN, R. T. T. & ZONNEVELD, I. S. (eds.) *Changing Landscapes, an ecological perspective*, Springer-Verlag.
- (2000): "Estimate of the Area Affected Ecologically by the Road System in the United States", *Conservation Biology*, 14 (1): 31-35.
- (2004): *Mosaico territorial para la region de Barcelona*. Barcelona Regional, Editorial Gustavo Gili, 150 pp.
- & M. GORDON (1986): *Landscape Ecology*, New York, John Wiley & Sons.
- FORMAN, R. T. T. & L. E. ALEXANDER (1998): "Roads and their major ecological effects", *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29:207-231.
- JONGMAN, R. H. G. (1995): "Nature conservation planning in Europe: developing ecological networks", *Landscape and Urban Planning* 32: 169-183.
- HOOFTMAN, M. & H. KUIJFHOUT (1997): "Route N348 – Phase I, landscape Plan". In: 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.
- KAULE, G. (1997): "Principles for Mitigation of habitat Fragmentation". In: 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.
- 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.
- 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.
- (2000): "Importància dels connectors ecològics a l'àmbit metropolità de Barcelona", *Notes: Les ciutats emergents*, 14: 41-56. Centre d'Estudis Molletans, Mollet del Vallès.
- MARGALEF, R. (2003): *Acceptació de la medalla d'or de la Generalitat (7.10.2003)*, Generalitat de Catalunya.
- MARULL, J. (2003): "La vulnerabilidad del territorio en la región metropolitana de Barcelona. Parámetros e instrumentos de análisis". In: FOLCH, R. (ed.) (2003), *El territorio como sistema. Conceptos y herramientas de ordenación*, Diputació de Barcelona. 141-158.
- (2005): "Metodologies paramètriques para la evaluación ambiental estratégica", *Ecosistemas*, 14 (2). In press.
- & J. M. MALLARACH (2002): "La conectividad ecológica en el Área Metropolitana de Barcelona", *Ecosistemas*, 11 (2). <http://www.aet.org/ecosistemas/022/investigacion6.htm>.
- (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 (2-4): 243-262.

- MAYOR, X. (2001): *Anàlisi i categorització dels elements fragmentadors del teixit urbà i dels eixos viaris sobre la connectivitat ecològica*, Departament de Medi Ambient, Generalitat de Catalunya. Informe inèdit.
- MÜGICA, M. & J. V. DE LUCIO & C. MARTÍNEZ & P. SASTRE & J. A. ATAURI-MEZQUIDA & C. MONTES (2002): *Territorial integration of natural protected areas and ecological connectivity within Mediterranean landscapes*, Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 124 p.
- O'NEIL, R. V. & R. H. GARDNER, & M. G. TURNER (1992): "A hierarchical neutral model for landscape analysis", *Landscape Ecology*, 7 (1): 55-61.
- PINO, J. & F. RODÀ (dir.) (2000): *Elements de diagnosi i propostes per a l'avanç de pla de la connexió Sant Llorenç del Munt-Montseny*, Diputació de Barcelona. Informe inèdit.
- & J. RIBAS & 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.
- RUEDA, S. (2002): *Barcelona, ciutat mediterrània, compacta i complexa. Una visió del futur més sostenible*, Ajuntament de Barcelona.
- SAUNDERS, D. & R. J. HOBBS & C. R. MARGULES (1991): "Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review", *Conservation Biology*, 5: 18-32.
- SEPP, K. & H. PALANG & Ü. MANDER & A. KAASIK (1999): "Prospects for nature and landscape protection in Estonia", *Landscape and Urban Planning*, 46: 161-167.
- SCHREIBER, K.-F. (ed.) (1987): "Connectivity in Landscape Ecology", *Proceedings of the 2nd International Seminar of the International Association for Landscape Ecology*, Münstersche Geographische Arbeiten, Paderborn.
- TROMBULAK, S. C. & C. A. FRISSELL (1999): "Review of Ecological Effects of Roads on Terrestrial and Aquatic Communities", *Conservation Biology*, 14 (1): 18-30.
- VIRGÓS, E. & J. L. TELLERÍA & 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. & T. O. CRIST (1995): "Critical thresholds in species response to landscape structure", *Ecology*, 76 (8): 2446-2459.

Novedad
Ministerio de Vivienda

ATLAS ESTADÍSTICO DE LAS ÁREAS
URBANAS EN ESPAÑA 2004

Delimitación y caracterización sociodemográfica de las
áreas urbanas en España



Imprescindible para geógrafos, estadísticos, urbanistas, sociólogos, etc. y todo estudioso que desee conocer la evolución y tipología de la estructura territorial cambiante de nuestros ámbitos urbanos y el detalle de su población, vivienda, estructura familiar y planeamiento

82 Grandes Áreas Urbanas y
269 Pequeñas Áreas Urbanas

Un total de 1.012 municipios, constituyen el mapa urbano español, descrito a través de más de 60 tablas, 600 gráficos y más de 100 mapas en 227 páginas a color

Formato: 29,5 cm x 34 cm

Pedidos: Librería del B.O.E.. C/Trafalgar, 27 Madrid.
Tfnº: 902365303, Fax: 915382122; e-mail: tienda@boe.es
P.V.P.: 57€ (I.V.A. incluido)
I.S.B.N.: 84-96387-06-2