

# DOSSIER

ciudades

## DOSSIER CIUDADES

«Dossier Ciudades» es una serie de publicaciones propias del Instituto Universitario de Urbanística de la Universidad de Valladolid.

El objetivo general de la serie es editar resultados de las investigaciones, los trabajos, las reuniones científicas y los seminarios y programas docentes del Instituto o de aquellos en los que hayan participado algunos de sus miembros. En particular, el objetivo principal es publicar materiales que den una visibilidad académica integral a lo más relevante de los proyectos, convenios y trabajos de investigación efectuados por el Instituto o con su participación, produciendo obras de valor acreditado y concebidas como libros monográficos o como manuales, así como también publicar textos críticos que desarrollen, incluso con radicalidad, las cuestiones más candentes de la problemática urbana.

En esta nueva serie, la clave común debe ser el espacio humanizado, de modo que territorio y ciudad están siempre presentes, con una consideración hacia ítems como el interés público, la equidad social y el planeamiento como referente común, asegurando siempre el valor académico, la originalidad, la oportunidad, la variedad temática y la perspectiva pluridisciplinar. En definitiva, la serie de publicaciones «Dossier Ciudades» instituye una política editorial que pretende complementar a la revista científica «Ciudades» que el Instituto Universitario de Urbanística de la Universidad de Valladolid edita de forma regular.

## INSTITUTO UNIV. DE URBANÍSTICA

El Instituto Universitario de Urbanística de la Universidad de Valladolid es un instituto universitario de investigación LOU cuya finalidad específica es desarrollar investigación, docencia de tercer ciclo y formación permanente en el área de la Urbanística y la Ordenación del territorio, desde una perspectiva interdisciplinar en la que están implicados campos de conocimiento como los de la Arquitectura, Geografía, Derecho, Historia, Economía y cuantos se relacionan con el análisis, ordenación, proyectación, planificación y construcción de ciudades y territorios.

Publicaciones del  
**INSTITUTO  
UNIVERSITARIO  
URBANÍSTICA**



**Universidad de Valladolid**  
Secretariado de Publicaciones  
e Intercambio Editorial

**institutourbanística.com**  
**revistaciudades.com**



# DOSSIER

1 ciudades

DOSSIER  
ciudades

PUBLICACIÓN DEL  
instituto universitario de urbanística  
de la universidad de valladolid

# DOSSIER

1 ciudades

2013

1

2013

PLANIFICACIÓN ESPACIAL Y CONECTIVIDAD ECOLÓGICA:  
LOS CORREDORES ECOLÓGICOS



**Luis Santos y Ganges**  
**Pedro María Herrera Calvo**  
coordinadores

ISBN: 84-8448-736-4

C. de Barras.

# CORREDORES ECOLÓGICOS

# DOSSIER

1 ciudades

## PLANIFICACIÓN ESPACIAL Y CONECTIVIDAD ECOLÓGICA: LOS CORREDORES ECOLÓGICOS

«Corredores ecológicos» es una obra colectiva que desarrolla un tema de gran interés técnico y científico: la conectividad ecológica y su influencia territorial y paisajística. El libro ofrece una serie de claves de concepto, de diseño y de implementación que tratan de facilitar la incorporación de los corredores ecológicos a los instrumentos de planificación espacial.

Los capítulos de esta obra incluyen ámbitos distintos pero relacionados; desde los planteamientos teóricos vinculados a la planificación subregional, el papel de la escala en el diseño de redes ecológicas, la lucha contra la fragmentación generada por grandes infraestructuras, la novedosa incorporación de la conectividad a los proyectos de concentración parcelaria e incluso el desarrollo, paso a paso, de un modelo concreto de corredores ecológicos.

Se trata de una obra singular en varios aspectos. Por un lado, debido a su carácter profundamente multidisciplinar, apreciable tanto en la trayectoria y el enfoque de los diferentes autores como en la colaboración de la Asociación de Ecología del Paisaje ECOPÁS. Destaca, además, su vocación de utilidad, reforzada por una estructura en dos partes, la primera de ellas desglosando el marco conceptual y científico y la segunda planteando la aplicación práctica en diversas vertientes. Se ofrece aquí, en definitiva, un trabajo intelectual fundado sólidamente y concebido desde una visión práctica cimentada en muchos años de trabajo sobre el paisaje y el territorio.





PLANIFICACIÓN ESPACIAL Y  
CONECTIVIDAD ECOLÓGICA  
LOS CORREDORES ECOLÓGICOS

## **DOSSIER** ciudades ; 1

PLANIFICACIÓN espacial y conectividad ecológica: los corredores ecológicos / Luis Santos y Ganges, Pedro María Calvo Herrera, coords. – Valladolid : Universidad de Valladolid, Instituto Universitario de Urbanística : Universidad de Valladolid, Secretariado de Publicaciones e Intercambio Editorial, 2012

**222** p. ; **22** cm .- (Dossier Ciudades ; 1)

ISBN 978-84-8448-736-4

1. Planificación territorial. 2. Conectividad ecológica. 3. Corredores ecológicos. I. Santos y Ganges, Luis, coord. II. Calvo Herrera, Pedro María, coord. III. Universidad de Valladolid, ed. IV. Universidad de Valladolid, Instituto Universitario de Urbanística, ed. V. Serie

PLANIFICACIÓN ESPACIAL Y  
CONECTIVIDAD ECOLÓGICA  
LOS CORREDORES ECOLÓGICOS

### **Coordinadores**

Luis Santos y Ganges y Pedro María Herrera Calvo

### **Autores**

Joaquín Cuenca Lozano, Juan Luis de las Rivas Sanz, Estanislao de Luis Calabuig, Emilio Díaz Varela, Mikel Gurrutxaga San Vicente, Salvador Hernández Navarro, Pedro María Herrera Calvo, Carlos Iglesias Merchán, Marina Jiménez Jiménez, José Luis Lalana Soto, Óscar Ramírez del Palacio y Luis Santos y Ganges

### **Asistencia editorial y cubierta**

Víctor Pérez Eguíluz y Enrique Rodrigo González

Fotografía de Luis Santos y Ganges: alrededores del aeropuerto de Estocolmo-Arlanda, región de Estocolmo, Suecia

### **Diagramación y maquetación**

Almudena Bartolomé San Miguel

### **Revisión de textos**

Luis Santos y Ganges, Pedro María Herrera Calvo, Almudena Bartolomé San Miguel y José Luis Lalana Soto

### **Impresión**

Imprenta Manolete, S.L.

### **ISBN**

978-84-8448-736-4

### **Depósito Legal**

VA-188-2013

### **Edita**

Instituto Universitario de Urbanística y Secretariado de Publicaciones e Intercambio Editorial de la Universidad de Valladolid

### **Colabora**

ECOPÁS

Asociación Técnica de Ecología del Paisaje y Seguimiento Ambiental



Este libro, editado por el Instituto Universitario de Urbanística y el Secretariado de Publicaciones e Intercambio Editorial de la Universidad de Valladolid, se encuentra bajo una Licencia Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-SinObraDerivada 3.0 Unported.



Reconocimiento: en cualquier explotación de la obra hará falta reconocer la autoría.



No comercial: la explotación de la obra queda limitada a usos no comerciales.



Sin obras derivadas: la autorización para explotar la obra no incluye la transformación para crear una obra derivada.

---

## ÍNDICE

Presentación de «DOSSIER ciudades»

9

Introducción. *Introduction.*

Luis SANTOS Y GANGES & Pedro María HERRERA CALVO

11

Corredores, conectividad y ecología del paisaje. *Corridors, connectivity and landscape ecology.*

Estanislao de LUIS CALABUIG

29

Ecología del paisaje, conectividad ecológica y territorio. Una aproximación al estado de la cuestión desde una perspectiva técnica y científica. *Landscape ecology, ecological connectivity and territory. An approach to the state of the art from a technical and scientific perspective.*

Pedro María HERRERA CALVO & Emilio DÍAZ VARELA

43

Corredores verdes y corredores ecológicos en la planificación espacial. Historias y encuentros. *Greenways and ecological corridors in spatial planning. Stories and encounters.*

Marina JIMÉNEZ JIMÉNEZ

71

Bases conceptuales en la planificación espacial de cara a la protección ambiental y paisajística. *New conceptual basis for spatial planning facing environmental and landscape protection.*

Luis SANTOS Y GANGES, Pedro María HERRERA CALVO, Juan Luis de las RIVAS SANZ & José Luis LALANA SOTO

113

La implementación de la conectividad ecológica a distintas escalas espaciales. *Multi-scale implementation of ecological connectivity.*

Mikel GURRUTXAGA SAN VICENTE

139

Una aproximación a la conectividad ecológica aplicada a la planificación territorial: modelización para el caso de Valladolid y Entorno. *An approach to ecological connectivity applied tool and planning: modelling the case of Valladolid and its environs.*

Pedro María HERRERA CALVO

149

Conectividad ecológica e infraestructuras lineales: el caso histórico del Parque Natural de Despeñaperros. *Ecological connectivity and linear infrastructures: the historic case of Natural Park of Despeñaperros (Spain).*

Carlos IGLESIAS MERCHÁN, Emilio DÍAZ VARELA & Joaquín CUENCA LOZANO

241

La conectividad ecológica en los espacios agrarios. Aportaciones desde los procesos de concentración parcelaria. *Ecological connectivity in agricultural spaces. Contributions from Land Consolidation Projects.*

Óscar RAMÍREZ DEL PALACIO & Salvador HERNÁNDEZ NAVARRO

269



## PRESENTACIÓN DE «DOSSIER CIUDADES»

Este libro es el primer número de una publicación propia del Instituto Universitario de Urbanística de la Universidad de Valladolid que hemos concebido y denominado «DOSSIER Ciudades».

El Instituto dispuso en el pasado de una serie de publicaciones propias del Instituto de Urbanística de la Universidad de Valladolid denominada «Documentos»; la serie “Documentos” del Instituto. El número 1 de esta serie se titulaba «Planificación en Centros Históricos» y fue el resultado de las jornadas sobre Planificación de Centros Históricos que tuvieron lugar en la ciudad de Segovia, durante el mes de marzo de 1991, cuando se estaba trabajando para los Planes Especiales de la ciudad histórica de Segovia. El número 2, titulado «Planeamiento Urbano en la Europa Comunitaria: Bélgica, Italia, Gran Bretaña, Francia, Portugal y España» fue a su vez el resultado de un curso organizado por el Instituto entre noviembre de 1992 y enero de 1993. El número 3, del año 2000, con el título «Ciudad, Territorio y Patrimonio. Materiales de investigación», recogió algunos temas relacionados con las lecciones impartidas por algunos de los profesores del Programa de Doctorado que se desarrollaba en la Universidad Iberoamericana de Puebla, México. Y el número 4, del año 2002, con el título «Ciudad, Territorio y Patrimonio. Materiales de investigación II», siguió la misma idea, construyéndose con textos correspondientes al programa de doctorado “Ciudad, territorio y patrimonio” del bienio 2001-2002, en la UIA Puebla. El objetivo de la serie «Documentos» era dar fe de las reuniones científicas, congresos u otro tipo de encuentros, conferencias y programas docentes que organiza el Instituto.

A partir de este momento, sin embargo, hemos decidido producir obras monográficas de valor científico concebidas como libros o como manuales, a modo de anejos de nuestra revista «Ciudades». Recientemente, el informe de la Agencia para la Calidad del Sistema Universitario de Castilla y León, de la primavera de 2012, por el que se nos renovaba la condición de instituto universitario de investigación LOU, ha sugerido que nuestro pequeño pero admirable instituto impulse la edición de materiales que den una visibilidad académica integral a los numerosos trabajos de investigación realizados.

Los miembros del instituto llevan a cabo diversos trabajos de investigación para las administraciones con los que se hace innovación y transferencia de conocimiento, máxime cuando se trabaja en temas arduos donde se hace precisa una investigación teórica que sustente el modelo del plan y una disposición creativa, como ha venido siendo el caso de los instrumentos de ordenación del territorio y otros vinculados al patrimonio cultural. Los trabajos de investigación a veces dan algún fruto editorial, sobre todo de la mano de las comunicaciones a los congresos, pero constituyen un gran cúmulo de labores que podrían también plasmarse en forma de libro, entendemos que siempre y cuando se encuentre el hilo conductor adecuado, tanto por su valor académico y su originalidad como por su oportunidad.

En definitiva, se trata de editar también resultados de los trabajos de investigación del instituto y a la vez concebir trabajos conjuntos pluridisciplinares con colegas expertos, siempre desde una idea rectora que dé cuerpo a cada publicación concreta. Y ello dejando provocativamente de soslayo el hecho evidente de que la sistemática de valoración en la que estamos todos los universitarios inmersos, queramos o no, apenas valora o incluso desprecia lo que es considerada una mera autopublicación. La obra de que aquí presentamos inaugura la nueva perspectiva, emprendiendo así una política editorial que ha de complementar a la publicación de monografías y al trabajo de la revista científica «Ciudades» que el Instituto Universitario de Urbanística de la Universidad de Valladolid esforzadamente hace con ritmo anual.



## INTRODUCCIÓN

Este libro tiene por tema la aplicación de la conectividad ecológica (y su corolario, las redes ecológicas, y en concreto los corredores ecológicos) a la planificación espacial de diverso tipo, sobre todo a los instrumentos de ordenación del territorio que hemos desarrollado en el Instituto Universitario de Urbanística de la Universidad de Valladolid a lo largo de los últimos dieciséis años. Es, además, un tema en el que nos hemos ido formando poco a poco y hemos logrado también poco a poco que se fuera incorporando al modelo de protección y a su cuerpo normativo.

El concepto de redes ecológicas, tal y como lo plantean el European Center of Nature Conservation (ECNC) para la organización de la Pan European Ecological Network (PEEN), o los diferentes proyectos de la European Ecological Network (EECONet) en Europa, es un modelo de protección territorial que optimiza las relaciones entre hábitats, especies y poblaciones con el objetivo de garantizar la conservación de la biodiversidad (entendida ésta como el complejo de diferentes factores como diversidad de especies, de hábitats, paisajística, etc.). La importancia de esta aproximación en red radica en varios aspectos clave: la potencia del concepto en red como herramienta de planificación y gestión del territorio; el tratamiento simultáneo de la gestión y conservación del paisaje con la conservación de la biodiversidad; la integración entre los objetivos de la Ordenación del Territorio y la Conservación de la Naturaleza.

El modelo del ECNC plantea también la distinción entre diferentes tipos de redes ecológicas en función de su escala territorial, adaptadas a la realidad de cada territorio. Así en Europa podríamos definir, al menos, tres niveles de organización: redes de importancia europea (Red Natura 2000, Red Esmeralda, etc.), redes ecológicas de conservación de la naturaleza a nivel nacional y regional (redes de espacios naturales protegidos) y redes locales integradas en la planificación física, que sería el tipo de red que desarrolla las propuestas más avanzadas de algunos instrumentos de planificación y ordenación territorial a escala subregional.

Las redes ecológicas deben ser capaces de mantener los procesos de los ecosistemas. Por tanto, los objetivos principales de una red ecológica son los siguientes: a) mantener una base física continua capaz de soportar las relaciones ecológicas entre ecosistemas, incluidas la movilidad de individuos, poblaciones y propágulos y el intercambio de materia, energía e información; b) conservar superficies suficientes de los diferentes hábitats, permitiendo a las diferentes especies, poblaciones y comunidades acceder a los recursos (alimenticios, reproductivos o de dispersión) que necesitan para su supervivencia; c) facilitar la migración estacional, evitando la degradación de sus hábitats y facilitando el intercambio genético; d) preservar la integridad de los procesos ambientales importantes para los ecosistemas locales; e) regular la explotación sostenible de los recursos naturales para favorecer la funcionalidad del sistema.

La función de las redes ecológicas es mantener los procesos ecológicos de los ecosistemas mediante el desarrollo de una estructura territorial capaz de soportar dichos procesos, y que debe, en palabras de Bonnin hablando de la Red Ecológica Paneuropea, conservar una representación de hábitats con superficie suficiente para las distintas especies, permitir las migraciones, el intercambio genético y los movimientos entre zonas y asegurar la integridad de los procesos ecológicos vitales.

Bennett (en su propuesta a la UICN de modelos de redes ecológicas para compatibilizar sostenibilidad y conservación), indica que las redes ecológicas son implantaciones artificiales de carácter fundamentalmente territorial consistentes en atribuir funciones específicas a diferentes espacios de un territorio en función de su valor ecológico, potencialidad, recursos y características. El modelo básico para el diseño del sistema de protección de espacios se ha desarrollado sobre el formulado por la iniciativa EECONet, que propone una estructura de protección en red fundamentada en tres elementos, zonas núcleo o nodos, zonas de amortiguación y zonas de conexión (corredores). Este modelo ha sido asumido por la comunidad científica y por las diferentes administraciones con competencias en protección de la naturaleza, como demuestra su consideración en los borradores del Plan de Acción para los Espacios Naturales Protegidos de España o su incorporación progresiva a la legislación de algunas comunidades autónomas. La propuesta de aplicación de este modelo elaborada por Bennett y Wilt para la UICN prevé, además, su aplicación transnacional lo que garantiza también la continuidad a lo largo de las fronteras.

Un modelo de zonificación más desarrollado, siguiendo el criterio de Opdam, contendría los siguientes elementos principales:

- Zonas núcleo o nodos de conservación, que son las zonas que mantienen un valor ecológico mayor. Espacios caracterizados por una alta diversidad y por concentrar biotopos de interés. Estas zonas suelen ser asimilables al concepto tradicional de espacios protegidos y suelen ser elementos de gran importancia para la conservación de hábitats, especies o paisajes. La tipología, normativa y condiciones de estos espacios dependen, fundamentalmente, de la escala y las políticas ambientales que se apliquen en cada lugar.
- Otras áreas de interés. Espacios interesantes pero de menor entidad que las zonas núcleo. En el modelo de redes ecológicas propuesto por el ECNC estas zonas suelen incluirse como zonas tampón o de amortiguación, destinadas a proteger las zonas núcleo y sus enlaces con los corredores.
- Zonas buffer o tampón, que son espacios de transición orientados a atenuar las perturbaciones y amenazas que puedan sufrir las zonas núcleo. Estas zonas se sitúan alrededor de las zonas nucleares y, a veces, de los elementos conectivos para protegerlos y garantizar su integridad. Suelen ser zonas en las que los usos del suelo se regulan para evitar daños sobre los nodos, lo que a su vez puede generar una mejora de las condiciones ecológicas o un incremento de su funcionalidad, lo que hace que puedan ser zonas especialmente valiosas para algunas especies (por ejemplo aquellas que dependen de hábitats agrarios o humanizados) o que puedan ejercer otras funciones, como la de corredores ecológicos.
- Zonas de restauración, que son aquellos espacios degradados que pueden, tras la restauración que sea menester, incorporarse como nodos o tampones de la red en un futuro próximo.
- Corredores y mosaicos, que son espacios que enlazan entre sí los diferentes núcleos. Los corredores son piezas clave de la conectividad ecológica, relacionando unos espacios con otros.
- Barreras ecológicas, que son los puntos en los que se rompe la continuidad de la red, disminuyéndose su funcionalidad, por la presencia de infraestructuras, áreas densamente pobladas u otros obstáculos .

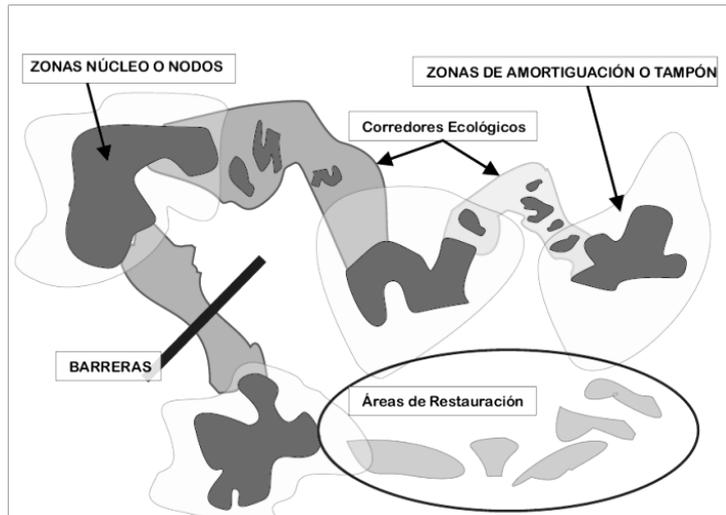


Fig. 0.1. Interpretación esquemática de la proyección territorial del modelo de redes ecológicas de Opdam.

Fuente: elaboración propia.

En esta línea, cabe preguntarse por la estructura conceptual del modelo de redes ecológicas. El principal modelo utilizado para la definición de corredores ecológicos se basa en la propuesta del ECNC, partiendo de la idea, expuesta por Zonneveld, de que las redes ecológicas combinan separación con comunicación entre núcleos, en los que los corredores sirven como nexo de unión a la vez de como estructura de separación entre los elementos interesantes del sistema de protección.

La implementación de corredores ecológicos, según interpreta el ECNC, consta de los siguientes pasos: 1. Definición de la tipología del corredor. 2. Descripción de las características del corredor. 3. Definición de las especies de trabajo. 4. Criterios de selección en función de las necesidades de cada especie. 5. Criterios de selección en función de la escala espacial. 6. Conclusiones y recomendaciones.

Cabe entonces establecer una tipología básica de los corredores: los principales corredores contemplados por la ECNC, partiendo de la consideración de que estos corredores son específicos para cada especie y tienen múltiples funciones, son los siguientes: a) corredores migratorios: utilizados en los movimientos migratorios; b) corredores regulares: utilizados en los movimientos entre zonas de alimentación y refugio y en otros movimientos diarios; c) corredores de dispersión: enlazan hábitats fragmentados o aislados con otras áreas similares, permitiendo los flujos migratorios entre poblaciones y meta-poblaciones. Estos corredores presentan varios subtipos, corredores sólo ida, corredores reproductivos o corredores de distribución y expansión.

Existen además tres tipos fisiognómicos principales de corredores ecológicos: corredores lineales (bandas continuas entre el punto origen y el destino), corredores discontinuos (parcelas discontinuas de terreno entre ambos puntos) y corredores paisajísticos (formados por un mosaico de parcelas con distintas cualidades, orientación y función que funcionan como un corredor global).

Por lo que respecta a sus características, los corredores deben reflejar los condicionantes de las especies para las que se definen. La escala de trabajo depende de los movimientos de las especies objetivo. Una vez definidas las características que deben cumplir los corredores ecológicos resulta necesario localizar y cartografiar los

espacios que puedan cumplir este papel en los territorios incluidos en el ámbito de trabajo. Las necesidades mínimas para que un espacio pueda tener esta función de corredor en el ámbito de la planificación de un instrumento de planificación espacial, como por ejemplo unas Directrices de Ordenación del Territorio, serían las siguientes: a) tratarse de espacios de carácter lineal o bien de gran extensión y, en todo caso, continuos, sin barreras que lo impermeabilicen por completo; b) disponer de una anchura mínima para garantizar la funcionalidad de los corredores; c) disponer de una cubierta vegetal mínima formada por vegetación natural o seminatural, ya sea continua o en mosaico y preferentemente de carácter arbustivo o arbóreo, al menos en parte de la superficie, para facilitar alimento y refugio a las especies que lo utilicen; d) tener un uso humano restringido a labores extensivas, ya sean agrícolas, ganaderas o forestales (aunque algunos corredores pueden soportar labores intensivas muy concentradas sobre una parte pequeña del espacio); e) enlazar otros espacios de interés ecológico no conectados entre sí o con otros corredores ecológicos.

Los espacios que cumplen estos condicionantes suelen ser muy restringidos; una observancia estricta de estas reglas significaría casi la imposibilidad de diseñar un sistema de protección interconectado, por lo que a partir de dichas condiciones resulta necesario incluir aquellos espacios que cumplen en parte y proponer algunas medidas de gestión para potenciar el papel conector de dichos corredores.

Pero ¿para qué sirven los corredores ecológicos? La eficacia de los corredores ecológicos es un aspecto sometido a una fuerte controversia. El equipo formado por Mikel Gurrutxaga y Peio Lozano ha recopilado recientemente los principales efectos positivos y negativos que puede producir el establecimiento de redes de corredores ecológicos. Las conclusiones de su trabajo apuntan a la necesidad de conservar los espacios que actúan como corredores ecológicos y restaurar la conectividad ecológica en los lugares en los que se ha perdido. A pesar de que existen algunas evidencias de efectos negativos, de que no está clara la rentabilidad de algunos esfuerzos por mantener la conectividad ecológica y de que resulta difícil demostrar la eficacia de este tipo de medidas, algunos autores ya mencionados como Graham Bennett, que también han dedicado un esfuerzo ingente a evaluar los resultados de los corredores ecológicos, concluyen que las medidas de restauración de la conectividad ecológica son medidas muy rentables (en relación esfuerzo/resultados) de cara a la conservación de la biodiversidad.

La recopilación de los efectos positivos y negativos estudiados por estos y otros autores, como Noss o McEuen, han apuntado los principales efectos positivos y negativos de la puesta en funcionamiento de una red de corredores ecológicos. Los potenciales efectos beneficiosos identificados son los siguientes:

1. Sobre las poblaciones locales de las especies objetivo: a) reducen el aislamiento de las poblaciones locales y facilitan el intercambio entre metapoblaciones; b) promueven y facilitan los desplazamientos y las migraciones de las especies objetivo a través de territorios fragmentados; c) favorecen el intercambio genético y la variabilidad, evitando fenómenos de endogamia y deriva genética; d) facilitan la suplementación de poblaciones pequeñas en declive, de forma que se frenan las tendencias a la extinción local; e) permiten la colonización de nuevos territorios y el restablecimiento de poblaciones en declive o que han sufrido episodios locales de extinción.
2. Sobre los hábitats: a) reconectan hábitats fragmentados; b) aumentan las tasas de inmigración de individuos de especies sensibles a la fragmentación en los fragmentos de hábitat; c) estimulan las relaciones y el intercambio de materia e información entre hábitats relacionados.
3. Sobre la biodiversidad: a) benefician a gran diversidad de especies, como las que presentan grandes áreas de campeo, las migratorias o las multi-hábitat; b)

favorecen el mantenimiento de mayor riqueza y diversidad de especies nativas en los fragmentos de hábitat; c) proveen de hábitat, refugio y otros recursos necesarios a numerosas especies silvestres; d) contribuyen a enriquecer entornos sometidos a perturbaciones, facilitando su colonización por parte de especies de amplio rango ecológico.

4. Sobre el paisaje: a) aumentan la diversidad paisajística; b) enriquecen texturalmente la matriz territorial; c) generan una continuidad paisajística que muestra el papel de las interconexiones en la naturaleza.

Al mismo tiempo, los posibles efectos negativos identificados, son básicamente los mismos cuando afectan a especies no deseadas, como las especies invasoras u oportunistas, a las que los corredores ecológicos proveen de refugio y alimento, facilitan sus desplazamientos y ponen en contacto con nuevos recursos. Algunas poblaciones aisladas, en proceso de especiación, sensibles al contagio de enfermedades, pueden sufrir las consecuencias del acceso de portadores o depredadores. Por otro lado, la mejora de la conectividad y el intercambio puede interrumpir algunos procesos vinculados a la especiación y la evolución que dependen del aislamiento de las poblaciones. Estos mismos autores recogen los siguientes aspectos negativos: a) favorecen la movilidad de especies invasoras, facilitando su acceso a nuevos espacios en los que pueden desplazar a las especies locales, favoreciendo su extinción; b) dotan de recursos (hábitat, refugio y alimentación) e incrementan la movilidad de distintas especies perjudiciales para las especies objetivo, por ejemplo los depredadores generalistas y los oportunistas, perjudicando a las especies más dependientes de la calidad del hábitat o más sensibles a la fragmentación; c) sirven de conducto para los movimientos de enfermedades, parásitos y plagas, facilitando su propagación; d) impiden adaptaciones locales por aislamiento, al favorecer el intercambio genético, la hibridación de formas diferenciadas y dificultar los fenómenos de deriva genética; e) facilitan la propagación de perturbaciones abióticas, como incendios, dispersión de residuos, tóxicos y venenos, entre diferentes hábitats y parcelas; f) incrementan la exposición de las especies objetivo a los depredadores que se desplazan o utilizan los corredores incrementando su tasa de mortalidad; g) aumentan la accesibilidad de los nodos puede provocar graves perturbaciones por el acceso de personas y vehículos a motor, pudiendo favorecer, por ejemplo, episodios de furtivismo, expolios, molestias o incendios intencionados; h) suponen un riesgo en cuanto el establecimiento de itinerarios fijos para algunas especies en los corredores puede facilitar su caza, aumentando su exposición al furtivismo; i) sincronizan las fluctuaciones demográficas entre las poblaciones conectadas, dificultando su regulación natural.

Por otro lado, entendiendo que los corredores ecológicos son una herramienta planificatoria y de gestión relevante para la biodiversidad, en la metodología y la práctica de la planificación espacial -más aún en el planeamiento urbanístico- los corredores ecológicos son una parte de los modos de protección ecológica y conservación del patrimonio natural así como de las propuestas de integración ambiental, mejora paisajística, ocio en la naturaleza, espacios verdes en general y sobre todo sistema de parques y corredores verdes de la ciudad y su entorno.

Existen, por lo tanto, razones técnicas nada desdeñables para incorporar las redes ecológicas a los modelos de planificación territorial que serán también analizadas a lo largo del libro. El párrafo anterior habla de la necesidad de compatibilizar la planificación territorial y urbana con la conservación del patrimonio natural, disciplinas que han estado completamente separadas, cuando no enfrentadas, a pesar de la necesidad evidente del trabajo conjunto. Una segunda razón se referiría a la multiescalaridad del modelo de redes ecológicas, que mantiene su estructura básica en las diferentes escalas territoriales donde se puede aplicar. También se analizará la mejora técnica que supone disponer de una potente base científica y metodológica que soporte la clasificación de suelos protegidos y que elimine arbitrariedades de este proceso. Y, finalmente,

la coherencia física del modelo y su carácter analítico y propositivo que colocan la propuesta de protección del suelo en el espacio metodológico que le corresponde, al principio del proceso de decisión y soportado por un marco lógico propio, alejado de la corrupción metodológica que significa elaborar las propuestas de protección a partir de un catálogo de elementos de interés de carácter aislado e individual. Desde estos puntos de vista hemos formado la obra colectiva que aquí introducimos.

Diversos capítulos conforman este libro, con una cumplida unidad temática y una intención de orden. Podría decirse que hay dos bloques de capítulos, el primero de ellos con cinco, más bien teóricos y relativos a su aplicabilidad en planificación espacial, y el segundo con tres, a modo de estudios de caso y de específicas aplicaciones, donde el nivel teórico es muy relevante e importa mucho el cómo.

El primer capítulo, “Corredores, conectividad y ecología del paisaje”, a cargo de Estanislao de Luis Calabuig (eluc@unileon.es), es una reflexión excepcional, a modo de prefacio, que posiciona la ecología del paisaje en relación con las dinámicas territoriales y su gestión, hace ver los puntos débiles del enfoque paisajístico en la planificación espacial y muestra casos y propuestas de mejora de la funcionalidad de los paisajes y de restauración de su conectividad.

Esta aportación ilustra diversas formas de modelización de la conectividad ecológica, resalta la necesaria consideración de los efectos sinérgicos generados por la conjunción de actividades y plantea los efectos ecológicos derivados de las situaciones de abandono del campo y del cambio global. Por último, apunta las necesidades metodológicas y tecnológicas de los modelos paisajísticos orientados a la ordenación territorial.

El segundo capítulo, “Ecología del paisaje, conectividad ecológica y territorio. Una aproximación al estado de la cuestión desde una perspectiva técnica y científica”, a cargo de Pedro María Herrera Calvo (pmaria@alternativasgama.com) y Emilio Díaz Varela (emradiva@gmail.com), es una introducción científica al tema desde la perspectiva de la ecología del paisaje. Este apartado trata de analizar la situación actual de los corredores y la conectividad ecológica desde una perspectiva dinámica, ligada al conocimiento del funcionamiento del paisaje a distintas escalas, que constituye uno de los principales objetivos de dicha disciplina.

El capítulo trata de pergeñar un marco científico apropiado para servir como punto de partida de cara al diseño de modelos de redes ecológicas aplicadas a múltiples instrumentos de planificación territorial. Proporciona, así, en primer término, un acercamiento a la ecología del paisaje, explorando los antecedentes científicos y los conceptos clave que dirigen el enfoque de los corredores ecológicos. Tras mostrar algunas teorías influyentes en la ecología (las relaciones fuente-sumidero, la Teoría de Islas o la Teoría de Metapoblaciones), los autores plantean las implicaciones socioeconómicas que tiene la aplicación de este marco teórico y las dificultades reales de su aplicación. En una segunda parte, esta aportación analiza la relevancia del modelo de redes ecológicas de cara a la planificación territorial y estudia los pros y contras de la implantación de corredores ecológicos en el territorio. Una parte importante de este análisis final se refiere a la relación entre conectividad ecológica y algunos problemas ambientales de carácter territorial, como los efectos de la fragmentación del hábitat o la circulación de especies invasoras.

El tercer capítulo, “Corredores verdes y corredores ecológicos en la planificación espacial. Historias y encuentros”, a cargo de Marina Jiménez Jiménez (marina@arq.uva.es), da el contrapunto al segundo desde la perspectiva urbanística. El texto distingue los conceptos de corredor verde y corredor ecológico, establece las condiciones diferenciales de los primeros y analiza su relación en el marco de la planificación espacial, en especial la urbana. El texto incide en los aspectos de mezcla de usos y el valor social de los corredores verdes, remarcando su capacidad para acoger y desplazar

“vida” natural y social de forma conjunta, especialmente cuando la red está bien diseñada. Las funciones que puede cumplir un sistema robusto de corredores verdes y ecológicos bien articulado lo convierten en figura relevante de la planificación del paisaje.

Una segunda línea de trabajo en este capítulo recoge algunos aspectos del diseño en red de los corredores verdes en función, por ejemplo, de su posición relativa respecto de estructuras habitadas o la estabilidad de su posición en tiempo y espacios, en un escenario de progresiva urbanización del territorio. La tensión entre aproximación a la naturaleza y conservación es una línea argumental que se utiliza como justificación del impulso que necesitan estos “nervios duales” en el entorno urbano. El capítulo ofrece un recorrido histórico por la figura del “sistema de parques” y sus variantes como elemento destacado en la planificación de las ciudades norteamericanas desde mediados del siglo XIX y extendido posteriormente a todo el diseño urbano moderno. Finalmente, la autora establece la necesidad de incorporar estos corredores mixtos a los diferentes instrumentos de planificación que se planteen un diseño sostenible del territorio.

El cuarto capítulo, “Nuevas bases conceptuales en la planificación espacial de cara a la protección ambiental y paisajística”, a cargo de Luis Santos y Ganges (insur3@uva.es), Pedro María Herrera Calvo (pmaria@alternativasgama.com), Juan Luis de las Rivas Sanz (insur@uva.es) y José Luis Lalana Soto (jlalana@arq.uva.es), es una reflexión general acerca de la importancia de incorporar asuntos de índole paisajística y ecológica al planeamiento territorial. Este apartado plantea algunas cuestiones sobre el papel del patrimonio natural y paisajístico en la planificación espacial entendida de forma amplia e incluyendo desde la ordenación territorial y el urbanismo a la planificación de espacios naturales y culturales. El artículo repasa algunos de los criterios que deben orientar la planificación territorial y estudia la incorporación de conceptos paisajísticos a los diferentes instrumentos de ordenación territorial.

Otro aspecto desarrollado es la construcción del concepto de paisaje y la visión del mismo que se propone desde diferentes disciplinas, incorporando en su desarrollo nuevos puntos de vista y particularidades que potencian y flexibilizan su utilización como argumento transversal en la planificación. La potencia de esta perspectiva se incrementa, además, con la consideración progresiva de la funcionalidad del paisaje (entendida como la provisión de servicios a los ecosistemas y a la sociedad) y la importancia de los procesos de cambio temporal en el paisaje. Los autores tratan de dar una visión global y dinámica del paisaje como marco de referencia capaz de equilibrar aspectos ecológicos, económicos y sociales. Finalmente, desde la idea de dar visibilidad a las investigaciones y trabajos realizados desde el Instituto de Urbanística en esa dirección, el capítulo se cierra con una caracterización de los instrumentos de ordenación territorial desarrollados desde esta institución remarcando la importancia progresiva de la perspectiva del paisaje como argumento transversal en la ordenación.

El quinto capítulo, “La implementación de la conectividad ecológica a distintas escalas espaciales”, de Mikel Gurrutxaga San Vicente (mikel.gurrutxaga@ehu.es), es una aportación científica que complementa a los capítulos anteriores y expone algunos planteamientos relevantes sobre la conectividad ecológica como un atributo funcional del territorio, clave de cara a la conservación de la biodiversidad. La evolución de la conservación de la naturaleza, desde el modelo convencional de protección de espacios naturales discretos y aislados hacia la configuración de redes funcionales de espacios interconectados, demanda un cambio de fondo en los instrumentos de planificación a distintas escalas. La necesaria integración entre los instrumentos que funcionan a diferentes escalas espaciales requiere el establecimiento de procesos de carácter multiescalar. El autor señala que la implementación multiescalar de la conectividad ecológica en el planeamiento es factible utilizando los distintos instrumentos de planificación existentes. No obstante, la prevalencia del planeamiento

municipal y el escaso desarrollo de algunas escalas de la ordenación territorial hacen que, en términos generales, sea necesario optimizar el carácter multiescalar de los instrumentos territoriales que se desarrollan en España.

Este capítulo afianza y cierra la primera parte del libro, centrada en el marco teórico y funcional de los corredores ecológicos y su integración en los instrumentos de planificación espacial. Por su parte, la segunda parte del libro expone un nuevo conjunto de aportaciones, más centradas en el desarrollo de casos prácticos y en la aplicación real de los corredores y las redes ecológicas en distintos ámbitos de la ordenación territorial.

Esta segunda parte arranca con el sexto capítulo, “Una aproximación a la conectividad ecológica aplicada a la planificación territorial: modelización para el caso de Valladolid y Entorno”. Pedro María Herrera Calvo (pmaria@alternativasgama.com) explica cómo construir un modelo territorial de corredores y aborda operativamente la estructura y diseño de las redes ecológicas para un territorio concreto, el entorno urbano de la ciudad de Valladolid.

Este capítulo, por su naturaleza necesariamente el más extenso del libro, desgana paso a paso el proceso de diseño e implementación de corredores ecológicos. El método ha sido verificado a partir de una serie de investigaciones ajenas en diferentes territorios, fundamentalmente europeos y americanos, así como en trabajos desarrollados en España. Se establece primero el marco global, las necesidades y las bases teóricas que demanda la propuesta de red de corredores ecológicos sobre esta área urbana concreta, tratando de asegurar el papel de la conectividad ecológica en un territorio complejo y humanizado. Y más adelante se desarrolla la propuesta a partir de una procedimentación y unas técnicas adaptadas específicamente para el caso e implementada sobre un sistema de información geográfica a una escala de trabajo detallada. El proceso se despliega a partir de una modelización del hábitat referido a diferentes especies y comunidades de interés en el ámbito de trabajo: vegetación de ribera, espacios forestales, comunidades vegetales específicas y algunas especies clave en los ecosistemas locales como el conejo de monte o el gato montés. Estos modelos de hábitat para cada especie objetivo constituyen la base sobre la que establecer los lugares más idóneos para sus poblaciones y los itinerarios de mínimo coste para sus desplazamientos, revelados mediante el uso de una herramienta informática específica, llamada Corridor Design. La propuesta de espacios a incorporar en el modelo de corredores ecológicos se realiza a partir del análisis conjunto, la superposición y la integración de los resultados, incorporando además una serie de características locales vinculadas a los usos del suelo y la configuración. Este apartado se cierra mediante una serie de fichas descriptivas de cada uno de los corredores propuestos y una guía para su incorporación a los diferentes instrumentos de planificación que inciden sobre el ámbito territorial del trabajo.

El séptimo capítulo, “Conectividad ecológica e infraestructuras lineales: el caso histórico del Parque Natural de Despeñaperros”, firmado por Carlos Iglesias Merchán (carlos.iglesias@ecopas.es), Emilio Díaz Varela (emradiva@gmail.com) y Joaquín Cuenca Lozano (jcuenca@aepo.es), es un estudio sobre la problemática del efecto barrera de un gran corredor infraestructural. El paso de Despeñaperros, un punto singular de un corredor natural, es el espacio elegido para estudiar el papel de una carretera de alta capacidad en la conectividad ecológica, debido tanto a sus características geomorfológicas y ecológicas como a su ubicación entre dos ámbitos territoriales diferentes. El capítulo revisa las principales actuaciones realizadas en el entorno de Despeñaperros, analizando sus efectos tanto sobre la conectividad ecológica como sobre los componentes culturales y perceptuales del paisaje. Se analizan desde esta perspectiva intervenciones muy diferentes, desde las repoblaciones forestales de los años sesenta a las figuras de protección de espacios naturales y la construcción de las infraestructuras de transporte. Para éstas se considera una doble función, primero

como flujo de personas y mercancías y segundo como acceso visual a un paisaje de singular belleza. En este capítulo se desarrolla, además, un análisis de la conectividad territorial a partir de tres escenarios temporales diferentes en los que se manifiestan cambios estructurales profundos. El resultado de este análisis invita a mejorar aspectos como la coordinación institucional, la adecuación a las escalas temporales y espaciales, y el establecimiento de un modelo de planificación más coherente con la estructura y el funcionamiento del paisaje.

Finalmente, el octavo capítulo, “La conectividad ecológica en los espacios agrarios. Aportaciones desde los procesos de concentración parcelaria”, escrito por Óscar J. Ramírez del Palacio (rampalos@gmail.com) y Salvador Hernández Navarro (inpaisal@iaf.uva.es), es una reflexión teórica y a la vez aplicada acerca de la relación entre conectividad ecológica y las transformaciones de las estructuras agrarias. Los espacios agrarios, que ocupan la mitad del territorio de la Unión Europea, revelan un enorme interés de cara al análisis y tratamiento de algunos aspectos ecológicos y territoriales como la fragmentación del paisaje y la pérdida de hábitats.

Los espacios agrícolas son objeto de un modelo particular de ordenación de alcance territorial, articulado en dos tipos de operaciones de diferente rango organizativo y temporal, las operaciones de ordenación, y las operaciones de gestión. Los autores determinan la idoneidad de un tratamiento de ordenación para el espacio agrario basado en la consideración del territorio como un mosaico de hábitats y usos en los que algunos aspectos como la fragmentación y la interrelación deben formar parte de los criterios básicos de la planificación sectorial. Las concentraciones parcelarias y sus proyectos de ordenación se constituyen así en uno de los principales instrumentos de planificación del espacio agrario y, por tanto, en una pieza clave de la conservación de los paisajes agrarios y su funcionalidad. Estos instrumentos deben mejorar la productividad agraria pero también integrar el conjunto de los aspectos ambientales y socioculturales que aportan valores al territorio, entre ellos la biodiversidad o la conectividad ecológica. Los autores plantean en este capítulo las herramientas disponibles para esta integración, en concreto el necesario protagonismo de los proyectos de restauración del medio natural en las concentraciones parcelarias, concluyendo con una exposición crítica de las diversas medidas que pueden contribuir a la mejora de la conectividad ecológica en estos instrumentos.

Tras dar cuenta del sentido de este libro y de sus ocho capítulos, para concluir con la introducción y a la vez resumen de este número primero de la serie «Dossier Ciudades», queremos hacer hincapié en que hemos pensado un libro con vocación de utilidad, y lo hemos pensado y escrito todos los autores a partir de la idea de que, en el contexto actual, la planificación ambiental tiene una enorme responsabilidad de cara a la conservación del patrimonio natural, cultural y paisajístico. La ordenación del territorio y el planeamiento urbanístico demandan una apuesta clara por la incorporación de una perspectiva realmente multidisciplinar, además de una radical mejora en los planteamientos de muchas políticas sectoriales. El planteamiento del libro ha sido dirigido, por tanto, en esa dirección, tratando de ofrecer una aportación interdisciplinar a unas realidades que demasiado a menudo se analizan y se transforman desde puntos de vista parciales. Se han reunido aquí contribuciones provenientes de muy diversas áreas de conocimiento y muy distintas experiencias, pero desde una intención por trabajar con los otros, infrecuente y poco desarrollada aún en la academia y en la planificación espacial.



## INTRODUCTION

This book highlights the application of ecological connectivity (and its corollary, the ecological networks and specifically ecological corridors) to several aspects of land planning. The focus is set over the land planning tools developed by the Instituto Universitario de Urbanística of the University of Valladolid along the last sixteen years. This is also a topic we have been training in gradually, and we have strived to incorporate its results to the models of protection of valuable soils and to the rules developed by land planning tools.

The concept of ecological networks, as set by the European Center of Nature Conservation (ECNC) for the organization of the Pan European Ecological Network (PEEN) or the different plans developed by the European Ecological Network (EECONet) over Europe is a land protection model that aims to guarantee biodiversity preservation by optimizing the relationships between habitats, population and species. Biodiversity in this scheme is understood as a set of ecological factors like diversity of species, habitats or landscapes among many others). The importance of this network approach lies on some key aspects: the power of network concept as a tool of land planning and management; the simultaneous treatment of landscape management and protection together with biodiversity preservation; the integration into the goals of land planning and nature conservation.

The ECNC model also proposes the distinction between different kinds of ecological networks over their spatial work scale, adapted to the reality of each area. This way leads us to recognize in Europe three different levels of organization: ecological networks of European level of importance (Natura 2000 Network, Emerald Network, etc.), ecological networks for nature conservation at a national or regional level (Protected Lands Networks) an land planning integrated ecological networks, developing advanced connectivity issues for some land planning tools in lower scales (sub-regional and local levels).

Ecological networks should be able of maintaining the ecosystems processes and dynamics. This statement means that the main objectives of an ecological network should be the following: a) to maintain a continuous physical basis able of supporting the ecological relationships between ecosystems, including mobility of individuals, populations and seeds and the exchange of materials, energy and information; b) to protect land areas of different habitats, wider enough to allow their species, populations and communities to access to the resources they need for survival, no matter they are breeding, nesting or mobility resources; c) to facilitate seasonal migrations, in order to avoid the habitat loss and to facilitate the genetic exchange; d) to preserve the integrity of environmental processes important to local ecosystems; e) to rule the sustainable use of natural resources in order to enhance the ecosystem functionality.

So, the aim of ecological networks is to maintain the ecosystem processes and functionality by developing a supportive spatial structure. In Bonnin's words, the Paneuropean Ecological Network should preserve a habitat representation wider enough to support biodiversity, allow migrations, genetic exchange and mobility and ensure the integrity of key ecological processes.

Bennett (in his proposal to the IUCN of ecological networks models to make compatible sustainability and conservation), states that ecological networks are spatial

artificial developments that allocate specific roles to different areas of a territory according to their ecological values, their resources and characteristics. The basic model to design a land protection system used in this book is developed from the EECONet formula. The EECONet ecological network model is based on a three components network involving nodes, buffer zones and linkage areas or ecological corridors. This model has been assumed by the scientific community and by the government agencies involved in nature protection, as reassured by the “Action Plan for Spanish Protected Lands” or its progressive integration in the legal mainframe of several Spanish regions. The proposal for the implementation of this model, redacted by Bennett and Wilt for the IUCN, foresees, moreover, its transnational application, what ensures its continuity among borders.

The developed model of zoning, following Opdam criteria, contains the following key elements:

- Nodes, involving the most valuable areas. These areas concentrate valuable biotopes and high diversity spots, maintaining the highest ecological values. They are comparable to the traditional concept of protected lands, and they are often critical areas for species, habitats or landscapes conservation. The ruling and management typology of these areas usually depends on the work scale and the politics applied in each one.
- Other interesting areas. Spaces with lower entity than nodes but also assuming local ecological values and interests. In the ECNC model of ecological networks these areas might be included as buffer areas, aimed to protect the nodes and their linkages with ecological corridors.
- Buffer Zones, that are transitional spaces dedicated to reduce disturbance and threats over the nodes. These areas are usually placed around the nodes and, sometimes, around the linking areas to protect them and ensure their integrity. They are usually areas with ruled land uses, to avoid damages over the most valuable zones, which usually means an improvement of ecological conditions or an increasing ecological functionality. These areas could be very valuable for some species and habitats, especially those depending on several human actions (like agricultural or cattle dependent habitats) and could also support other functionalities, like mobility or ecological corridors.
- Restoring Zones, those disturbed areas which could be incorporated as nodes or buffer zones to the ecological network after their restoration.
- Linking Zones (Ecological Corridors and mosaics). These areas ensure communication between nodes and other zones. Ecological corridors are the key element of ecological connectivity, as they link components of the network to each other.
- Ecological Barriers. The barriers are the network breaking points in which the network functionality is often reduced because of the presence of infrastructures, high density population areas or other obstacles.

Following this thinking line, it is possible to wonder about the conceptual structure of the ecological network model. The most used model, developed by the ECNC reaches the idea of Zonneveld about ecological networks combining linking with spacing. This approach states ecological corridors both as linking and separating systems between the elements of interest, showing valuable opposed properties.

The implementation of ecological networks and corridors, over the ECNC approach, follows these steps: 1. Defining the corridor typology. 2. Describing the characteristics of the corridor. 3. Targeting the work species. 4. Establishing selection

criteria over the needs of each specie. 5. Establishing selection criteria over the working scale. 6. Conclusions and recommendations.

These steps lead to a common typology of ecological corridors set up by the ECNC model, starting with the assumption that these corridors are specific for each specie and hold multiple functions. The main classes established by the ECNC are: a) migratory corridors, used by migratory species for their movements; b) regular corridors, used by species to move between breeding and shelter areas and also in other dairy movements; c) dispersal corridors: they link fragmented or isolated areas, allowing migratory fluxes between populations and metapopulations. These corridors show many other sub-classes, like one-way corridors, breeding corridors, nesting corridors or distribution and expansion corridors.

We can also define three different physiognomic types of ecological corridors: lineal corridors (continuous bands between the starting and destiny points), discontinuous corridors (non-continuous patches of suitable land between starting and destiny points) and landscape corridors, a complex mosaic of patches having different qualities, aim and function that are integrated into a global corridor.

Related to their characteristics it is worth to state that ecological corridors must show the specific conditions defined for each target species. The working scale depends on the movements of these targets. Once defined the characteristics that an ecological corridor must meet, the next step is to define, locate and map the zones that could fit these conditions within the working area. The minimum needs that a specific area must show to achieve the corridor functionality in a land planning tool (like the Land Planning Directives used as example along this book) could be the following: a) being continuous linear spaces or wide land extensions, without any barrier that could completely interrupt communication; b) achieving a minimum width to guarantee the functionality of corridors; c) having a minimum natural or seminatural vegetation cover, either continuous or in a mosaic form, and preferably of shrub or tree nature, at least in a part of the corridor surface, in order to allow the species that use the corridor to feed and shelter; d) supporting a low intensity land use, restricted to extensive activities like agriculture, cattle or forestry (however, some of them could support intensive activities, usually gathered together over narrow areas); e) linking with otherwise unconnected areas of ecological interest or with other corridors.

The areas fitting these properties are usually very restricted. The strict observance of these rules would almost make it impossible to design a really connected system of protection. So, starting with these ideal conditions, the planner must choose the areas that should be integrated in the network and propose management measures to improve the linking capacity of those future corridors.

But, ¿what are the ecological corridors intended for? The efficacy of ecological corridors is a strongly controversial topic. The team formed by Peio Lozano and Mikel Gurrutxaga (University of Basque Country) has recently listed the main positive and negative effects that could generate the establishment of ecological networks. Their work conclusions indicate the need to preserve the areas acting as ecological corridors and to restore ecological connectivity. Despite the evidence of negative effects, the questions on the economic profitability of the effort needed to achieve a fully functional corridor and the difficulty to demonstrate the efficacy of this kind of measures, some authors have stated that it is worth to invest on ecological connectivity. Graham Bennett, who has developed a strong work on this field, concludes that connectivity restoring initiatives are highly cost-effective measures to protect biodiversity.

The compilation of positive and negative effects of ecological connectivity developed by these authors (and others like Noss or McEuen) pointed to the main consequences of developing an ecological network. These potentially beneficial effects are:

1. Effects over local populations of targeted species: a) ecological networks reduce the isolation of local populations and enhance the exchange between metapopulations; b) they promote and facilitate the movements and migrations of target species through fragmented areas; c) they promote genetic exchange, avoiding the effects of endogamy and genetic drift; d) they supply declining populations, reducing local tendencies to extinction; e) they allow the colonization of new territories and the restoration of declining or locally extinct populations.
2. Effects over local habitats: a) ecological networks reconnect fragmented habitats; b) they increase immigration rates of species sensitive to fragmentation at fragmented habitat patches; c) they stimulate links and exchanges of materials and information between related habitats.
3. Effects over biodiversity: a) ecological networks benefit a high variety of endangered species, like those who need wide feeding areas, the migratory ones and multi-habitat species; b) they increase native species richness and diversity in habitat patches; c) they provide with shelter, habitat and other resources to a lot of wild species; d) they contribute to restore disturbed environments, what promotes their colonization by ecological wide-range species.
4. Effects over landscape: a) ecological networks increase landscape diversity; b) they increase the textural richness of landscape; c) they generate a landscape and visual continuity that shows the role of linkages in nature.

At the same time, the potential negative effects identified are just the same when they affect unwanted species, like alien or opportunistic species, provided with shelter, food, mobility and access to newer resources by the brand new corridors. Some isolated populations, embedded in speciation processes and sensitive to disease contagion, may suffer from their exposition to disease-carriers or predators. In addition, the improving ecological connectivity could interrupt some processes linked to speciation and evolution that depend on the isolation of populations. These same authors have compiled a list of negative effects of setting ecological networks: a) ecological networks enhance the mobility of alien species, promoting the colonization of new areas where they could displace local species, what could lead to local episodes of extinction; b) they supply with resources (shelter, food and habitat) and increase the mobility of several species detrimental for target species (for example, wide-range and opportunistic predators) harming the species most sensitive to habitat fragmentation and quality; c) they channel diseases, parasites and plagues flows, facilitating their spread; d) they interrupt local adaptations due to isolation by promoting genetic exchange and hybridization of differentiated, and disabling genetic drift phenomena; e) they facilitate the spreading of non-biological disturbances like wildfires, toxic residues or poison along different patches and habitats; f) they increase the exposure of target species to predators that use the corridors, raising their levels of mortality; g) they increase the accessibility of nodes, conducting to strong disturbances like poaching, plundering of nests, arson or pillage; h) they increase the risk of hunting and poaching making more predictable the dairy movements of some endangered species; i) they synchronize demographic fluctuations between connected populations, what difficults their natural regulation.

On the other side, we state that ecological corridors are a useful tool intended for planning and management aspects relevant for biodiversity. Furthermore, the methodology and practice of urban and spatial planning uses ecological corridors as a valuable technology for ecological protection and conservation of natural heritage, and

also to develop environmental integration proposals, landscape improvement projects and outdoor leisure, among others issues. We also emphasize the role of ecological corridors in the design of urban infrastructures systems like green areas, parks and greenways.

So, there are lots of technical reasons to incorporate ecological networks to spatial planning models. Many of them will be analysed along this book, but let's expose some of the key ones. The preceding paragraph explains the need for making compatible urban and land planning with nature conservation. These disciplines have been distant, even in direct conflict, despite the obvious need for working together, and ecological networks are a good meeting point. The second reason refers to the multiscalarity showed by the architecture of ecological networks: ecological networks maintain their structure among wide work scale changes without losing their strength. We are also trying to analyse the technical improvement that supposes the availability of a strong scientific and technic background that supports the classification of protected lands in planning tools and reduces the arbitrariness of this process. Finally, the physical coherency of the model and its analytical and action oriented character puts the proposal of soil protection in its place, methodologically speaking: that is, at the beginning of the decision making process. The support provided by its own methodological and logic mainframe contributes to enhance the strength of the soil protection model, moving away from the shadow of methodological corruption that involves the use of an isolated or individual catalog of interesting places as the main source for soil classification.

These points of view lead the collective work presented by this book, conformed by several chapters but fitted with an undeniable sense of unity. The book should be divided in two sets of chapters. The first one is composed by five chapters, the most theoretical ones, and related to spatial planning. The second one compiles three chapters describing case studies and specific applications of ecological corridors, with a high level of theoretical approach and a strong focus on "how to".

The first chapter, "Corridors, connectivity and landscape ecology", written by Estanislao de Luis Calabuig (elucic@unileon.es) is an exceptional reflection, as a kind of foreword, which places landscape ecology in relation to territorial dynamics and their management, shows landscape model weaknesses in territorial planning and shows study cases and suggestions for the improvement of landscapes functionality and for its connectivity restoration.

This contribution illustrates several ways of modeling ecological connectivity, remarks the need to consider the synergistic effects generated because of the conjunction of activities and lays out the ecological effects originated by the abandonment of the countryside and the global change. Finally, it points out the methodological and technological necessities of landscape models oriented to territorial planning.

The second chapter, "Landscape ecology, ecological connectivity and territory. An approach to the state of the art from a technical and scientific perspective", elaborated by Pedro María Herrera Calvo (pmaria@alternativasgama.com) and Emilio Díaz Varela (emradiva@gmail.com) is a scientific introduction to the main subject from the landscape ecology perspective. This chapter tries to describe the state of the art of ecological connectivity and ecological corridors from a dynamic perspective, focused on deep knowledge of landscape functioning over several working scales, which constitutes one of the main goals of this discipline.

So, this chapter tries to establish an appropriated scientific framework, that could be used as a useful starting point for designing ecological networks models applied to nature conservation and land planning tools. It provides, at first, a concise introduction to landscape ecology, by the exploration of the background and scientific keys leading the focus of ecological connectivity and networks. After showing their

links to some of the main modern ecological theories (like the “island theory”, the source-sink relationships or the metapopulations concept) both authors state the socioeconomic issues related to this theoretical framework and the real difficulties of their application. The second part of this contribution analyses the ecological networks model importance to land and urban planning and it weighs the pros and cons of implementing ecological corridors over a territory. A key element of this final analysis is related to the interaction between ecological connectivity and some environmental problems of territory, like the effects of landscape and habitat fragmentation or the alien species circulation.

The third chapter “Greenways and ecological corridors in spatial planning. Stories and encounters” is written by Marina Jiménez Jiménez (marina@arq.uva.es). It provides a counterpoint to the first one from the urban planning perspective. This text distinguishes between the concepts greenway and ecological corridor, establishes the different conditions of the first ones and it analyses their relation to spatial planning and, specifically, urban design. The first argument focuses on aspects like the mixture of uses and the social value of greenways, remarking their ability to accept and move together wildlife and social life, especially when the network is well-designed. The functions that a well-articulated system of ecological-green corridors can carry out make it a relevant figure of that landscape planning.

The second argument of this chapter describes some aspects of network design according, for example, to its relative position as regards inhabited structures or the stability of its position in time and space over a scenery of relentless urbanization of territory. The tension between urbanization, approach to nature and preservation is used as an argument to justify the need to implement these “dual nerves” on urban environment. The chapter also offers a historical background over the “park system” and its variants as a main historical figure, used continuously in American city planning since the mid-nineteenth century, and subsequently extended to almost any development of modern city anywhere in the globe. Finally, the author states the need to incorporate these mixed corridors to the spatial planning tools involved in a sustainable landscape design.

The fourth chapter, “New conceptual basis for spatial planning facing environmental and landscape protection”, made by Luis Santos y Ganges (insur3@uva.es), Pedro María Herrera Calvo (pmaria@alternativasgama.com), Juan Luis de las Rivas Sanz (insur@uva.es) and José Luis Lalana Soto (jlalana@arq.uva.es), is a general discussion about the importance of the incorporation of landscape and environmental issues related to spatial planning. This chapter aims to develop some items regarding the role of nature and landscape heritage in relation with spatial planning, understood in a broad sense and involving not only urbanism and land planning, but also natural and cultural protected areas. The chapter also lists some of the main criteria that should lead the practice and analyses the incorporation of landscape concepts to several tools of spatial planning.

The chapter also develops briefly the building of the modern concept of landscape and its expansion to different fields of knowledge, at the same time as it acquires new viewpoints and characteristics. This growing of landscape concept enhances its value as a main argument in planning processes. Furthermore, the power of landscape perspective increases with the consideration of landscape functionality (described as a service-providing item for ecosystem and societies) and the importance of time-changing processes in landscape. The authors also try to generate a global perspective of landscape intended to act as a framework capable of putting together ecologic, economic and social issues. Finally, with the aim of visualizing the work and research developed by the “Instituto de Urbanística” over this working line, the chapter ends with a short critical discussion concerning the spatial planning tools developed by the

institution, with a remark to the progressive integration of landscape perspective as main argument in spatial planning.

The fifth chapter, “Multi-scale implementation of ecological connectivity”, by Mikel Gurrutxaga San Vicente (mikel.gurrutxaga@ehu.es), represents a scientific contribution that complements previous chapters, and exposes some relevant arguments about ecological connectivity as a functional attribute of landscape, what constitutes a key value for biodiversity conservation. The transition from a model of protection of discrete natural areas to the configuration of functional networks of open spaces requires an adequate spatial planning at different scales. The necessary complementarity between different scales of planning requires the implementation of multi-scale processes. The author states that multi-scale implementation of ecological connectivity in planning is feasible through various existing planning instruments. However, the unequal development of land planning instruments and the prevalence of local planning mean that, in general, there is still much to be done to optimize the multi-scale implementation of Spanish land planning tools.

This chapter strengthens and closes the first part of the book, focused on the theoretical and functional background of ecological corridors and their integration in spatial planning tools. On the other side, the second part of the book exposes a second group of contributions, more focused on the practice development and real application of ecological corridors and networks on several spatial planning environments.

This second part starts with sixth chapter “An approach to ecological connectivity applied tool and planning: modelling the case of Valladolid and its environs”. Pedro María Herrera Calvo (pmaria@alternativasgama.com) explains how to build a territorial model of ecological corridors and deals with operational structure and design of ecological networks over a certain territory: the urban area surrounding the city of Valladolid.

This chapter, by its nature the wider of the book, develops step by step the design and implementation of ecological corridors process. The work method of this ecological network is based on several works and research developed in different European and American countries and, of course, on several projects developed in Spain. The chapter starts with a description of the framework, the theoretical basis and needs required for implementing this specific proposal of ecological corridors over this urban area, while the authors try to ensure the role of ecological connectivity in such a complex and humanized environment. The following step is to design the model, using specifically adapted procedure and tools, and performed over a Geographic Information System set up in a detailed work scale. The process deploys over habitat modeling related to a set of different species and communities of interest located in the area: riparian communities of plants, some forest communities, the vegetation linked to some specific soils and some key species for local ecosystems, like the rabbit or the wildcat. This habitat modeling provides a Habitat Suitability Model (HSM) for each target specie, and allows determining patches of suitable habitats and less cost paths between them, revealed using a specific tool named Corridor Design. The joint analysis, the overlapping of the diverse corridors revealed and the accounting of local characteristics linked to land use and urban shape allow the proposition of a continuous set of areas that can support the ecological network. The goal of this scheme is to allow the implementation of the connectivity model to land planning and urban planning tools. The chapter ends with the elaboration of a set of fact sheets aimed to facilitate the use of each area as a potential support of ecological corridors.

The seventh chapter, “Ecological connectivity and linear infrastructures: the historic case of Natural Park of Despeñaperros (Spain)”, signed by Carlos Iglesias Merchán (carlos.iglesias@ecopas.es), Emilio Díaz Varela (emradiva@gmail.com) and Joaquín Cuenca Lozano (jcuenca@aepo.es), studies the problems related to barrier

effect of a big infrastructure corridor in Spain. The pass of Despeñaperros, a singular location over a natural corridor, is the site chosen to study the role of a high capacity motorway. This choice is due both to its exceptional geomorphological and ecological characteristics and its location among two different territorial units. This paper reviews the main historical anthropogenic activities, and it analyses its effects over ecological connectivity and over cultural and perceptual components of the landscape. The text analyses very different actions, from the forest plantations of the sixties to the environmental protection figures and the construction of big transport infrastructures. For these infrastructures a dual function is considered, the first one is related to people and goods flow, and the other one as a visual access to a landscape of unique beauty. This chapter also develops a territorial connectivity analysis considering landscape scenarios of global change in the homogeneous matrix for three different time periods. Its result invites to improve some aspects like institutional coordination, the fitness of time and space work scales and the establishment of a planning model more coherent with landscape structure and function.

Finally, the eighth chapter, "Ecological connectivity in agricultural spaces. Contributions from Land Consolidation Projects", by Óscar J. Ramírez del Palacio (rampalos@gmail.com) and Salvador Hernández Navarro (inpaisal@iaf.uva.es), is a theoretical and applied discussion about the relation between ecological connectivity and agricultural infrastructures transformation. The agricultural areas, that cover half of the European Union, reveal a huge interest facing the analysis and treatment of some ecological and territory related aspects, like the landscape fragmentation and the habitat loss.

Agricultural spaces are subject of a specific model of spatial management divided into two groups of actions which, in turn, involve two ranges of spatial and temporal scales: planning operations and management operations. The authors set the accuracy of a planning tool for agricultural spaces based on the consideration of territory as a mosaic of habitats and uses, in which some aspects like habitat fragmentation and interrelationship between its parts must be included amongst the main criteria of sectorial planning. By this way, Land Consolidation projects and their management instruments became main tools for agricultural landscape planning and key parts on the preservation of agricultural spaces values and functionality. These instruments must improve agricultural productivity but also lead to the integration of environmental and sociocultural values for territory, among others biodiversity and connectivity. In this contribution the authors describe some tools available to perform this integration, specifically the so called Natural Resource Restoration Project inside Land Consolidation Plans. This chapter also comments several measures which can be performed in order to improve connectivity in land consolidation.

Once established the aim of this book and its eight chapters, to conclude with this abstract and introduction to the first book of «Dossier Ciudades» series we would remark our idea of a book with a usefulness calling basis. All the authors have developed their contributions from the starting idea that, actually, spatial planning has acquired a great responsibility over the preservation of natural, cultural and landscape heritage. Land and urban planning require a clear commitment with the incorporation of multidisciplinary perspectives, in addition to a radical improvement of sectorial policies. We have tried to lead this book on this direction, willing to offer a multidisciplinary contribution to a set of realities that are too often analysed and produced from partial points of view. This work joints contributions from very different fields of knowledge and often opposite experiences, but it is made with the idea of working together, what constitutes an uncommon and still insufficiently developed objective in both spatial planning and academic tradition.

# 1.

## CORREDORES, CONECTIVIDAD Y ECOLOGÍA DEL PAISAJE

Estanislao de LUIS CALABUIG

*Catedrático de Ecología, Universidad de León*

### RESUMEN

El capítulo parte de establecer la posición actual de la ecología del paisaje como disciplina capaz de abordar problemas complejos relativos a la gestión del territorio. Tras recorrer algunos de los ejemplos desarrollados en el resto de capítulos del libro el autor trata de afinar el enfoque paisajístico dado a la planificación territorial remarcando algunos de sus puntos débiles e ilustrando con casos reales nuevas propuestas y tratamientos paisajísticos orientados a mejorar la funcionalidad de los paisajes afectados y a restaurar su conectividad. El primer caso suma a las metodologías desarrolladas en otros capítulos un mecanismo diferente para modelizar la conectividad ecológica en los hábitats de montaña del sur de Asturias. A continuación se estudia la incidencia de la minería a cielo abierto como actividad causante de fragmentación y pérdida de conectividad ecológica en las cuencas mineras de León y Asturias, haciendo hincapié en la importancia de considerar los efectos sinérgicos generados por la coincidencia en el territorio de diferentes usos y explotaciones. El capítulo repasa también los efectos de los cambios paisajísticos a diferentes escalas, causados tanto por fenómenos de abandono como por la incidencia del cambio global en nuestros ecosistemas y su posible repercusión a la hora en desarrollar instrumentos de planificación territorial.

Finalmente, el capítulo se cierra con un repaso somero de las necesidades metodológicas y tecnológicas de los especialistas encargados de desarrollar estos modelos paisajísticos para la ordenación del territorio y la evaluación de proyectos, sin olvidar algunas de las propuestas tradicionales más consolidadas.

**Palabras clave:** ecología del paisaje, conectividad ecológica, planificación espacial, redes ecológicas.

# 1.

## CORRIDORS, CONNECTIVITY AND LANDSCAPE ECOLOGY

Estanislao de LUIS CALABUIG

*Catedrático de Ecología, Universidad de León*

### ABSTRACT

This chapter starts by establishing the state of the art of Landscape Ecology as a discipline which is powerful enough to face complex issues related to land management. Once pointed some of the examples developed in others chapters of this book, the author tries to refine the landscape models used in land planning, for which it remarks some of their weakness and illustrates new proposals and treatments oriented to improve landscape functionalities and to restore ecological connectivity with case studies. The first case adds to the methodologies described in this book a different mechanism to model ecological connectivity in mountain ecosystems referred to the South of Asturias. Next, the contribution studies the effect of open pit coal mining as an activity responsible for both the fragmentation and the lack of connectivity on Cantabric coal mining areas, with a focus on the synergic effects generated by the coalescence of mining pits and other activities in the same area. The chapter also reviews the effects of landscape change over several scales, caused both by abandonment of land use and the effects of global change on our ecosystems, as well as its consequences over land planning tools developing.

Finally, the chapter ends with a review of the methodological and technological needs of the experts in charge of the develop of these landscape models for land planning and project evaluation, without forgetting some of the most consolidated traditional proposals.

**Keywords:** landscape ecology, ecological connectivity, Spatial Planning, ecological networks.

Resulta de gran interés comprobar la evolución que en los últimos años ha tenido la ecología del paisaje, fundamentalmente en su proyección aplicada, como lo es la gestión del territorio en diferentes campos. Esa es también la primera conclusión que se extrae de la lectura y análisis de este compendio, preparado como anexo de la revista «Ciudades». En este caso la ecología del paisaje, a través de algunos de sus conceptos fundamentales, pretende ofrecer propuestas para el diseño de los corredores ecológicos, interconectando la planificación espacial con el significado de conectividad ecológica en su dimensión funcional. Puede tener un valor añadido el haber fijado como objetivo la pretendida labor académica, al mostrar varios ejemplos reales obtenidos de trabajos de investigación realizados por los propios autores. En algunos casos son propuestas, o simplemente ideas, pero siempre con la intención de fondo de un razonable efecto práctico.

Sin embargo, y precisamente por la escasa experiencia de que aun dispone la ciencia sobre la aplicación de todos los conceptos teóricos de la ecología del paisaje, resulta difícil proponer recetas absolutamente válidas, a pesar de que la bibliografía en este campo es ya muy abundante. Falta todavía validar los resultados de las actuaciones llevadas a la práctica, para lo que es absolutamente necesario dejar fluir el tiempo y comprobar después el efecto real del funcionamiento ecológico de los procesos de la sucesión. Son tantas las variables que entran en juego, y tan escasas las que se controlan en los procesos de gestión con influencia humana, que aún queda mucho por interpretar y conocer. La razón fundamental se basa en el propio objetivo práctico de la gestión, siempre relacionado con algún problema parcial, por lo que respecta al conjunto integrado que supone el funcionamiento de cualquier ecosistema, como la protección de alguna especie de cierta singularidad, la conservación de las propiedades prístinas del suelo o la calidad de las aguas, la explotación sostenible del sector agrícola o forestal, o la propia ordenación territorial bajo la peculiar batuta humana.

Pero el funcionamiento del paisaje, expresado como múltiples interacciones entre los ecosistemas, tanto las que le dan forma (fenosistema), como la causa última de ella (criptosistema), como se resalta en el capítulo cuarto al citar al ecólogo González Bernáldez (1981), viene determinado por una complejidad difícil de conocer en todos sus detalles, por lo que desde el punto de vista práctico se recurre a la interpretación a través de indicadores, es decir, elementos del sistema que permiten sintetizar el conjunto de relaciones, resaltando lo fundamental para poder cumplir el objetivo planificado.

La dimensión del paisaje puede ser una forma eficaz de integración, capaz de expresar en el espacio geográfico todo el conjunto de relaciones ecológicas, por lo que también puede adoptarse como herramienta útil para dar adecuado cumplimiento normativo en materia de gestión ambiental o de recursos naturales. Se trata pues de aplicar un enfoque integrado, cuyas raíces se nutren de las bases y fundamentos científicos de la ecología del paisaje, surgida casi a la par que la propia necesidad de la gestión racional, equilibrada y sostenible que impera en los principios ambientales en la actualidad.

Por lo tanto, la ecología del paisaje, se encuentra en estos momentos en buena disposición para abordar los problemas planteados en la gestión territorial y, como señala Forman en el prefacio del libro de Burel y Baudry (2002): 1) ofrece oportunidades claras y plausibles a la investigación puntera y al desarrollo teórico; 2) hace comprensibles las estructuras y los procesos espaciales que relacionan naturaleza y sociedad a nivel del paisaje; 3) agrupa diferentes objetivos ambientales para ofrecer nuevas soluciones a los problemas ligados a la utilización de las tierras; y 4) opera a escala adecuada, entre local y global, lo que permite obtener tanto un impacto visible como una fuerte probabilidad de éxito a largo plazo.

La visión actual de la ordenación territorial pretende que las actuaciones humanas, en forma de infraestructuras, o como huella de la explotación de cualquiera de los recursos demandados por el proceso de desarrollo humano exosomático o cultural, tiene componentes que claramente alteran los hábitats naturales, teniendo que compartir, en no pocos casos, espacios de singular valor natural con elementos de hechura antrópica, con un balance significativo en los impactos negativos sobre el paisaje o sobre el funcionamiento de los ecosistemas que lo definen. Como medida correctora se procura buscar procedimientos para reducir tales impactos, diseñando trayectos de conexión que potencien la conectividad de elementos, materia o energía entre las unidades residuales. Es decir, corredores ecológicos que minimicen el aislamiento y las pérdidas de información abióticas, como la erosión de suelos, o bióticas, como la disminución de la biodiversidad.

Como se desprende de la revisión y lectura de los diferentes capítulos que conforman este libro, hay muchos ejemplos que ponen de manifiesto los impactos que las obras de infraestructura ocasionan en el patrimonio paisajístico, tanto natural como cultural y, por otra parte, son cada vez más frecuentes los estudios presentados para tratar de corregirlos o minimizarlos. Son de índole muy diversa, tanto por la actividad desarrollada como por el territorio concreto en el que se realizan, por lo que la información puede aportar un avance extraordinario en el objetivo de conseguir que el desarrollo humano no interfiera sensiblemente con los valores del paisaje, y que se ajuste sin limitaciones a los principios de la sostenibilidad.

La planificación humana es eminentemente subjetiva, y cuando se aplican conceptos ambientales suelen estar restringidos a procesos muy concretos o a especies que soportan cierta singularidad, siendo muy raros los casos que consideran un número elevado de elementos del ecosistema y nulos los planteamientos globales. Eso no significa que los resultados no sean aceptables para el objetivo que se persiga, pero posiblemente quedarán olvidados, o simplemente sin tratarse, estructuras y procesos que modifiquen la tendencia hacia la estabilidad del sistema. Sin embargo, suele dominarse bien el concepto de metapoblación (Hanski, 1999), aplicando de forma adecuada los principios que rigen en esta teoría, en relación con la dinámica de las poblaciones en el espacio, distancias y movimientos direccionales, conectividad y porosidad, o el efecto barrera, todo ello perfectamente aplicable al diseño de los corredores ecológicos, tal y como se recoge en el segundo capítulo de este libro, en el apartado de fundamentos científicos de las redes ecológicas. En muchos estudios de diseño de corredores el cálculo de la conectividad se hace sobre parámetros de potencialidad, dando por conocidas, cuando no constantes, muchas premisas, lo que puede ser muy diferente de la conectividad real o actual. Por eso son absolutamente trascendentes los procesos de validación con aporte de resultados temporales referidos a casos espaciales concretos.

La consideración de otras propiedades de los ecosistemas son igualmente importantes, como la posible relación entre diversidad ecológica y diversidad paisajística, o su expresión como heterogeneidad. Al tratarse de dos escalas diferentes en los niveles de integración biológica, la relación no necesariamente será positiva. En algunos casos puede favorecerse el aumento de alguna especie, quizá objetivo en el proyecto planificado, lo que podría conllevar a un aumento de la dominancia y la consecuente reducción de la diversidad ecológica. Por esa razón, en muchas de las propuestas aplicadas se recurre al análisis multiescala.

Tampoco habrá que olvidar que el paisaje queda estructurado en el espacio como un conjunto de unidades de características homogéneas en continua interacción, pero con propiedades diferenciales entre ellas, de tal forma que también pueden comportarse como barreras de eficacia variable. Es decir, ciertos espacios se comportan como corredores ecológicos para algunas especies, al tiempo que son barreras para otras. En definitiva, los ecotonos entre ecosistemas se comportan como interacciones asimétricas. Conocer el equilibrio dinámico adecuado puede suponer el éxito en el diseño. Algunas veces se pretende la tarea nada fácil de la restauración de áreas alteradas, tratando de conseguir condiciones semejantes a las existentes con anterioridad al impacto causante del cambio, sin embargo los procesos de sucesión ecológica no son absolutamente estrictos, moviéndose en unos espacios de estabilidad variable, según el concepto clásico de elasticidad. Cada comunidad biológica afectada arrastra una problemática distinta, por lo que las posibilidades de actuaciones para su restauración son también muy variadas, y sobre todo cuando la alteración se ha producido en sistemas forestales (Martínez y Lario, 2012).

Los procesos de fragmentación de hábitats frecuentemente son consecuencia de las actividades humanas por construcción de un número elevado de infraestructuras, cada vez más complejos y de mayor envergadura, así como por la explotación de recursos para la obtención de materiales de interés, o por la transformación de energía. Quizá los más conspicuos se deban a las aglomeraciones humanas, precisamente porque afectan más directamente a la propia especie generadora, pero también son ejemplos muy cercanos las vías de transporte o las explotaciones mineras a cielo abierto. Proliferan en este libro los ejemplos englobados en el segundo apartado por razones obvias, relacionadas con la especialización de la mayoría de los autores y su preocupación por nuevas formas de planificar y hacer urbanismo. El caso de las infraestructuras viales está bien tratado en el capítulo séptimo, precisamente para un estudio de caso en un ambiente de singulares características con un proyecto que requería de la herramienta preceptiva de evaluación del impacto ambiental, básica para la gestión preventiva. En este mismo campo, también son muchos los trabajos teóricos y empíricos que han aportado bases científicas y soluciones técnicas para tratar de corregir los efectos negativos sobre el paisaje y recuperar la funcionalidad entre los sistemas territoriales cercenados (Valladares y col., 2011).

Podría ser un buen complemento a los ejemplos presentados en este libro sobre corredores, diseñados para diferentes ámbitos de escala, el realizado por García (2009) para el territorio del Principado de Asturias, en base a: la localización de especies catalogadas, consideradas como especies focales; la información sobre su hábitat y área de campeo; la reconstrucción de su hábitat útil actual; la cartografía de un número elevado de unidades de vegetación actual en el territorio de estudio; la situación de los espacios protegidos y su zonificación en diferentes niveles de protección. A partir de esa información se calcula la resistencia debida a la vegetación, las grandes zonas de vocación agrícola y ganadera, las grandes áreas

libres de infraestructuras y las barreras de tránsito forzadas por las infraestructuras de comunicación y las edificaciones. Como resultado se obtienen tres niveles de corredores ecológicos en función de la conectividad (fig. 1.1).

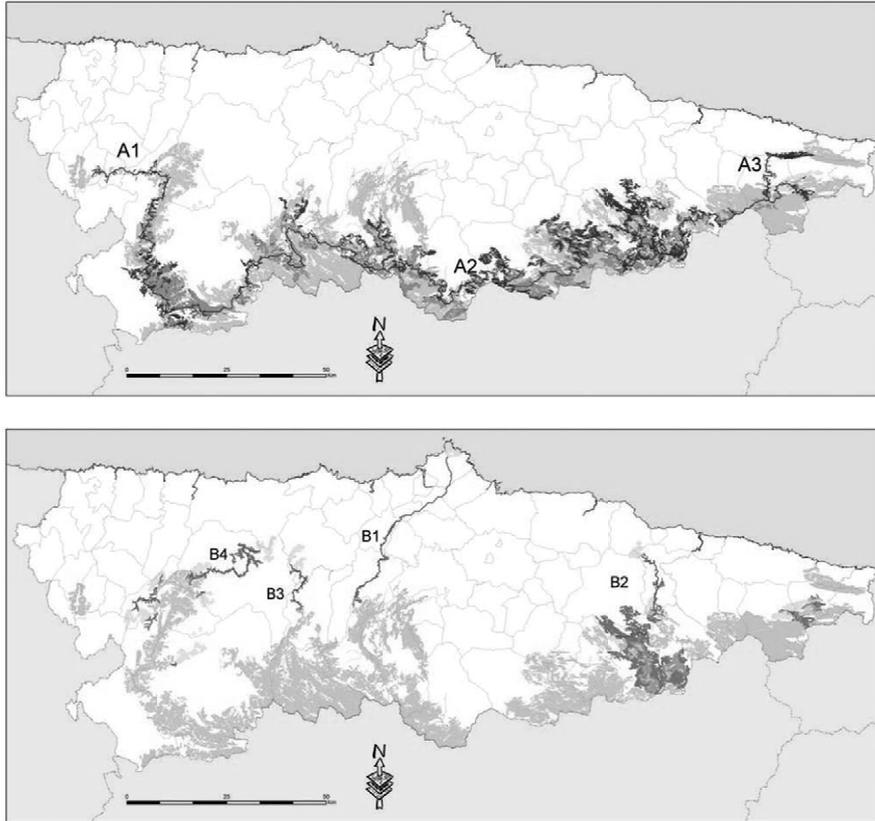


Fig. 1.1. Corredor principal de la montaña asturiana (superior) y corredores transversales de segundo nivel (inferior).

Fuente: Tomado de García (2009).

La minería a cielo abierto es también causa de pérdida de conectividad para muchas especies terrestres de movilidad media o alta, algunas de ellas clasificables como muy singulares. Las explotaciones mineras se caracterizan por su gran incidencia sobre el paisaje como alteración ambiental más significativa. La transformación del medio supone una pérdida considerable de los valores naturales, aunque el impacto relativo en muchos casos no llegue a ser muy elevado por realizarse en espacios ya transformados por la actividad humana. Su impacto deja una huella clara en el paisaje como consecuencia de cambios de uso con alteración de las comunidades biológicas (fig. 1.2).

La alteración del esquema estructural como consecuencia de actividades mineras a cielo abierto, que por lo general son extensas en superficie y duras en cuanto al grado de modificación de las condiciones preexistentes, lleva asociada disrupciones funcionales, relacionadas con la transformación en los hábitats, y provocadas por las diferentes acciones susceptibles de producir impactos, fundamentalmente por la eliminación del tapiz vegetal y la capa de suelo fértil, que conllevan igualmente a una variación en la distribución y el comportamiento de la fauna.

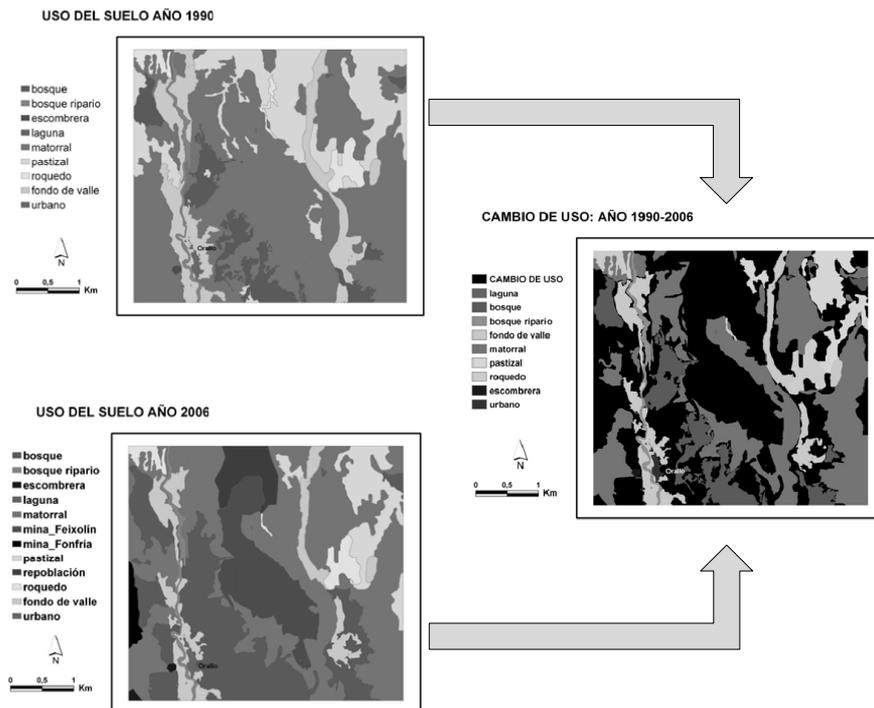


Fig. 1.2. Cambio de usos del suelo en la zona de influencia de una actividad minera.

La magnitud del impacto dependerá de la superficie afectada y de las características previas de la vegetación del lugar, relacionadas con la cobertura, densidad, abundancia, riqueza de especies, diversidad biológica, así como de propiedades específicas del nivel de conservación o grado de singularidad de las especies. La presencia de especies autóctonas adaptadas a un tipo definido de hábitat puede ser uno de los mayores problemas ecológicos si esa especie coincide precisamente con la zona a explotar, o simplemente especies características de esos hábitats. Los impactos indirectos causados por acumulaciones de residuos, vertidos al agua, emisiones atmosféricas o producción de ruidos, derivados de cualquiera de los procesos de laboreo o del tratamiento de los materiales extraídos, pueden igualmente variar las relaciones ecológicas con consecuencias negativas para el funcionamiento de los ecosistemas. La deposición de polvo sobre la vegetación suele ser una de las afecciones más frecuentes alterando los parámetros fisiológicos de las plantas, con repercusiones funcionales para todo el sistema. Algo similar podría producirse de la contaminación del suelo o del agua, aunque con implicaciones diferentes para la vegetación afectada. En general, cualquier modificación del hábitat lleva implícitas consecuencias en la composición y distribución de la comunidad vegetal.

Elementos singulares de la fauna superior, como el caso del oso en la Cordillera Cantábrica, se ven obligados a desplazarse si la explotación minera se desarrolla en su hábitat o en sus proximidades. La proliferación de actividades similares puede suponer la ruptura de la continuidad, provocando, además de las alteraciones directas en la distribución y el comportamiento, el aislamiento de las poblaciones con el consiguiente riesgo de erosión genética en el futuro. Los ejemplos son cada

vez más frecuentes y las acciones correctoras, a nivel de planes y programas, encaminadas a su restauración son complicadas y muy costosas.

La pérdida de hábitat en las poblaciones oseras cantábricas tiene consecuencias negativas por los efectos demográficos. La medida de estos efectos demográficos (cambios en las tasas de dispersión, mortalidad, proporción de la población afectada) es, sin duda, la mejor forma de cuantificar la gravedad de un impacto. Cualquier efecto negativo sobre el hábitat, que no es posible compensar, tiene efectos demográficos que incrementan las posibilidades de extinción de una población amenazada, aunque no se conozca en qué medida y plazo. La pérdida y fragmentación del hábitat pueden ser los factores que hipotequen la posibilidad de recuperación de la población osera (fig. 1.3).

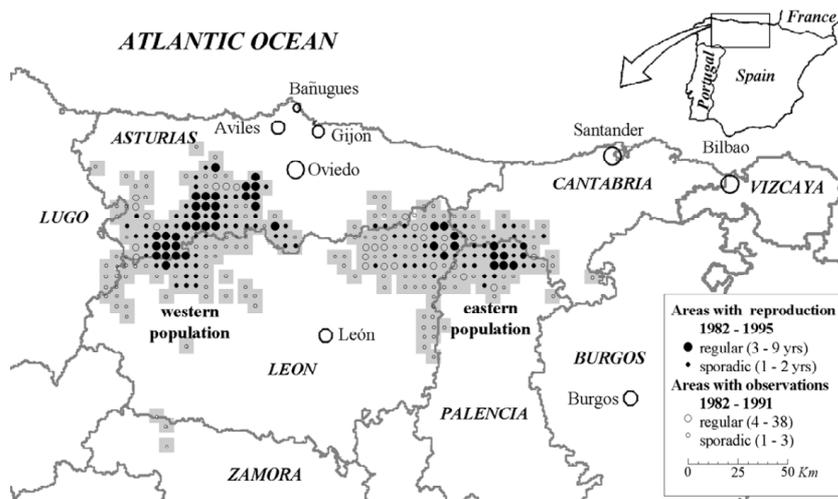


Fig. 1.3. Distribución del oso pardo en la Cordillera Cantábrica.

Fuente: Naves *et al.*, 2003.

El análisis de las afecciones paisajísticas y ecológicas provocadas por las actividades de la minería a cielo abierto, al igual que ocurre en otros sectores de la explotación de recursos en la naturaleza, debería considerar obligatoriamente el concepto de capacidad de carga del territorio, para cada tipo de actividad y para el total de actuaciones posibles, en la fase de planificación relacionada con Planes y Programas de desarrollo. No se trata únicamente de una cuestión de espacio disponible para poder desarrollar los proyectos concretos, sino la capacidad máxima de ese territorio para asimilarlos sin alteración significativa de su calidad. Sería simplemente aplicar el concepto de desarrollo sostenible en base a la fragilidad de los paisajes o de los ecosistemas.

El conocimiento de los efectos de sinergia producidos por actividades similares o diferentes debería ser prioritario al desarrollo práctico de cualquier plan general territorial o política de desarrollo. La no consideración de este parámetro, esencial en la conceptualización ecológica, implica en la mayoría de los casos la sobreexplotación de la calidad paisajística, con pérdidas irremediables de alta repercusión en el funcionamiento de los ecosistemas, y de gran duración en su proyección temporal (fig. 1.4).

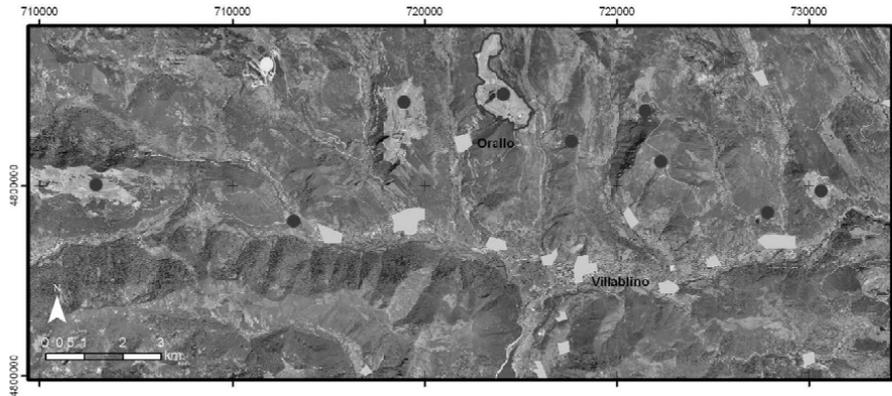


Fig. 1.4. Ejemplo de efecto sinérgico en un tramo de la cordillera Cantábrica. Se señalan mediante puntos las explotaciones mineras.

Son muchos los ejemplos que actualmente muestran graves implicaciones ambientales por no tener en cuenta los factores de sinergia negativa en la suma de proyectos o actuaciones. En algunos casos se dividen los proyectos para dar la sensación de ser menos negativos individualmente, pero sin considerar el impacto total del conjunto, que siempre suele ser mayor que la suma de los impactos de los proyectos concebidos por separado. Para especies sensibles el efecto barrera está comprobado y recuperar la conectividad resulta muy difícil.

Los cambios de uso por actividades agrícolas son mucho más frecuentes, como consecuencia de actuaciones de fondo económico que presionan en favor de modificaciones a una escala de tiempo relativamente corta. Tales cambios condicionan la estructura y el funcionamiento de los agroecosistemas, alterando las direcciones de conectividad en muchos de los parámetros, tanto bióticos como abióticos. El ejemplo presentado por Suárez (1998) sobre dinámica del paisaje resulta muy significativo (fig. 1.5), ya que en tan solo cuarenta años, dos procesos típicamente relacionados directamente con la influencia humana en la actividad agrícola, el primero de intensificación y el segundo de abandono de tierras, provocaron situaciones muy diferentes, con resultados estructurales y funcionales en el paisaje que proyectaban comportamientos igualmente desiguales. La intensificación en los años 70-80 estuvo ligada a la concentración parcelaria, la mecanización y la modernización de las explotaciones, y como consecuencia se uniformiza el paisaje, se eliminan las zonas de borde, aumenta el uso de pesticidas, etc. El abandono en los años 90 ha estado ligado a la PAC, que promocionaba explotaciones grandes y productivas, así como al envejecimiento de la población. Desde un punto de vista ecológico este cambio implica la sustitución de especies herbáceas por leñosas, variaciones en la heterogeneidad del paisaje, mayor riesgo de fuego y una menor erosión (Suárez y Álvarez; 2010). En definitiva, el paisaje cambia en el espacio y en el tiempo debido a ciclos de vegetación, prácticas agrícolas, rotación de cultivos y políticas de gestión. Y cuando el paisaje cambia, lo hacen con él las especies vegetales y animales que los ocupan, que deberán adaptarse a las nuevas condiciones ambientales.

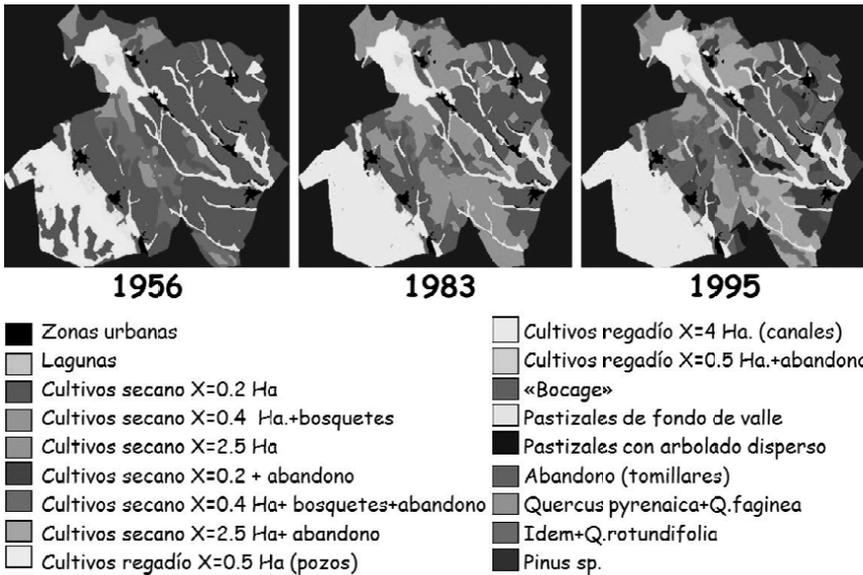


Fig. 1.5. Dinámica del paisaje en el municipio de Chozas de Arriba. Cambios en la intensidad de la presión agrícola.

Fuente: Suárez (1998).

A los cambios en los sistemas agrarios, como consecuencia de la intensificación del uso del suelo, o del abandono parcial o total de las tierras de cultivo, habría que añadir los ocasionados por el cambio climático y que, en conjunción con los anteriores, pueden determinar transformaciones globales con capacidad para provocar tendencias en el comportamiento de especies muy significativas en estos ambientes, como lo son las aves esteparias. Los efectos del cambio climático sobre ciertas especies esteparias como la avutarda sugieren que España se situará entre los países de Europa más severamente afectados (Osborne, 2010). Se hace necesario preservar estas comunidades ante los eventuales cambios que se avecinan, para lo cual es imprescindible disponer de una base científica que permita respaldar la adecuación de las estrategias de conservación y gestión de los paisajes receptores (fig. 1.6).

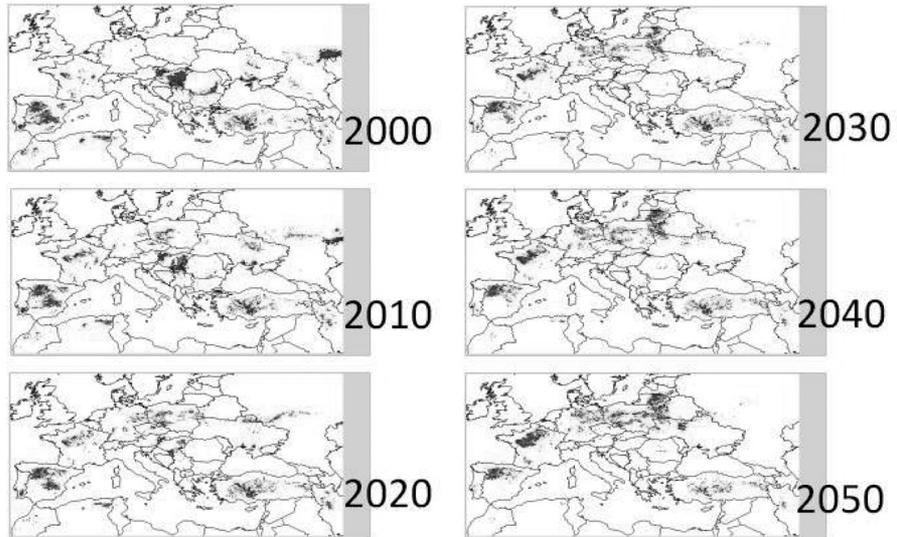


Fig. 1.6. Proyección en el futuro, para un escenario de cambio climático tipo A2, de zonas idóneas para la avetarda en Europa (Osborne, 2010).

Las zonas periurbanas tienen un potencial de riesgo muy elevado de alteración como consecuencia del crecimiento, con modificación de hábitats y pérdida de conectividad, por lo que han sido el objetivo de un buen número de proyectos para el trazado de corredores ecológicos que puedan reducir el efecto de la presión humana. Además de los ejemplos documentados en este libro, el caso de la ciudad de León y su influencia es muy significativo, ya que el crecimiento urbano ha profundizado y modificado entornos hasta hace muy poco utilizados como campos de cultivo y prados de fertilidad comprobada, típicamente lindados por setos vivos, como también se pone de manifiesto en el artículo octavo de este libro.

En León reciben el nombre de sebes (fig. 1.7), y suelen estar entremalladas y reforzadas con mimbres y varaes, que además de darle una original apariencia representan un espacio de notoria diversidad en esos ecosistemas. Son elementos lineales del paisaje, de poca anchura y frecuentemente entretejidos para reforzar su carácter de cerca protectora, definiendo fincas y propiedades, pero que al mismo tiempo pueden constituir el último vestigio de un bosque que fue talado para abrir claros que se reservaban para el aprovechamiento ganadero. Son un importante refugio para la fauna, dando cobijo a una notable variedad de anfibios, reptiles, aves y mamíferos (Casas y Calderón, 2004). Son muchas las propiedades ecológicas positivas que aportan al funcionamiento del ecosistema. Las sebes actúan como verdaderas bombas de nutrientes desde los suelos más profundos hasta la superficie, aumentando la productividad del pasto. Su destrucción pone en peligro un extraordinario valor tradicional y cultural, y sin embargo el imparable avance de la ciudad está terminando con este recurso biológico.

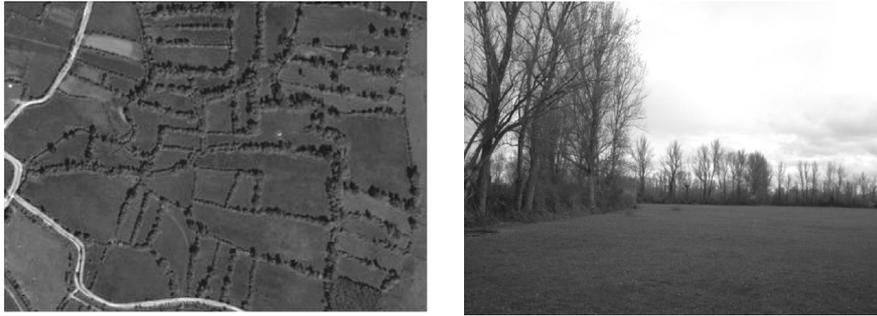


Fig. 1.7. Paisaje de sebes en la zona de expansión urbana del alfoz de León (izquierda) y aspecto de estos setos vivos como linderos de prados (derecha).

Fuente: Google y fotografía de E. Luis Calabuig.

Habría que añadir también los efectos del metabolismo de la ciudad por lo que se refiere a la generación de residuos. El caso de los vertidos de aguas residuales no está totalmente resuelto en un buen número de ciudades de tamaño medio, por lo que la contaminación de las aguas a partir del punto de efluentes supone una alteración importante en uno de los corredores lineales de mayor importancia.

La mayoría de los proyectos de diseño de corredores deberán incluirse entre las actividades de gestión ambiental que requieren del proceso de Evaluación de Impacto Ambiental, herramienta diseñada precisamente para estimar de forma preventiva los posibles impactos ambientales. Sería incluso mucho mejor una planificación que contemplara un carácter adaptativo, como la Evaluación Ambiental Estratégica, capaz de definir las pautas a seguir en un sector determinado del desarrollo, o en un territorio concreto, como sería el caso de la delimitación de corredores ecológicos. Por esta razón la revisión de los casos empíricos ya realizados adquieren una gran importancia, ya que los resultados del seguimiento de esas situaciones reales pueden ofrecer una experiencia de alto valor para futuros proyectos. La Evaluación Ambiental Estratégica tiene como objetivo evaluar desde el punto de vista ambiental, políticas, planes y programas, considerando como principio fundamental la integración del ambiente en un orden de escala superior, lo que supone poder superar las deficiencias del enfoque individualizado del tratamiento proyecto a proyecto de la EIA, al considerar de forma más adecuada impactos indirectos, colaterales, acumulativos, complementarios o sinérgicos.

En todos los planteamientos de gestión ambiental, el paisaje es el denominador común, ya que potencialmente puede verse afectado como consecuencia de cualquier actividad humana, y por ello debería tener tratamiento prioritario en los estudios de prevención ambiental. En los proyectos de diseño de corredores ecológicos esa influencia es evidente, pero su complejidad y heterogeneidad requiere de conocimientos específicos aun no generalizados entre los técnicos dedicados a estas prácticas de gestión del territorio, por lo que la recopilación de trabajos de especialistas en ese tema, y en ambientes muy cercanos, con frecuencia relacionados también con la urbanística, será sin duda un buen apoyo formativo y educativo. Es fundamental la disponibilidad para conocer los avances científicos y el extraordinario potencial actual en el manejo de la información que pueden ponerse a nuestro alcance, revisando aquellos procedimientos adecuados para su consideración en posiciones similares.

Por lo general, la importancia de los estudios del paisaje se basan en la posibilidad de ser introducidos en los planes estratégicos, tomando en

consideración las actuaciones existentes con anterioridad, las relacionadas con un proyecto concreto y las previsible nuevas actuaciones, siempre sometidas al principio del equilibrio sostenible y con el apoyo de conocimientos científicos y técnicos. El objetivo es llegar a conocer la capacidad de acogida del paisaje o el límite de un paisaje para absorber impactos. También habría que tener en cuenta la potencialidad vocacional del paisaje en función de sus recursos naturales. Este concepto precisamente es pertinente cuando aparecen posibilidades incompatibles de manejo, uso o destino del suelo, así como de localizaciones alternativas para una actuación determinada.

El apartado metodológico, relacionado con la valoración del paisaje en sus características, parámetros o componentes, está en pleno auge en la actualidad, tratando de resolver, en cada paso, los problemas que han surgido en experiencias anteriores, como los determinados por la diferente consideración de escalas, tanto espacial como temporal, o la evaluación de proyectos o sus alternativas. Parece pertinente, como se resalta en varios de los capítulos que se presentan en este libro, no olvidarse de propuestas tradicionales bien reputadas en este campo, como la de McHarg (1969) en el ámbito internacional, o la de Ramos (1979) en nuestro entorno más próximo. En ambos casos se recogen experiencias tratadas con destreza y maestría, sugiriendo a posteriores especialistas innumerables posibilidades con la ayuda de nuevas técnicas y procedimientos informáticos.

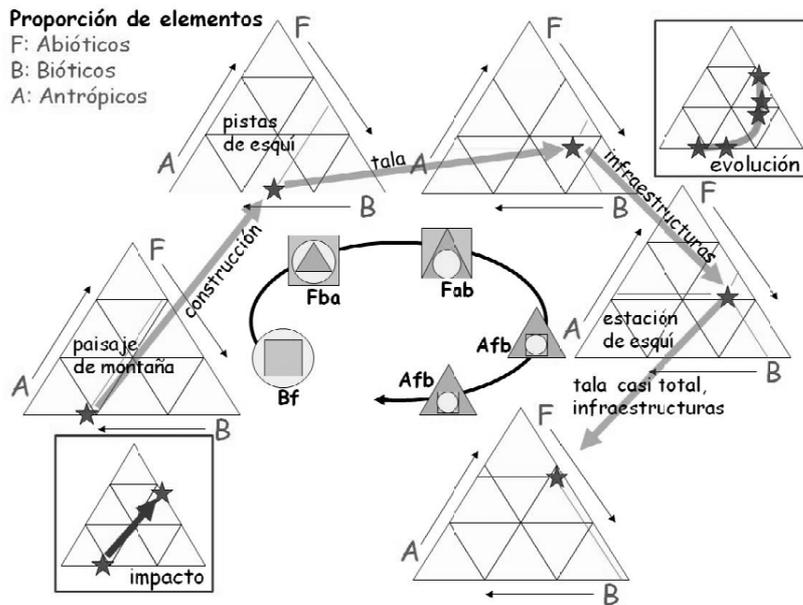


Fig. 1.8. Simulación de la evolución del paisaje en función de la dominancia de elementos en el proyecto de construcción de una estación de esquí, resaltando el impacto final resultante.

Incluso procedimientos mucho más simples pueden servir para ayudar a interpretar la dinámica del paisaje y aplicarlos en la evaluación de proyectos, como la clasificación por dominancia de elementos (Bovet y Ribas; 1992), (fig. 1.8), aunque lleve implícitos algunos problemas en la interpretación de los elementos estructurales del geosistema, en base a su clasificación como abióticos, bióticos y antrópicos, junto a los más generales de escala espacial considerada.

### 1.1. Referencias bibliográficas

- BOVET, M. T. y RIBAS, J. (1992): "Clasificación por Dominancia de Elementos", en BOLOS, M. -dir.- *Manual de Ciencia del Paisaje: teoría, métodos y aplicaciones*. Masson, pp. 69-80.
- BUREL, F. y BAUDRY, J. (2002): *Ecología del paisaje: conceptos, métodos y aplicaciones*. Mundi Prensa, Madrid.
- CASAS, V. y CALDERÓN, A. (2004): *Las Sebes de la ciudad de León: una propuesta para conocer tu entorno*. Oficina de Educación Ambiental Urbana del Ayuntamiento de León y Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León.
- GARCÍA, P. (2009): "Diseño de redes de conservación: los corredores ecológicos a través de los modelos espaciales" en *Naturalia Cantabrigae*, núm. 4, pp. 3-78.
- GONZÁLEZ BERNÁLDEZ, F (1981): *Ecología y paisaje*. H. Blume.
- HANSKI, I. (1999): *Metapopulation Ecology*. Oxford University Press.
- HERNÁNDEZ, A. y ALEGRE, J. (1991): "Aves de los setos de la provincia de León" en *Quercus*, núm. 64.
- MARTINEZ, C. y LARIO, F. J. (2012): "Avances en la restauración de sistemas forestales: técnicas de implantación", en *II Reunión conjunta del Grupo de Trabajo de Repoblaciones Forestales de la Sociedad Española de Ciencias Forestales y del Grupo de Trabajo de Restauración Ecológica de la Asociación Española de Ecología Terrestre*, E.T.S. de Ingeniería Agraria de Palencia, Universidad de Valladolid.
- McHARG, I. L. (1969): *Design with Nature*. Doubleday & Natural History Press. (Published for The American Museum of Natural History).
- NAVES, J.; WIEGAND, T.; REVILLA, E. y DELIBES, M. (2003): "Endangered species constrained by natural and human factors: the case of brown bears in Northern Spain" en *Conservation Biology*, Vol. 17, núm. 5, pp. 1276-1289.
- OSBORNE, P. (2010): "El paisaje: las estepas y su conservación ante el cambio climático", en LUIS CALABUIG, E. *El paisaje como recurso natural. X Foro sobre Desarrollo y Medio Ambiente*, pp. 201-211.
- RAMOS, A. -dir.- (1979): *Planificación física y ecología*. E.M.E.S.A.
- SUÁREZ, S. (1998): *Efectos ecológicos derivados del abandono de tierras de cultivo en la provincia de León (Municipio de Chozas de Abajo)*. Tesis Doctoral, Universidad de León.
- SUÁREZ, S. y ÁLVAREZ, J. (2010): "El Paisaje: ¿Cómo lo perciben las especies esteparias?", en LUIS CALABUIG, E. *El paisaje como Recurso Natural. X Foro sobre Desarrollo y Medio Ambiente*, pp. 140-151.
- VALLADARES, F.; BALAGUER, L.; MOLA, I.; ESCUDERO, A. y ALFAYA, V. -eds.- (2011): *Restauración ecológica de áreas afectadas por infraestructuras de transporte: bases científicas para soluciones técnicas*. Fundación Biodiversidad, Madrid.

## 2.

# ECOLOGÍA DEL PAISAJE, CONECTIVIDAD ECOLÓGICA Y TERRITORIO. UNA APROXIMACIÓN AL ESTADO DE LA CUESTIÓN DESDE UNA PERSPECTIVA TÉCNICA Y CIENTÍFICA

Pedro María HERRERA CALVO

*Grupo de Alternativas Medioambientales y Territoriales, Gama S.L.,  
colaborador del Instituto Universitario de Urbanística de la Universidad de Valladolid*

Emilio DÍAZ VARELA

*Universidad de Santiago de Compostela, Ingeniería Agroforestal*

### RESUMEN

El estado de la cuestión en relación con los corredores y la conectividad ecológica es analizado en este capítulo desde la perspectiva de la ecología del paisaje. Esta disciplina, centrada en el conocimiento profundo del funcionamiento del paisaje a distintas escalas, proporciona un marco científico muy adecuado como punto de partida para el desarrollo técnico de los modelos de redes ecológicas aplicadas a la protección de los valores naturales y la planificación territorial.

A partir de una introducción a la ecología del paisaje, los autores desgranar los fundamentos científicos de la conectividad y las redes ecológicas, relacionándolas con algunas de las teorías ecológicas modernas más influyentes, como la Teoría de Islas, el concepto de metapoblaciones o las relaciones fuente-sumidero, entre otros antecedentes científicos. Una vez establecido este marco científico coherente, los autores analizan las implicaciones socioeconómicas de la conectividad ecológica y su relevancia de cara a la planificación territorial y ambiental, estudiando los problemas ambientales derivados de la interacción entre la conectividad ecológica y el ecosistema urbano, especialmente los efectos de la fragmentación de hábitat y las posibles consecuencias de una intervención de restauración de la conectividad ecológica.

**Palabras clave:** ecología del paisaje, conectividad ecológica, planificación territorial, fragmentación de hábitats, redes ecológicas.

## 2.

# LANDSCAPE ECOLOGY, ECOLOGICAL CONNECTIVITY AND TERRITORY. AN APPROACH TO THE STATE OF THE ART FROM A TECHNICAL AND SCIENTIFIC PERSPECTIVE

Pedro María HERRERA CALVO

*Grupo de Alternativas Medioambientales y Territoriales, Gama S.L.,  
colaborador del Instituto Universitario de Urbanística de la Universidad de Valladolid*

Emilio DÍAZ VARELA

*Universidad de Santiago de Compostela, Ingeniería Agroforestal*

### ABSTRACT

This chapter analyzes the state of the art of ecological corridors and ecological connectivity from landscape ecology's perspective. This discipline, focused on deep knowledge of landscape dynamics over several working scales, provides a strong scientific framework about ecological connectivity. This framework is a highly useful starting point for technical development of ecological networks models applied to nature conservation and land planning.

Starting with a concise introduction to Landscape Ecology, both authors state the scientific basis of ecological connectivity and networks, linking them to some of the main modern ecological theories like the "Island Theory", the metapopulations concept or the source-sink relationships, among many other scientific backgrounds. Once established the scientific mainframe, the authors set the focus on the socioeconomic issues related to ecological connectivity and its relevancy to land and urban planning. They study the environmental issues related to the interaction between ecological connectivity and urban ecosystem, pointing at the effects of landscape fragmentation and the effects of restoring ecological connectivity in such complex urban spaces.

**Keywords:** Landscape Ecology, ecological connectivity, Land Planning, habitat fragmentation, ecological networks.

La ecología del paisaje es, en términos generales, una disciplina científica orientada al estudio de los patrones y procesos básicos que se crean, inducen y transforman en los paisajes. Su orientación científica, nutrida de múltiples influencias, permite un conocimiento profundo y holístico de la estructura y dinámica de funcionamiento del paisaje a distintas escalas, lo que resulta de gran utilidad y aplicación directa en procesos de planificación y gestión del paisaje y el territorio, de protección de los recursos naturales, y de restauración de impactos en el medio ambiente.

### **2.1. Ecología del paisaje, bases científicas y técnicas. Aplicaciones a la planificación territorial y estratégica**

La primera definición de ecología del paisaje se debe al geógrafo alemán Carl Troll (1939), que la contempla como una conjunción entre la conceptualización científica del paisaje, heredada de las diferentes escuelas centroeuropeas y rusas de geografía física, y las entonces tendencias emergentes en ciencia de la vegetación y la ecología. En la visión de Troll tienen cabida tanto las interrelaciones funcionales entre los elementos naturales del paisaje, como la intervención humana manifestada en los paisajes culturales (Troll, 1950). No obstante, pese a lo temprano de su enunciado (suele compararse con el de ecosistema por Tansley, en 1935), la ecología del paisaje no comenzará un desarrollo pleno hasta los años 60. Así, en Centroeuropa, la concurrencia de varias disciplinas con un enfoque territorial común (planificación territorial, arquitectura paisajista, edafología, geobotánica, agricultura, etc.) reforzará una orientación holística, pero eminentemente práctica y aplicada de la disciplina (Naveh & Liebermann, 1994; Zonneveld, 1995). Posteriormente, en los años ochenta, conocerá una expansión internacional debido por una parte a la creación en 1982 en Piestani (antigua Checoslovaquia) de la International Association of Landscape Ecology (IALE), y por otra, del interés e incorporación de ecólogos estadounidenses y australianos a la disciplina (Forman, 1990). Concretamente en Estados Unidos, debido a un mayor vínculo con las teorías de la ecología clásica (Wiens, 1997), especialmente con las relativas a dinámicas de manchas y mosaicos, a la teoría de perturbaciones (p.ej. Borman & Likens, 1979; Pickett & White, 1985), y a la biogeografía de islas (MacArthur & Wilson, 1967), la ecología del paisaje desarrolla una nueva trayectoria que enfatiza el interés en la estructura y dinámica de los mosaicos del paisaje, y sus efectos sobre los fenómenos ecológicos, con un importante apoyo en sistemas de información geográfica, modelización informática, y análisis espacial. El paisaje, bajo este enfoque, se define como una superficie del territorio heterogénea compuesta por un racimo de ecosistemas interactuantes que se repiten extensivamente de forma similar (Forman & Godron, 1986).

Todas estas perspectivas, si bien en ocasiones divergentes, han contribuido a enriquecer en gran medida el bagaje científico y el horizonte de actuación de la ecología del paisaje. A partir de finales de los años noventa, los científicos adheridos a ésta se plantean la definición clara del marco teórico, capacidades, límites, y prioridades de actuación en la ecología del paisaje (Hobbs, 1997; Wiens, 1997; Bastian, 2001). Si bien se han identificado concepciones diferenciadas (Kirchhoff *et al.*, 2012), existe un consenso general en ratificar el carácter transdisciplinar, práctico y holístico de la disciplina (Brandt, 2000; Moss, 2000; Naveh, 2001; Tress *et al.*, 2005; Naveh, 2007), y en el reconocimiento de su potencial en gestión del medio natural (Hobbs, 1997; Wu & Hobbs, 2002; Gurrutxaga y Lozano, 2008). Asimismo, se pueden describir una serie de elementos básicos que centran los

objetivos actuales y futuros de investigación y transferencia (Wu & Hobbs, 2002; Turner, 2005; Naveh, 2007; Wu & Hobbs, 2007), muchos de ellos con una orientación fundamental hacia la aplicabilidad de sus resultados:

- Formas, causas y consecuencias de la heterogeneidad del paisaje. Desarrollo de métodos de cuantificación del patrón del paisaje y de medida de su variación en el espacio, fundamentalmente a través de índices de paisaje y estadística espacial.
- Flujos y procesos ecológicos. Dinámicas de los ecosistemas que forman parte de los paisajes en mosaicos de paisaje, y cómo éstas son afectadas por y se relacionan con la heterogeneidad espacial. Relaciones entre patrones y procesos, incluyendo el estudio de la conectividad espacial para los flujos de especies, materia, energía e información, el papel de los ecotonos y fronteras, los modelos de metapoblaciones, y los efectos de la fragmentación en los procesos ecológicos.
- Dinámica temporal de los mosaicos de paisaje; causas, procesos y consecuencias del cambio en usos y coberturas del suelo; dinámicas de perturbación y de cómo afecta a la heterogeneidad del paisaje.
- Variación del patrón espacial y de los procesos ecológicos con la escala. Niveles de organización y jerarquía de ecosistemas.
- Organización sistémica y complejidad en los paisajes. Dinámicas no lineales y efectos umbral en las estructuras y procesos de los paisajes.
- Integración del ser humano y sus actividades en el paisaje. Consideración hacia las interacciones entre factores biofísicos y socio-económicos. Optimización del patrón del paisaje a través del diseño y la planificación. Conservación y sostenibilidad del paisaje.

## **2.2. La conectividad ecológica. Sentido y alcance de las conexiones ecológicas**

Como se ha comentado, entre los objetivos de investigación de la ecología del paisaje se encuentra la comprensión de cómo los flujos de materia, energía e información se mueven a través del paisaje, y de qué forma son condicionados por su estructura. Un caso específico dentro de estos flujos, relevante por su incidencia en la planificación ecológica del territorio, es el movimiento de especies vegetales y animales. La conectividad ha sido definida como la medida en la que el paisaje impide o facilita dichos movimientos entre los elementos o manchas que lo componen (Taylor *et al.*, 1993). No obstante, para una comprensión adecuada de las implicaciones que tiene la conectividad en los procesos de planificación y gestión territorial, es necesario analizar en primer lugar los fundamentos científicos de la misma, y cómo estos condicionan el funcionamiento de las redes ecológicas a distintas escalas. En segundo lugar, conocer el componente socio-económico de la conectividad en sus diferentes aspectos. Y finalmente, incidir en los efectos ecológicos de la ausencia de conectividad derivada de la fragmentación asociada a infraestructuras lineales y cambios en los regímenes de uso del suelo.

### **2.2.1. Fundamentos científicos de la conectividad**

Los movimientos de organismos entre elementos del paisaje pueden deberse a diferentes razones: movimientos locales asociados a su actividad diaria; movimientos de dispersión más amplios asociados a ciclos reproductivos;

o movimientos migratorios (Forman, 1995; Jongman, 2004). Independientemente de la causa por la que el organismo se desplaza, su movimiento depende fundamentalmente de tres componentes (Taylor *et al.*, 2006): a) los patrones de comportamiento de las especies en sus movimientos; b) el tamaño y disposición espacial de las manchas en las que las especies desarrollan su ciclo vital; y c) las características del espacio intersticial entre dichas manchas (matriz). Resulta también importante considerar las características específicas del medio a través del cual las especies realizan sus desplazamientos. Así, el término corredor se ha empleado para definir a un elemento del paisaje, en ocasiones diferenciable por su aspecto lineal, que por sus atributos espaciales y funciones ecológicas puede facilitar desde un punto estructural el movimiento de especies entre dos manchas (Forman & Godron, 1986; Forman, 1995; Hilty *et al.*, 2006; Beier *et al.*, 2008). Asimismo, el corredor es en sí mismo un concepto funcional, ya que depende del tipo de movimiento para el que se utilice: dispersión, migración, o de paso (Bouwma *et al.*, 2004), lo cual hace del mismo un concepto dependiente de la escala (Hilty *et al.*, 2006). Algunos autores (Beier *et al.*, 2008) lo diferencian del concepto de enlace (*linkage*), considerando este para definir a aquel fragmento del territorio en el que se busca promover el movimiento de múltiples especies focales, o la propagación de procesos de los ecosistemas. Esta diferenciación será importante en las redes ecológicas, en donde se adoptan perspectivas de uso múltiple para los corredores, incluso más allá de la función conectiva (Jongman, 2004).

Teniendo todo ello en cuenta, y atendiendo al análisis de la conectividad, se puede distinguir entre dos tipos fundamentales: estructural y funcional (Tischendorf & Fahrig, 2000; Brooks, 2003). La conectividad estructural, se basa solamente en la disposición espacial de elementos tales como manchas y corredores, y atributos físicos tales como distancia entre manchas, longitud del corredor, etc. En consecuencia, es fácilmente medible empleando índices geométricos de paisaje (Taylor *et al.*, 2006). La conectividad funcional considera como fundamentales las relaciones entre el comportamiento animal y la estructura espacial del paisaje. La distinción entre ambos tipos de conectividad no debe considerarse trivial (Taylor *et al.*, 2006), debido a que los hábitats no necesitan estar estructuralmente conectados para serlo funcionalmente. Y por otra parte, la conectividad estructural sólo se traduce en un movimiento funcional de especies si éstas usan los elementos estructurales para su movimiento.

Pese a que tanto la diferenciación entre ambos conceptos como la validez de la conectividad estructural para la evaluación de conexiones funcionales ha generado cierta controversia (Tischendorf & Fahrig, 2000; 2001; Moilanen & Hanski, 2001), ambas perspectivas pueden verse como los dos extremos de un gradiente (Baguette & Van Dyck, 2007), siendo uno de ellos (funcional) la perspectiva individual del organismo en su proceso de dispersión, y el otro (estructural) la propiedad global de un paisaje para la dispersión de especies. De hecho, actualmente existe una tendencia a integrar componentes estructurales y funcionales en el análisis de la conectividad (Fagan & Calabrese, 2006; Rico *et al.*, 2012). Así, el análisis de la estructura espacial puede realizarse a través de diferentes medidas y modelos (Tischendorf & Fahrig, 2000; Moilanen & Hanski, 2001; Moilanen & Nieminen, 2002; Beier *et al.*, 2008; Saura *et al.*, 2011; Luque *et al.*, 2012), a los cuales se añaden datos relativos a la biología de las especies implicadas. El grado de detalle del análisis vendrá determinado por la información integrada, de forma que algunos autores (Fagan & Calabrese, 2006) diferencian dentro de la perspectiva funcional, entre conectividad potencial, cuando se establece una hipótesis de

dispersión a partir de información básica y genérica sobre la especie a tratar y conectividad real o actual, cuando la información empleada es recogida de forma empírica y recurrente.

## 2.2.2. Fundamentos científicos de las redes ecológicas

Pese a que la conectividad es un elemento esencial en el funcionamiento de las redes ecológicas, es fundamental comprender el mismo a través de otros conceptos complementarios, tanto de carácter puramente científico como ligados a aspectos técnicos o de diseño. El concepto de redes ecológicas parte de algunas teorías clave dentro de la ecología de la conservación. La primera de ellas es la Teoría de Islas de McArthur y Wilson (1967) aplicada, con las precauciones necesarias, a las necesidades de conservación de islas de hábitats enclavadas en entornos hostiles. La segunda sería la Teoría de Metapoblaciones de Levins (1969), que habla de las poblaciones aisladas dentro de poblaciones mayores entre las que se establecen relaciones e intercambios. Según esta teoría, las poblaciones son entidades dinámicas desigualmente distribuidas en el espacio en función de la disponibilidad de hábitats de calidad variable. En este contexto, las poblaciones locales son vulnerables a la extinción, pero los hábitats liberados pueden ser recolonizados por otras poblaciones cercanas, manteniéndose la metapoblación. La conectividad ecológica entre los fragmentos de hábitat aptos para dicha especie se convierte, en este caso, en pieza clave para la conservación de las poblaciones, incrementándose el valor de los corredores ecológicos. La fragmentación de los hábitats, además de reducir la superficie y empeorar las condiciones locales de las poblaciones, dificulta también la conectividad entre hábitats similares, contribuyendo de forma decisiva a la pérdida de biodiversidad, al limitar las posibilidades de migración, dispersión e intercambio genético.

La Teoría de la Polarización del Paisaje (Rodoman, 1974), divide el paisaje en zonas núcleo antrópicas, zonas tampón y ecotonos por un lado y grandes ecosistemas naturales por el otro, con zonas transicionales entre los dos modelos de paisaje. Esta teoría se encuentra en la base de la formación de algunas redes ecológicas actuales, principalmente en Rusia, Estonia y Letonia, focalizada sobre la relación entre la actividad humana y las funciones de estabilidad ecológica desempeñadas por el paisaje.

El concepto de “sumidero-fuente” de Pulliam (1988), muestra cómo en hábitats heterogéneos algunos hábitats naturales hacen de fuentes de individuos que intentan sin éxito recolonizar una y otra vez fragmentos de hábitats demasiado pequeños como para mantener dicha especie, convirtiéndose en auténticos sumideros de individuos de dicha especie y jugando, por tanto, un nuevo papel en la dispersión y extinción de dichas especies.

El paradigma de “no-equilibrio”, por su parte, sostiene que los sistemas ecológicos son abiertos y cambiantes, reconociendo el importante papel que las perturbaciones, los cambios y los procesos tienen en la determinación de su estructura y dinámica.

Estos antecedentes científicos van poco a poco confluyendo hacia propuestas más prácticas de establecimiento de redes ecológicas que comienzan a ser aceptadas por los principales organismos internacionales de conservación de la naturaleza, trascendiendo el ámbito académico y comenzando a incorporarse a las políticas reales.

### 2.2.3. Dimensión socioeconómica de la conectividad

La integración de la conectividad en el ámbito de la planificación territorial y la gestión ambiental a través de las redes ecológicas no sólo precisa de la comprensión de su estructura y funcionamiento; es esencial el reconocimiento de las dimensiones socioeconómicas y culturales de las redes ecológicas para que dicha integración se produzca de manera exitosa. En este sentido, resulta conveniente recordar que la conectividad, como función, es característica también de los sistemas sociales, que basan su existencia en complejas redes en las que operan flujos de materia, energía e información (Naveh & Liebermann, 1994; Forman, 1995). Por otra parte, los sistemas rurales tradicionales, basados en la interrelación entre prácticas culturales y un ambiente natural específico, dependen de y a su vez generan numerosos servicios ambientales cuya garantía depende de la continuidad funcional de los ecosistemas que los forman (Costanza *et al.*, 1997; Daily, 1997). Atributos funcionales como los niveles altos de biodiversidad, el intercambio de especies entre áreas cultivadas y no cultivadas, o la resiliencia en el sentido de capacidad del ecosistema para reponerse tras una perturbación, precisan del mantenimiento de la conectividad entre los elementos del ecosistema para persistir (Swift *et al.*, 2004; Tschardtke *et al.*, 2005).

Como consecuencia, en el territorio se superponen una red natural en la que se integra una estructura rural, y una red artificial formada por sistemas de transporte, industria y asentamientos (Díaz Pineda *et al.*, 2002; 2010). Al contrario que las redes naturales y estructuras rurales, dependientes de la energía solar y basadas en el aprovechamiento estratégico de los procesos de la biosfera, las redes artificiales basan su funcionamiento en el aprovechamiento de la energía fósil (Naveh & Liebermann, 1994; Naveh, 2001) lo que provoca diferencias importantes en la composición, velocidad, y magnitud de los flujos de transporte horizontal. En consecuencia, la interacción entre las redes naturales y/o rurales y las redes artificiales se produce de una forma asimétrica, que da lugar a interrupciones en el funcionamiento ecológico del territorio, con consecuencias ecológicas y también económicas (Pineda *et al.*, 2010). Uno de los ejemplos más claros es el de las infraestructuras viarias, cuya interacción con el territorio rural se manifiesta en efectos barrera, colisiones de animales con vehículos, fragmentación de poblaciones, incremento en la presión sobre el hábitat, alteración de los ambientes físico y químico, dispersión de especies exóticas y modificaciones en la conducta animal (Forman & Alexander, 1998; Forman *et al.*, 2003; Trombulak & Frisell, 2000; Jaeger *et al.*, 2005; Pineda *et al.*, 2010). Si bien actualmente existe un creciente interés en la identificación y desarrollo de medidas de mitigación contra estos efectos adversos (Romin y Bissonette, 1996; Forman *et al.*, 2003; Knapp, 2004; Rosell *et al.*, 2007) la solución a la problemática pasa por la adopción de una perspectiva holística y territorial, a diferentes escalas, que permita la integración de redes con diferentes características y funcionalidad. El apartado 2.4. de este capítulo tratará este aspecto con más profundidad.

### 2.2.4. Ciudad, infraestructuras y conectividad

Una vez llegados a este punto, es importante prestar atención a dos cuestiones clave. La primera es que en la actualidad más de la mitad de la población mundial vive en las ciudades y los procesos de urbanización siguen una tendencia creciente. Las previsiones de Naciones Unidas muestran esta tendencia en todas

las grandes áreas geográficas del mundo, y se calcula que un 80% de la población europea será urbana antes del 2040.

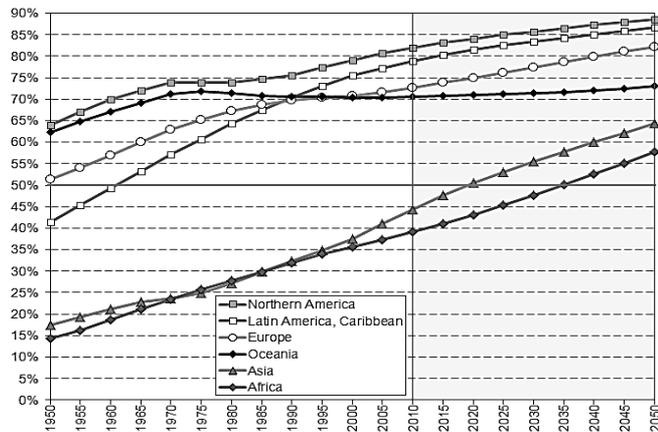


Fig. 2.1. Población urbana en las grandes áreas geográficas (en porcentaje sobre la población total) según datos de Naciones Unidas (2012).

Fuente: elaboración propia.

La segunda cuestión clave es la importancia que los procesos de urbanización tienen en la biodiversidad, cuestión que ha sido analizada por muchos autores en relación con diversos factores. Los procesos de urbanización modifican de forma radical la dinámica del paisaje (Tratalos *et al.*, 2005), alterando los flujos, reduciendo la producción primaria, aumentando las temperaturas locales, degradando la calidad del aire y del agua, aumentando la frecuencia de perturbaciones, causando pérdida de hábitats y aparición de otros nuevos, alterando la composición de especies y afectando a la presencia de especies invasoras. La urbanización es una forma intensiva de uso del suelo que causa pérdidas en la biodiversidad (Olff & Ritchie 2002, Sweeney *et al.*, 2007, Wackernagel *et al.*, 2002). No obstante, una de las cuestiones clave del efecto de los procesos de urbanización sobre los paisajes circundantes es su contribución a la fragmentación del territorio y a la pérdida de conectividad ecológica. En el apartado donde se analizan las causas y efectos de la fragmentación de hábitats se puede apreciar la estrecha relación entre fragmentación y urbanización, cuestión que ha llamado la atención de diversos autores (Niemelä, 1998; Pauchard *et al.*, 2006; Savard, 2000).

Esta situación ha dirigido la atención de técnicos y científicos hacia el papel que debe desempeñar la ciudad en la conservación de la biodiversidad a escala global y su influencia en la lucha contra la fragmentación del territorio, lo que plantea también la importancia de la conectividad ecológica en los entornos urbanos. En todo caso, la declaración de Erfuhr (2008) lo resalta con una claridad meridiana: la batalla por la biodiversidad se va a ganar o a perder en el ámbito urbano. En la misma línea Goddard *et al.* (2010) manifiestan que en el actual contexto de urbanización, la biodiversidad urbana tiene un papel significativo, de cara a prevenir tanto la extinción de especies como la extinción de la experiencia humana en la naturaleza.

La concentración de recursos, población e impactos en los entornos urbanos va a implicar necesariamente que los espacios urbanos deban asumir un papel protagonista en la conservación de la biodiversidad. Además, las ciudades deben ir

resolviendo su propio papel en las relaciones ecológicas de los territorios sobre los que se asientan. El papel de la ciudad hasta ahora está cargado de connotaciones negativas debido al profundo efecto que tanto su presencia como las actividades destinadas a su soporte tienen sobre el medio ambiente; en cambio, la ciudad tiene un gran potencial en la gestión de la biodiversidad y, sobre todo, en la divulgación y transmisión de sus valores culturales.

Las ciudades generan varios efectos negativos sobre su entorno, entre ellos, favorecen la pérdida de hábitats, la fragmentación y distintos tipos de perturbaciones que uniformizan las comunidades (McKinney, 2008), acogen la presencia de especies invasoras y exóticas (Ninnemet & Penuelas, 2008), elevan las temperaturas y alteran la química del aire, modifican los ciclos de nutrientes y la hidrología local (Kaye *et al.*, 2006), producen cambios en la producción primaria, la competencia y la depredación y generan varios tipos de alteraciones ambientales, por ejemplo las molestias o los niveles de ruido (Grimm, 2008).

Otro gran efecto negativo de las ciudades sobre la biodiversidad, al menos a escala territorial, es el de bloquear corredores ecológicos, fragmentando hábitats y poblaciones, a veces de modo crítico, convirtiéndose en barreras para la conectividad (Jongman, 2002). Las ciudades se suelen asentar en vegas de los grandes ríos, reduciendo la vegetación de ribera y sometiéndola a un estrés que limita fuertemente su capacidad de conexión entre espacios naturales alejados. Las ciudades demandan además enlaces de alta capacidad entre ellas, lo que genera una sobrecarga de los corredores de comunicación (los mismos que utilizan los animales y las semillas para su dispersión y desplazamientos) que se saturan con líneas ferroviarias y autovías. Se crean así barreras infranqueables capaces de dividir las poblaciones naturales de forma permanente (Coffin, 2006). La situación se vuelve crítica en el entorno de las ciudades, a las que llegan múltiples vías de comunicación y en las que los cierres de las propiedades y el proceso de humanización dificultan, de forma progresiva, la conectividad ecológica del territorio (Underhill & Angold, 2000).

La ciudad debe hacer frente a estos problemas de dos maneras: por un lado potenciando el papel ecológico de los corredores que la atraviesan. La situación por ejemplo de las riberas de los ríos resulta clave en muchas ciudades europeas y españolas, en las que deben recuperar la importancia que realmente tienen como grandes infraestructuras verdes (Herrera, 2008). Por otro lado, se deben habilitar vías alternativas, por ejemplo en los terrenos de cultivo, las zonas verdes o el tejido forestal que rodean los espacios urbanos. Si no se dispone de un soporte físico adecuado, la alternativa puede ser el diseño de grandes anillos verdes o de grandes parques lineales que rodeen la ciudad y que mantengan una cierta capacidad de conexión. Este tipo de elementos son considerados en la actualidad como auténticas infraestructuras verdes, que se pueden complementar mediante la restauración de áreas degradadas o la potenciación de los efectos ambientales positivos de los *brownfields*, los espacios abandonados en terrenos industriales o suburbanizados que tanta importancia tienen para la biodiversidad urbana (Laforteza *et al.*, 2004). Estas infraestructuras funcionan atrayendo la biodiversidad en una escala espacial amplia, sirven como fuente para el ecosistema urbano, proporcionan los recursos necesarios para mantener niveles elevados de biodiversidad y mejoran el papel de la ciudad en cuanto a la conservación de la biodiversidad global. Las infraestructuras verdes han sido objeto de numerosas investigaciones y reflexiones sobre su papel en la conservación de la biodiversidad, en la adaptación al cambio climático e incluso en la salud (Benedict y McMahon, 2002; Tzoulas *et al.*, 2007).

La provisión de servicios ambientales para las ciudades descansa, por tanto, en su comportamiento territorial y en las magnitudes ecológicas de los espacios libres de su entorno, en concreto aspectos como el tamaño de estos espacios, su conectividad, su heterogeneidad y otras características. Goddard (2010) apunta la necesidad de adoptar una perspectiva de ecología del paisaje para comprender realmente el funcionamiento de los ecosistemas urbanos.

El diseño de las protecciones ecológicas de la ciudad resulta un aspecto clave para implantar infraestructuras verdes. Uno de los primeros aspectos a considerar es la conectividad ecológica de los espacios incluidos en dichas protecciones (Cook, 2000). Los últimos años han ido viendo nuevas propuestas e investigaciones orientadas a implementar las redes ecológicas en los espacios urbanos, siguiendo los criterios aceptados por la comunidad científica para el desarrollo de redes ecológicas, por ejemplo los que se exponen en la iniciativa EECOnet (European Ecological Network). Los modelos de redes ecológicas tienen, en general, una estructura de protección reticular fundamentada en tres elementos: nodos, zonas de amortiguación y zonas de conexión que garantizan la continuidad del tejido biológico a lo largo y ancho del paisaje (Jongman y Pungetti, 2004). La malla continua de suelos protegidos que deriva de la aplicación de este tipo de modelos enlaza, a su vez, con las propuestas regionales, nacionales y comunitarias de redes ecológicas y que acerca al ámbito local la conservación de la biodiversidad (Gurrutxaga, 2004; 2010). El ámbito urbano se inserta en estas redes como una barrera, pero también como una fuente propia de biodiversidad y de recursos para su mantenimiento. La ciudad es la estructura social que mayor cantidad de iniciativa puede aportar al funcionamiento de estas redes.

### **2.2.5. Efectos ambientales y sobre la biodiversidad de la fragmentación del paisaje y el aislamiento inducido por las infraestructuras lineales y la ocupación del suelo**

La idea de conectividad defendida a lo largo de todo el documento parte de un planteamiento de carácter fundamentalmente sistémico y funcional en un marco paisajístico, que subyace tanto en los objetivos formulados como en la metodología empleada para los casos expuestos. El punto de partida implica un análisis de carácter fundamentalmente ecológico (conectividad, fragmentación) mientras el producto final define diversos aspectos territoriales que tratan de abarcar las necesidades y demandas sociales de su entorno específico junto con las necesidades y demandas que derivan de la conservación de un patrimonio natural clave para la calidad de vida en las ciudades.

La fragmentación del paisaje está considerada en la actualidad como una de las principales causas de pérdida de biodiversidad a nivel global (Primack, 2002), como reconocen multitud de artículos científicos, revisiones y estados de la cuestión publicados en distintos medios (Cushman, 2006; Santos y Tellería, 2006). La propia Unión Europea ha desarrollado un proyecto específico de lucha contra la fragmentación causada por las infraestructuras de transporte (Acción COST 341 Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructures) y ha editado un informe específico (Joint EEA-FOEN Report, 2011). En España el grupo de trabajo puesto en marcha a partir del Action COST 341 ha generado diversos materiales y publicaciones tanto a nivel de análisis de las consecuencias como de diseño de soluciones y especialmente de prescripciones técnicas para el desarrollo de planes contra la fragmentación causada por las infraestructuras de transporte (ver apartado 2.4.).

La fragmentación del paisaje (y de los hábitats como expresión individual al nivel de especies y poblaciones), al menos en el ámbito europeo, parece estar muy relacionada con diversos procesos de intensificación del uso del territorio, fundamentalmente tres: urbanización, industrialización de la agricultura y desarrollo de infraestructuras. A pesar de que esta situación apunta directamente a las regiones industriales del centro de Europa, la situación se hace patente en muchas regiones españolas que sufren la fragmentación como uno de los principales problemas para la conservación de la biodiversidad (Santos y Tellería, 1998; Martínez-Solano, 2006), que se manifiesta de forma evidente en el entorno de las grandes ciudades.

Los estudios sobre la fragmentación parten de una base fundamentalmente ecológica y ambiental, aunque, como apunta Gurrutxaga (2010), los aspectos territoriales han ido ganando protagonismo a la hora de estudiar la fragmentación y de realizar propuestas de soluciones. Muchos autores han desgranado las repercusiones de la fragmentación sobre los patrones espaciales del paisaje (Southworth *et al.*, 2002; Munroe *et al.*, 2005) y establecido su relación con la pérdida de conectividad ecológica, entendida en el sentido desarrollado en los capítulos anteriores (Taylor *et al.*, 1993). Las causas que producen esta fragmentación han sido sistematizadas y revisadas por Gurrutxaga y Lozano (2010). Siguiendo su planteamiento, se comentan, a continuación, los procesos que actúan como causas fundamentales de la fragmentación del paisaje, clasificados y agrupados en función de su origen.

En primer lugar destacan los procesos de urbanización y ocupación de suelo, principalmente para la acogida de procesos residenciales e industriales, especialmente cuando estos se producen en forma de diseminados o grandes procesos descolgados de los núcleos de población. Se pueden definir dos tipos concretos de procesos que causan fragmentación del paisaje a gran escala:

- Urbanización del suelo para el desarrollo urbanístico, especialmente en suelos rústicos, espacios naturales y otras zonas previamente no urbanizadas que demandan, además, nuevos servicios e infraestructuras.
- Suburbanización y crecimiento urbano diseminado, especialmente los modelos de crecimiento en forma de “mancha de aceite” típicos del entorno de algunas áreas urbanas ajenos a los instrumentos de planificación y sin ningún tipo de evaluación de sus efectos.

En segundo lugar, el desarrollo de infraestructuras de todo tipo para abastecer y satisfacer las demandas de las áreas urbanizadas y de las sociedades industrializadas en general. Dentro de este grupo destacan por su incidencia territorial las siguientes:

- Infraestructuras de transporte, que por su carácter lineal y su continuidad hienden el paisaje y constituyen una de las causas más evidentes de fragmentación, especialmente cuando se trata de infraestructuras cerradas de alta intensidad (rondas y variantes, autovías, autopistas, líneas férreas de alta velocidad).
- Grandes infraestructuras de alta incidencia territorial, que, por un lado suelen incidir en espacios abiertos y que, a su vez, generan nuevas demandas de infraestructuras para su abastecimiento, como es el caso de puertos comerciales, puertos deportivos o aeropuertos.
- Desarrollo de infraestructuras energéticas, gaseoductos, oleoductos, líneas de alta tensión. Los últimos años, con el gran desarrollo de las energías renovables,

están propiciando una presencia creciente de grandes infraestructuras de producción de energía como parques eólicos y grandes centrales solares que pueden tener también un notable efecto de fragmentación sobre el territorio, además de llevar aparejado un gran despliegue de infraestructuras auxiliares (líneas de evacuación, caminos de acceso, líneas de comunicaciones, iluminación de emergencia, etc.) de gran impacto territorial.

Un tercer generador de fragmentación del paisaje son los procesos de industrialización de la producción primaria que uniformizan el territorio y destruyen los elementos naturales de conexión presentes en los paisajes tradicionales. Esta situación tiene una doble vertiente, por un lado, se intensifican fuertemente los procesos productivos que se realizan en condiciones favorables (zonas llanas, bien comunicadas y próximas a los centros de transformación), mientras que por otro, las labores tradicionales dejan de ser rentables y se abandonan a su suerte grandes territorios, especialmente en las zonas más desfavorecidas, lo que genera también procesos de uniformización y de pérdida de elementos valiosos para la conectividad. Así, entre los procesos que mayor fragmentación causan en el medio rural destacan los siguientes: intensificación de la agricultura, intensificación de la producción forestal, desarrollo de actividades extractivas, especialmente la minería a cielo abierto, vallados cinegéticos e intensificación de la caza y abandono de labores tradicionales.

Finalmente, también son responsables de la fragmentación del paisaje una serie de procesos de degradación ambiental, tanto aquellos ligados a algunas de las transformaciones ya descritas como aquellos ligados al cambio global. Algunos de los procesos más relevantes en nuestras latitudes son, por ejemplo, la pérdida de zonas húmedas por sobrexplotación de los acuíferos y otras causas o la recurrencia de los incendios forestales en amplias zonas de montaña, estrechamente ligadas a los procesos de cambio de uso y de abandono del territorio.

En este mismo apartado se puede señalar también la pérdida efectiva de conectividad ecológica ligada a la destrucción de enlaces importantes, ya sean corredores naturales (por ejemplo la interrupción de la continuidad de los ríos y la vegetación de ribera) u otras infraestructuras “verdes” de los espacios naturales. La pérdida de fuentes, manantiales, refugios temporales, puntos de alimentación y manchas de hábitats incluidos en las superficies dominantes reducen sustancialmente la conectividad ecológica de los territorios.

Las consecuencias de la fragmentación de hábitats sobre las especies y los procesos ecológicos constituyen uno de los puntos calientes en la investigación ecológica actual, como indica García (2011) en el editorial invitado del monográfico sobre fragmentación editado por la revista «Ecosistemas» y que recoge la actual polémica al respecto. Las principales dificultades a la hora establecer unos efectos generales de la fragmentación sobre los hábitats se deben a la simplicidad del modelo binomial fragmento/matriz que no responde a la complejidad de la mayoría de los hábitats fragmentados en la actualidad, a la sensibilidad hacia las cuestiones de escala, al retraso entre los procesos de fragmentación y sus efectos, a la dificultad de analizar las sinergias e interacciones entre procesos diferentes y a la gran variabilidad de los efectos de la fragmentación sobre diferentes hábitats y especies.

Los efectos territoriales de la fragmentación sobre los hábitats se explican a partir de tres procesos (Forman, 1995): la pérdida de hábitat, la reducción del tamaño de cada mancha de hábitat viable y la interrupción de la comunicación entre los fragmentos. Así las cosas, parece claro que la fragmentación del hábitat

favorece la extinción de las poblaciones afectadas. Este aumento del riesgo de extinción local se debe a tres mecanismos claramente definidos (García, 2011): la pérdida neta de hábitat, la dificultad de dispersión y el incremento de los efectos de borde.

A nivel biológico los efectos más intensos se localizan sobre los procesos que dependen de las conexiones ecológicas, por ejemplo la dinámica predador-presa, la dispersión de juveniles y propágulos, la polinización, etc. En resumen, los paisajes y hábitats fragmentados tienen más dificultades para mantener sus poblaciones en un tamaño viable, para garantizar los movimientos y migraciones de las mismas y para soportar las relaciones e intercambios necesarios, lo que en último caso se traduce en una menor supervivencia y en una mayor probabilidad de extinción de las poblaciones objetivo.

### **2.3. Las redes ecológicas en el contexto territorial**

La pregunta que surge analizando las cuestiones sobre conectividad ecológica es cómo hacer frente a la fragmentación del paisaje y a las consecuencias de interrumpir los flujos ecológicos que mantienen algunas propiedades muy relevantes de los ecosistemas desde un planteamiento de carácter preventivo y global. Por un lado, nuestra posición como planificadores territoriales nos aleja de la toma de decisiones en el nivel de gestión que resulta, además, muy difícil de acometer debido a la amplísima distribución de competencias y responsabilidades que afectan a los territorios complejos. Por otra parte, muchas de estas funcionalidades e intercambios que los ecosistemas canalizan a través del territorio no son lo suficientemente conocidos ni se tiene una idea clara de su importancia en la dinámica ecológica y territorial.

Se manifiesta, así, la necesidad de disponer de herramientas de diseño territorial que aseguren la conectividad ecológica como condición necesaria para la preservación de su patrimonio natural, en un territorio que debe acoger también actividades y flujos de carácter social, económico y cultural cada vez más extensos y a menudo más invasivos.

Por otra parte, las políticas tradicionales de protección de espacios naturales, que los concibe como islas de conservación, han demostrado su ineficacia de cara a evitar la pérdida global de biodiversidad (MacArthur y Wilson, 1967; Boardman, 1981). La aplicación de políticas de conservación que no tienen en cuenta los procesos que ocurren fuera de los límites de los espacios naturales protegidos está llamada al fracaso (Nowicki *et al.*, 1996). La contribución de los espacios protegidos a la conservación del territorio en su conjunto requiere una planificación de carácter integrador que optimice dichas relaciones con su entorno inmediato. Uno de los retos más complejos para asegurar la funcionalidad de los espacios protegidos es esta planificación y armonización de los diversos usos del suelo que confluyen en el territorio.

Los espacios protegidos no pueden concebirse como elementos territoriales simples y estáticos sino como estructuras complejas inmersas en matrices territoriales más amplias y sometidas a una dinámica evolutiva constante. El mantenimiento de sus ecosistemas y de sus poblaciones de animales, de plantas y de otros organismos puede depender de la existencia de flujos más o menos continuos de materia y energía, y de individuos y genes.

Así, puede afirmarse que la conservación de superficies naturales individualizadas no es suficiente para garantizar la conservación de sus valores o

la supervivencia de las poblaciones de interés. Cuanto más reducidas sean estas superficies y más distanciadas se encuentren, menos probable será el intercambio entre ellas. Evitar la extinción de las especies requiere, entonces, prevenir la fragmentación excesiva de sus poblaciones; análogamente, conservar la diversidad biológica implica no sólo la conservación de estos hábitats, sino también un nivel suficiente de interconexión en las diferentes escalas donde se dan estos flujos (Boyd, 2004).

Este cambio de enfoque ha promovido la adopción de modelos de planificación sobre el paisaje que tratan de integrar la conservación de la naturaleza en la planificación territorial y que tienen en cuenta las necesidades de conexión de los ecosistemas y su interacción con las infraestructuras y espacios humanizados, desarrollando modelos reticulares de planificación en el que los núcleos y elementos valiosos se encuentran conectados entre sí. Así, según el Consejo de Europa y la Estrategia Paneuropea de Diversidad Biológica y Paisajística (PEEN, 1996), el origen del concepto de “redes ecológicas” surge como reacción a la fragmentación de los hábitats causada por el desarrollo.

En este contexto, estas redes definen un modelo de organización del territorio orientado a mantener su capacidad de conexión entre los distintos elementos que lo componen (poblaciones, comunidades, parcelas), permitiendo mantener una serie de valores y servicios ambientales que dependen de esta capacidad. Este modelo de redes ecológicas se concreta (tanto en el ámbito de la conservación del patrimonio natural como en las políticas territoriales) en la organización de sistemas territoriales coherentes (Bennett & Wit, 2001), en los que los elementos valiosos se protegen mediante áreas de amortiguación y se mantienen los flujos entre ellos utilizando distintos tipos de conectores territoriales, generando un sistema de espacios protegidos continuo y bien estructurado, clave para el éxito de las políticas de protección ambiental. Un buen diseño de estos sistemas implica, además, su integración en la planificación territorial y sectorial, garantizando su funcionalidad en un marco de actividad socioeconómica y cultural que necesariamente se desarrolla en el mismo territorio (Todaro, 2007).

Finalmente, aunque el conjunto del trabajo se refiera a una fase de planificación, no podemos olvidar que el funcionamiento de estos sistemas requiere también un trabajo continuo de evaluación y realimentación, así como un programa de gestión y de inversiones que debe asegurar el correcto funcionamiento del modelo y el cumplimiento de los objetivos marcados en cada momento.

### **2.3.1. Las redes ecológicas internacionales**

El modelo de redes ecológicas tiene en estos momentos un amplio recorrido de más de cincuenta años de vida. La comunidad científica muestra un amplio consenso en la necesidad de incorporar la conectividad ecológica a las políticas territoriales y de conservación de la naturaleza, aunque se mantienen las lógicas discrepancias a la hora de poner en funcionamiento muchas de estas propuestas.

Por su parte, el marco legal de conservación de la naturaleza, tanto en su ámbito europeo como estatal y autonómico ha ido incorporando desde finales del siglo pasado la necesidad de mantener las conexiones físicas entre los ecosistemas y hábitats que se trata de proteger, desarrollando distintas figuras y propuestas que aparecen en las normas y convenios internacionales y europeos y que van filtrando contenidos y regulaciones hacia las políticas nacionales, regionales y locales.

La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) recogía en el año 2001, en su publicación «The Development and Application of Ecological Networks» (Bennett & Wit, 2001) una amplia revisión de las principales iniciativas internacionales para el desarrollo de redes ecológicas. Esta publicación definía, también, los conceptos subyacentes en las propuestas de protección de la naturaleza vinculadas a estas redes ecológicas.

El origen del “modelo ecológico en red”, según la UICN, radica en la comprensión, por parte de técnicos y científicos vinculados a la conservación de la biodiversidad, de que la protección de espacios singulares y especies individuales destacadas no estaba teniendo el efecto deseado. La protección de espacios aislados no frenaba la extinción de dichas especies o la degradación de muchas de estas áreas ni tenía efectos palpables en la pérdida de biodiversidad. La constatación de que muchas de estas especies dependían de fenómenos ambientales complejos que no se resolvían con su aislamiento de la actividad humana y de que los espacios protegidos aislados no podían compensar el impacto de una actividad humana creciente en extensión e intensidad originó nuevas líneas de trabajo e investigación en la conservación de la naturaleza (biología de la conservación y ecología del paisaje), que dieron lugar a nuevas iniciativas a nivel internacional:

- El programa MAB (*Man & Biosphere*) de la UNESCO, iniciado en 1974 que reconocía la necesidad de reconciliar la conservación de espacios valiosos con los usos locales, planteando ya la protección de las reservas de la biosfera y la delimitación de áreas núcleo, áreas colchón y espacios de transición.
- Los programas orientados a la creación de corredores capaces de satisfacer las necesidades de las especies migratorias, entre ellos la Convención de Bonn en 1979 o la Western Hemisphere Shorebird Reserve Network.
- Las Redes Ecológicas, desarrolladas en Europa a partir de los años 1970-80, a partir de una extensa tradición de planeamiento territorial capaz de asignar funciones territoriales a escala paisajística. Surge aquí la Pan-European Ecological Network y otras redes a nivel de países concretos, como la Dutch Ecological Network.
- Las *reserve networks*, o redes de reservas, desarrolladas en Norteamérica en los años 80, con el objetivo de conservar la biodiversidad en la escala regional.
- La planificación bio-regional (*bioregional planning*) desarrollada por el World Resources Institute.
- La conservación basada en eco-regiones, desarrollada por el WWF para la conservación de las eco-regiones claves a nivel mundial.

Todas estas líneas de trabajo comparten una visión estratégica que pretende asegurar la conservación de las funciones ecológicas del territorio y el uso sostenible de los recursos naturales, a partir de una serie de elementos comunes:

- Enfoque hacia la conservación de la biodiversidad a distintas escalas (ecosistémica, paisajística o regional).
- Prioridad al mantenimiento de la coherencia del modelo territorial y la conectividad ecológica.
- Acolchado de los núcleos de protección mediante áreas *buffer* para protegerlos de impactos externos.
- Restauración de las áreas y ecosistemas degradados.

- Potenciación de la complementariedad entre los usos del suelo y los objetivos de conservación.

La importancia de estos modelos estriba en que no pretenden preservar grandes áreas aislándolas de la acción humana, sino concentrar la protección de la naturaleza en aquellas áreas y comunidades importantes para el mantenimiento de las funciones ecológicas promoviendo usos y actividades sostenibles y económicamente viables.

La propuesta de un modelo de protección basado en redes ecológicas, nacida en los años 1970, fue progresivamente aceptada y puesta en funcionamiento en los años 1990 y principios del siglo XXI a través de múltiples proyectos de conservación en los cinco continentes, aunque aún muchos de estos proyectos se encuentran en fases de planificación, implementación o puesta en funcionamiento. Este modelo tiene una utilidad especial en los países en desarrollo en los que resulta urgente asegurar un modelo de desarrollo sostenible para aquellas regiones de alta biodiversidad y valiosos recursos naturales cuyas poblaciones, no obstante, mantienen una dependencia estrecha de los procesos ecológicos.

### **2.3.2. El planteamiento europeo y la Red Natura 2000**

La necesidad de mantener la conectividad ecológica del territorio cobra impulso en Europa a partir del año 1990, cuando los Países Bajos adoptan un Plan de Conservación de la Naturaleza cuyo punto clave era el desarrollo de una red ecológica nacional (Biemans & Snethlage, 2008) e impulsan el desarrollo de este modelo en otros países europeos. De esta manera un panel de expertos europeos propone a comienzos de los 90 la creación de una red ecológica europea denominada EECONet -European Ecological Network- (Bennet, 1991).

La idea es posteriormente adoptada en la Primera Conferencia de Ministros de Medio Ambiente en Sofía (Bulgaria) de 1995, al quedar integrada como una de las prioridades de la Estrategia Pan-Europea sobre Diversidad Biológica y Paisajística (PEBLDS). Esta red se conoce como Red Ecológica Pan-Europea, también conocida por sus siglas en inglés, PEEN (Pan European Ecological Network). Desde entonces son muchos los países y regiones que han incorporado las redes ecológicas a sus estrategias de conservación de la biodiversidad y del paisaje (Bennet, 2008).

Un comité paneuropeo de expertos paneuropeos, coordinados por el Consejo de Europa y el ECNC (European Centre for Nature Conservation) son los encargados de la implementación de esta red, en el marco de la estrategia PEBLDS.

Los instrumentos para implementar la Red Ecológica Paneuropea son fundamentalmente dos, la Red Esmeralda y la Red Natura 2000. Ambas están basadas en los mismos principios, la Red Natura 2000 se desarrolla dentro de la Unión Europea mientras que la Red Esmeralda se extiende a la Europa no comunitaria.

La Red Natura 2000 procede de la aplicación de la Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres, traspuesta al ordenamiento jurídico español a través del Real Decreto 1997/1995, de 7 de diciembre, por el que se establecen medidas para contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestre, modificado posteriormente por el Real Decreto 1193/1998, de 12 de junio.

Los principales precedentes de esta norma son la Directiva 79/409/CEE del Consejo, de 2 de abril de 1979, relativa a la conservación de las aves silvestres (recogida por la Directiva Hábitats), conocida también como la Directiva Aves, el Convenio de Berna y el Proyecto CORINE biotopos.

La Directiva define como hábitats naturales de interés comunitario aquellos, de entre los hábitats naturales presentes en el territorio de la Unión Europea, que cumplan alguna de estas características: a) se encuentran amenazados de desaparición en su área de distribución natural; b) tienen un área de distribución reducida a causa de su regresión o a causa de tener un área reducida por propia naturaleza; c) son ejemplos representativos de una o algunas de las seis regiones biogeográficas en que se encuentra la Unión Europea, es decir: la alpina, la atlántica, la continental, la macaronésica, la mediterránea y la boreal.

En su anexo I, la Directiva define los hábitats naturales de interés comunitario y, entre ellos (los que recoge el punto a) aquéllos prioritarios, definidos como los hábitats de interés amenazados de desaparición y presentes en el territorio de la Unión Europea, cuya conservación supone una responsabilidad especial para la Comunidad a causa de la importancia de la proporción de su área de distribución natural incluida en el territorio de ésta. Esta Directiva, además, introduce de forma explícita la función de conectividad en aras a mejorar la coherencia ecológica de Natura 2000.

El anexo II de la Directiva recoge, de forma similar, las especies de interés comunitario. La Directiva también define de entre éstas las especies prioritarias, entendidas como aquéllas recogidas en el punto a), cuya conservación supone una especial responsabilidad para la Unión Europea a causa de la importancia de la proporción de su área de distribución natural incluida en el territorio de ésta.

El eje de esta normativa es la creación de la Red Natura 2000, que estará formada por las Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA), que se incorporan directamente a la Red, y por las Zonas de Especial Conservación (ZEC) que se declaran tras un proceso de selección a partir de la propuesta de Lugares de Importancia Comunitaria (LIC) presentada por los estados miembros.

Por ahora, la Comisión ha establecido las listas de los lugares de importancia comunitaria, una por cada una de las siete regiones biogeográficas siguientes: alpina, atlántica, boreal, continental, macaronésica, mediterránea y panónica, encontrándose pendiente la correspondiente a esta última.

Muchos países europeos, además, han ido avanzando en la definición de sus propias redes a escalas nacionales y regionales. Esta tendencia destaca, fundamentalmente, en los países y regiones más urbanizadas, en donde el desarrollo urbano y las infraestructuras condicionan el uso sostenible del territorio. Así han desarrollado redes ecológicas en los Países Bajos (1992), Polonia (1995), República Checa (1996), Eslovaquia (1996), Lituania (2001), Estonia (2001), Moldavia (2002), Hungría (2001), Dinamarca (2002), Alemania (2002), Suiza (2004), Reino Unido (2005), Croacia (2005), Austria (2006), Grecia (2006), etc.

Por otra parte, varias áreas metropolitanas europeas han iniciado también análisis territoriales, en algunos casos con unas perspectivas y metodologías similares a las que planteamos en esta propuesta. Por citar solamente algunos ejemplos, incluimos en primer lugar un esquema de la propuesta de conectividad ecológica contenida en el SDRIF, «Schéma Directeur de la Région Île de France» (Prefet de la Region d'Île-de-France, 2006).

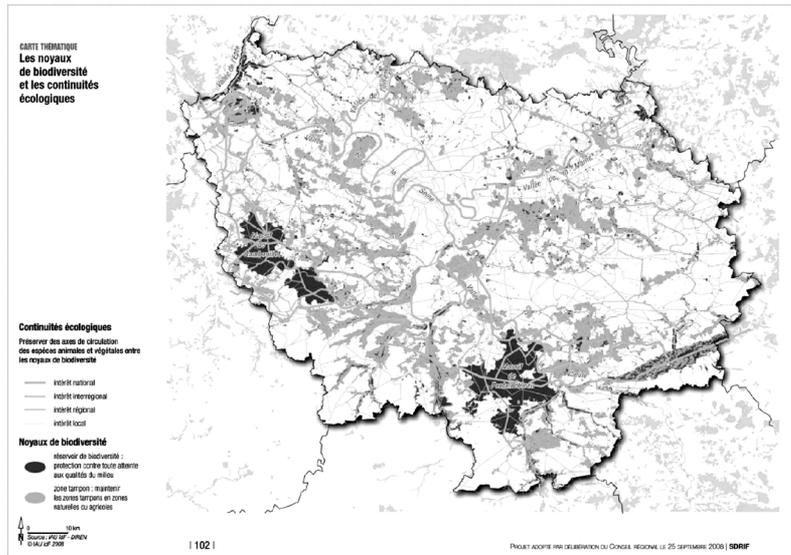


Fig. 2.2. Esquema de la propuesta de conectividad ecológica contenida en el SRDIF (Région Île de France).



Fig. 2.3. Planificación de la conectividad ecológica en la propuesta de revisión del SRDIF.

Fuente: Prefet de la Region D'Île-De-France (2006): SDRIF, «Schéma Directeur de la Région Île de France». Disponible en <http://www.iledefrance.fr/referentiel-territorial-sdrif/>.

El actual proceso de revisión del SRDIF mantiene este enfoque en la conectividad ecológica, que puede apreciarse en el planteamiento de «Si l'Île-de-France 2030 m'était contée: futurs possibles» (Services de la Région Île-de-France, 2009).

Otras áreas metropolitanas de nuestras latitudes, como es el caso de Lisboa, también tratan de aplicar criterios de conectividad ecológica en su modelo territorial, tal y como recoge el PROT-ALM, el Plan Regional de Ordenación del Territorio del Área Metropolitana de Lisboa (Fonseca y Vara, 2004). Este instrumento de ámbito regional propone una Red Ecológica Metropolitana (REM) como elemento estructurador de la propuesta de protección ambiental, superpuesto a la zonificación del territorio.

El gráfico siguiente esquematiza la disposición y configuración jerarquizada de esta REM, que consta de tres niveles de nodos y conectores, una red primaria, una red secundaria y una red complementaria, tal y como se recoge en el gráfico siguiente. La REM acoge protecciones de carácter ambiental, patrimonial y paisajístico en una única matriz territorial.

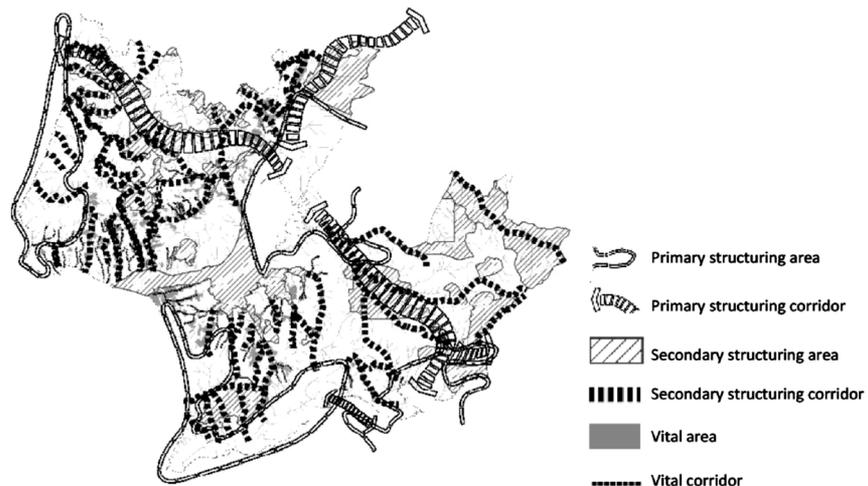


Fig. 2.4. La Red Ecológica Metropolitana (REM) de Lisboa y su entorno según el PROT-ALM.

Fuente: Plano Regional do Ordenamento do Território da Área Metropolitana de Lisboa - PROT-ALM.

### 2.3.3. Redes ecológicas y conservación de la naturaleza en España. El marco nacional y regional

A finales del año 1993, España ratificó la firma del Convenio sobre la Diversidad Biológica que tuvo lugar en la Conferencia de las Naciones Unidas de Medio Ambiente y Desarrollo (celebrada en Río de Janeiro en 1992). Entre las obligaciones más importantes que adquiere cada parte está la elaboración de estrategias, planes o programas nacionales para la conservación y la utilización sostenible de la diversidad biológica, o que se adapten para este fin otros ya existentes. Así como integrar la conservación y la utilización sostenible de la diversidad biológica en los planes, programas y políticas sectoriales e intersectoriales. Todo ello se desarrolla y formaliza en la Estrategia Española para la Conservación y el Uso Sostenible de la Diversidad Biológica, aprobada en diciembre de 1998.

El actual marco legal estatal de protección de la biodiversidad está encabezado por la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad que sustituye a la antigua Ley 4/89. Junto a ella, otras leyes como

la Ley 45/2007 para el desarrollo sostenible del medio rural y la Ley 43/2003, de Montes, modificada por la Ley 10/2006.

Los principios inspiradores de la Ley de Biodiversidad recalcan algunos aspectos clave de cara a la planificación urbanística y la ordenación del territorio, como son, por ejemplo la prevalencia de la protección ambiental sobre la ordenación territorial y urbanística, la incorporación del principio de precaución, el impulso de la sostenibilidad del desarrollo asociado a espacios naturales, el aprovechamiento sostenible del patrimonio natural, la integración del patrimonio natural en las políticas sectoriales y de planificación territorial y la garantía de participación de los ciudadanos en el diseño y ejecución de las políticas ambientales.

Esta Ley define, además el papel de la conectividad en la conservación de la Biodiversidad: “Las Administraciones Públicas preverán, en su planificación ambiental [...] mecanismos para lograr la conectividad ecológica del territorio, estableciendo o restableciendo corredores [...] Para ello se otorgará un papel prioritario a los cursos fluviales, las vías pecuarias, las áreas de montaña y otros elementos del territorio, lineales y continuos [...] con independencia de que tengan la condición de espacios naturales protegidos”.

La implementación de redes ecológicas en España, hasta el momento, se refiere fundamentalmente a Red Natura 2000, cuyo proceso se encuentra en la actualidad muy avanzado en cuanto a la declaración, pero aún no dispone, en gran medida, de los instrumentos de planificación y ordenación de los espacios naturales vinculados a esta red.

Así, por ejemplo, el Real Decreto 1997/1995, de 7 de diciembre, por el que se establecen medidas para contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres indica que “con el fin de mejorar la coherencia ecológica de la Red Natura 2000, las Administraciones Públicas competentes se esforzarán por fomentar la gestión de aquellos elementos del paisaje que revistan primordial importancia para la fauna y la flora silvestres y en particular las que, por su estructura lineal y continua, como son las vías pecuarias, los ríos con sus correspondientes riberas o los sistemas tradicionales de deslindes, o por su papel de puntos de enlace, como son los estanques o los sotos, son esenciales para la migración, la distribución geográfica y el intercambio genético de las especies silvestres”.

También la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad otorga a los corredores ecológicos y a la conectividad ecológica del territorio una elevada importancia, destacando el papel prioritario que ejercen los cursos fluviales, las vías pecuarias, las áreas de montaña y otros elementos del territorio, lineales y continuos. Todos ellos deben participar en el establecimiento de la red europea de corredores biológicos definidos por la Estrategia Paneuropea de Diversidad Ecológica y Paisajística y por la propia Estrategia Territorial Europea.

Finalmente, el borrador del «Plan de Acción para los Espacios Naturales Protegidos del Reino de España» indica que “uno de los aspectos cruciales para el buen funcionamiento de la política de protección de espacios es la existencia de una red o sistema de espacios protegidos bien estructurado”. Este mismo borrador señala que “el buen funcionamiento de un sistema de áreas protegidas pasa por su integración en la planificación territorial, aunque sin perder sus características propias...”. Así pues, el urbanismo y la ordenación del territorio pueden y deben estar al servicio también de la conservación y mejora de la biodiversidad y de los espacios naturales.

Tanto las competencias de medio ambiente como las de ordenación del territorio, no obstante, se encuentran transferidas a las Comunidades Autónomas, que son las encargadas, en este momento, de la implementación de la Red Natura 2000, así como de la conservación de los espacios naturales y hábitats de interés y de la redacción y aprobación de sus instrumentos estratégicos.

El diseño y puesta en funcionamiento de redes ecológicas en España ha sido analizado en los últimos años en dos trabajos diferentes, Sunyer (2007) y Gurrutxaga (2011). Hasta el momento la incorporación de las redes ecológicas a la conservación de la naturaleza está desarrollándose en España de forma desigual, sin responder a criterios homogéneos ni a una meta común. La mayor parte de las CC. AA. hacen un esfuerzo por mantener las premisas básicas de las directivas europeas y el desarrollo de la Red Natura 2000, pero pocas hablan explícitamente de corredores ecológicos o conectividad ecológica.

No obstante, existen distintas situaciones dentro del marco legislativo autonómico. Muchas Comunidades (Aragón, Castilla y León, Castilla-La Mancha, Canarias, Madrid, Baleares, Murcia, Asturias y Andalucía) no recogen el concepto de redes ecológicas en su normativa específica, aunque algunas de ellas desarrollan procesos e iniciativas concretas. Galicia, Cantabria, La Rioja y Valencia recogen referencias variadas en su normativa y hablan explícitamente de corredores ecológicos o biológicos, mientras que Extremadura, Cataluña, Euskadi y Navarra consideran en su legislación de conservación una perspectiva más amplia de la conectividad ecológica y el desarrollo de corredores.

#### **2.4. La restauración de la conectividad y la lucha contra la fragmentación. El caso de las infraestructuras lineales**

Como hemos visto al inicio de este capítulo, una de las preocupaciones básicas de la ecología del paisaje es el mantenimiento de la funcionalidad e integridad paisajística en múltiples escalas de aplicación. Las estrategias espaciales que fundamentan las redes ecológicas antes descritas se orientan al mantenimiento y mejora de la conectividad a escalas supralocales. No obstante, en numerosas ocasiones estas estrategias deben complementarse a escalas más detalladas para garantizar su viabilidad.

Uno de los ejemplos más evidentes es la fragmentación producida por infraestructuras lineales de transporte, tal como se menciona en el apartado 2.2. La superposición de estas redes artificiales con las redes ecológicas naturales define intersecciones o nodos en los cuales se ha de garantizar de forma simultánea la funcionalidad y continuidad de los flujos que soportan cada una de las mismas. El mantenimiento de esta capacidad conectiva garantiza asimismo la de los elementos estructurales de las redes ecológicas establecidas en ámbitos espaciales más amplios, ya que la interrupción de la conectividad por elementos de la red viaria a escalas de detalle, podría comprometer la función de los mismos a una escala supralocal.



Fig. 2.5. Intersección entre un elemento artificial en red (autovía A-66, en las inmediaciones de Benavente) y uno natural (corredor ripario).

Fuente: GoogleEarth 14.08.2010. 6°42'07"01"N 5°39'22"O. Acceso: 09/07/2012.

Las condiciones de la infraestructura deben garantizar la persistencia de flujos ecológicos, incluyendo el desplazamiento de especies, los cursos de agua, etc.

Debido a ello, las medidas establecidas para el mantenimiento de la conectividad deben mantener la coherencia a diferentes escalas, por una parte, y localizarse espacialmente en los lugares precisos. Esto se puede lograr mediante dos aproximaciones fundamentales:

- Configuración espacial del territorio. Como ya se ha comentado, la configuración espacial de los diferentes usos y coberturas del suelo afecta a la distribución de las poblaciones de flora y fauna y a sus desplazamientos. La integración del diseño a través de conceptos espaciales, permite trasladar el conocimiento ecológico a escala de sitio en planes y procesos de ordenación territorial (Ahern, 1995; 1999; Dramstad *et al.*, 1996; Nassauer & Opdam, 2008; MMARM, 2010) y permite ordenar la disposición espacial del uso del suelo, de forma coherente con el funcionamiento de las redes ecológicas. De esta forma, se busca la adecuada orientación de los flujos hacia aquellos lugares en los que se garantiza su continuidad a través de las redes artificiales.
- Diseño eficiente de las redes de infraestructuras. De ella depende la garantía de la continuidad de los flujos antes mencionada. La ingeniería del diseño en los proyectos de infraestructuras ha de integrar diferentes medidas de mitigación del impacto sobre la conectividad, adaptadas a las circunstancias específicas de la obra. Dichas medidas de mitigación adoptan múltiples formas (Romín y Bissonette, 1996; Putman, 1997; Forman *et al.*, 2003; Knapp, 2004; Luell *et al.*, 2005; MMA, 2006; Rosell *et al.*, 2007): los ecoductos y pasos específicos para fauna (superiores o inferiores), así como la adaptación de túneles, falsos túneles y puentes para el paso de fauna, reforzados con cierres perimetrales, requieren de un esfuerzo importante en su diseño e integración con las características del territorio. Pueden ser asimismo complementados con otras medidas que impidan el acceso de animales a la red viaria (reflectores luminosos, repelentes olfativos, detectores de movimiento), o bien que mejoren la capacidad de alerta de los usuarios de la red viaria (desbroces perimetrales para el aumento de la visibilidad, bandas reductoras de velocidad o señalización reforzada) en áreas en las que los animales puedan invadir la calzada en sus desplazamientos.

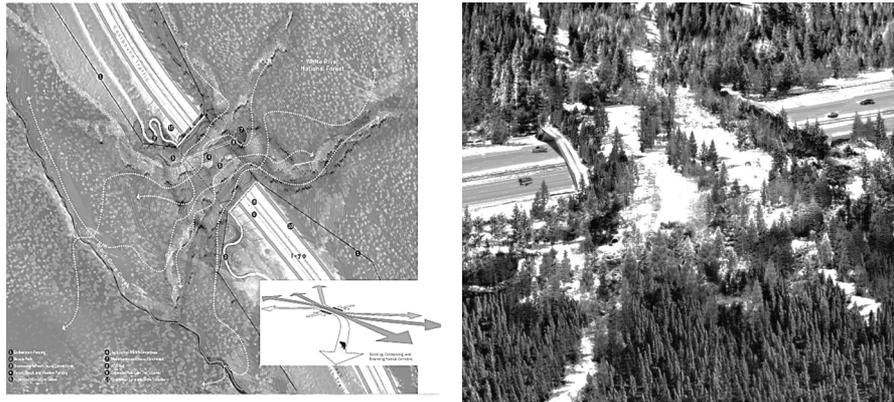


Fig. 2.6. Diseño conceptual (izda.) e infografía del resultado esperado (dcha.) de un concepto espacial para un ecoducto, realizado por HNTB- Michael Van Valkenburgh & Associates, de Nueva York.

Fuente: ARC (Animal Road Crossing). Disponible en <http://arc-solutions.org/> Acceso 09/07/2012.

El proyecto fue finalista en el concurso de ideas "International Wildlife Crossing Infrastructure Design Competition", y busca maximizar las posibilidades de cruce por especies con requerimientos de hábitat diferentes.

Ambas aproximaciones deberían adoptarse de forma coordinada y simultánea para que sean realmente efectivas.

La adopción de estrategias integradas contra la fragmentación a escala de sitio cuenta actualmente con ejemplos exitosos en la geografía europea (Jongman & Kamphorst, 2002). En España, actualmente se están desarrollando esfuerzos para la adopción de medidas orientadas a minimizar la fragmentación asociada a la red viaria (MMA, 2006; MMARM, 2008; 2010). No obstante, la adopción de este tipo de medidas no está generalizada, y su eficacia depende del tipo y ubicación de la estructura empleada (Mata *et al.*, 2007; 2008).

El funcionamiento de las redes ecológicas depende por lo tanto de la integración de diferentes tipos de esfuerzos, tanto estratégicos como operativos, en diferentes escalas de aplicación. Los esfuerzos desarrollados hasta el momento en nuestro país, pese a permitir vislumbrar un elevado potencial de integración de los ecosistemas rurales con las infraestructuras y el medio urbano, son todavía insuficientes. Es fundamental comprender las medidas para la conservación de la conectividad y la lucha contra los efectos de la fragmentación a través de una concepción territorial, establecida a múltiples escalas, y con la integración tanto transversal de las administraciones públicas, como participativa por parte de la población.

## 2.5. Referencias bibliográficas del capítulo segundo

- AHERN, J. (1995): "Greenways as a planning strategy" en *Landscape and Urban Planning*, nº 33 (1-3), pp. 131-155.
- AHERN, J. (1999): "Spatial concepts, planning strategies and future Scenarios: a framework method for integrating Landscape Ecology and Landscape Planning", en KLOPATEK, J. H. & GARDNER, R. H. -eds.- *Landscape Ecological Analysis: issues and applications*. Springer, Nueva York, pp. 175-204.
- BAGUETTE, M. & VAN DYCK, H. (2007): "Landscape connectivity and animal behavior: functional grain as a key determinant for dispersal" en *Landscape Ecology*, nº 22, pp. 1117-1129.

- BASTIAN, O. (2001): "Landscape Ecology: towards a unified discipline?" en *Landscape Ecology*, nº 16, pp. 757-766.
- BEIER, P.; MAJKA, D. R. & SPENCER, W. D. (2008): "Forks in the road: choices in procedures for designing wildland linkages" en *Conservation Biology*, nº 22(4), pp. 836-851.
- BENEDICT, M. A. & MCMAHON, E. T. (2002): "Green Infrastructure: smart conservation for the 21st Century" en *Renewable Resources Journal*, Vol. 20, nº 3, pp. 12-17.
- BENNETT & WIT (2001): *The development and application of ecological networks: a review of proposals, plans and programmes*. UICN.
- BIEMANS, M. & SNETHLAGE, M. (2008): "Country Study for the Netherlands", en SNETHLAGE, M. & JONES-WALTERS, L. -eds.- *Interactions between policy concerning spatial planning policy and ecological networks in Europe (SPEN – Spatial Planning and Ecological Networks)*. ECNC, Tilburg.
- BOUWMA, I. M.; FOPPEN, R. P. B. & VAN OPSTAL, A. J. F. M. (2004): "Ecological corridors on a European scale: a typology and identification of target species", en JONGMAN, R. & PUNGETTI, G. - *Ecological networks and greenways: concept, design, implementation*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 94-106.
- BOYD, CH. (2004): "Protected landscapes, corridors, connectivity and ecological networks", en SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. *Biodiversity issues for consideration in the planning, establishment and management of protected area sites and networks*. SCBD, Montreal.
- BRANDT, J. (2000): "The landscape of landscape ecologists" en *Landscape Ecology*, nº 15 (3), pp. 181-185.
- BROOKS, C. P. (2003): "A scalar analysis of landscape connectivity" en *Oikos*, nº 102, pp. 433-439.
- COFFIN, A. W. (2007): "From roadkill to road ecology: a review of the ecological effects of roads" en *Journal of Transport Geography*, nº 15, pp. 396-406.
- CONSEJO DE EUROPA, UNEP & ECNC (1996): *The Pan-European biological and landscape Diversity strategy: a vision for Europe's natural heritage*.
- COOK, E. A. (2000): *Ecological networks in urban landscapes*. Dissertation, Wageningen University.
- COSTANZA, R. *et al.* (1997): "The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital" en *Nature*, nº 387, pp. 253-260.
- CUSHMAN, (2006): "Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus" en *Biological conservation*, nº 128, pp. 231-240.
- DAILY, G. C. -ed.- (1997): *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington DC.
- DÍAZ PINEDA, F.; SCHMITZ, M. F.; DE ARANZÁBAL, I.; HERNÁNDEZ, S.; BAUTISTA, C. & AGUILERA, P. (2010): "Conectividad ecológica horizontal y vertical", en RAMÍREZ SANZ, L. & ASENSIO NISTAL, B. -eds.- *Proyectos de investigación en parques nacionales: 2006-2009: naturaleza y parques nacionales*. O. A. Parques Nacionales, MMAMRM, Madrid, pp. 73-91.
- DÍAZ PINEDA, F.; SCHMITZ, M. F. & HERNÁNDEZ, S. (2002): "Interacciones entre infraestructuras y conectividad natural del paisaje", en *I Congreso de Ingeniería Civil, Territorio y Medio Ambiente*. Madrid, febrero 2002, pp. 191-214.
- DRAMSTAD, W.; OLSON, J. & FORMAN, R. T. T. (1996): *Landscape ecology principles in landscape architecture and land-use planning*. Island Press, Washington.
- FAGAN, W. F. & CALABRESE, J. M. (2006): "Quantifying connectivity: balancing metric performance with data requirements", en: CROOKS, K. R. & SANJAYAN, M. A. -eds.- *Connectivity conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, pp 297-317.

- FONSECA, A. & VARA, F. –coords.- (2004): *PROT-ALM, Plano Regional do Ordenamento do Território da Área Metropolitana de Lisboa*. Lisboa. (Versão editada).
- FORMAN, R. T. T. (1990): “The Beginnings of Landscape Ecology in America”, en ZONNEVELD, I. & FORMAN, R. T. T. *Changing landscapes: an ecological perspective*. Springer, Nueva York.
- FORMAN, R. T. T. (1995): *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, Cambridge.
- FORMAN, R. T. T. & GODRON, M. (1986): *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons, Nueva York.
- FORMAN, R. T. T. & ALEXANDER, L. E. (1998): “Roads and their major ecological effects” en *Annual Review of Ecology and Systematics*, nº 29, pp. 206-231.
- FORMAN, R. T. T. *et al.* (2003): *Road ecology: science and solutions*. Island Press, Washington DC.
- GARCÍA, D. (2011): “Efectos biológicos de la fragmentación de hábitats: nuevas aproximaciones para resolver un viejo problema” en *Ecosistemas*, 20 (2), pp. 1-10.
- GODDARD, M. A.; DOUGILL, A. J. & BENTON, T. G. (2010): “Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments” en *Trends in ecology and evolution*, Vol. 25, Issue 2 (febr. 2010), pp. 90–98.
- GRIMM, N. B.; FAETH, S. H.; GOLUBIEWSKI, N. E.; REDMAN, C. L.; WU, J.; XUEMEI, B. & BRIGGS, J. M. (2008): “Global change and the ecology of cities” en *Science*, nº 319, pp. 756–760.
- GURRUTXAGA SAN VICENTE, M. (2010): “Causas de los procesos territoriales de fragmentación de hábitats” en *Lurralde*, nº 33, pp. 147-158.
- GURRUTXAGA SAN VICENTE, M. (2011): “La gestión de la conectividad ecológica del territorio en España: iniciativas y retos” en *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, nº 56, pp. 225-244.
- GURRUTXAGA SAN VICENTE, M. & LOZANO, P. J. (2008): “Ecología del Paisaje: un marco para el estudio integrado de la dinámica territorial y su incidencia en la vida silvestre” en *Estudios Geográficos*, nº 265, pp. 519-543.
- GURRUTXAGA, M.; LOZANO, P. J. & DEL BARRIO, G. (2010): “GIS-based approach for incorporating the connectivity of ecological networks into regional planning” en *Journal for Nature Conservation*, Volume 18, Issue 4 (dic-2010), pp. 318–326.
- HERRERA CALVO, Pedro María (2008): “Infraestructuras de soporte de la Biodiversidad” en *Ciudades*, nº 11, pp. 167-188.
- HILTY, J. A.; LIDICKER, W. Z. & MERENLEDER, A. M. (2006): *Corridor ecology: the science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation*. Island Press, Washington.
- HOBBS, R. (1997): “Future landscapes and the future of landscape ecology” en *Landscape and Urban Planning*, nº 37, pp. 1-9.
- IUELL, B.; BEKKER, G. J.; CUPERUS, R.; DUFEK, J.; FRY, G.; HICKS, C.; HLAVAC, V.; KELLER, V. B.; ROSELL, C.; SANGWINE, T.; TØRLSLØV, N. & WANDALL, B. L. M. –eds.- (2005): *Fauna y tráfico: manual europeo para la identificación de conflictos y el diseño de soluciones*. O. A. Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- JAEGER, J. A. G.; BOWMAN, J.; BRENNAN, J.; FAHRIG, L.; BERT, D.; BOUCHARD, J.; CHARBONNEAU, N.; FRANK, K.; GUBER, B. & TLUK VON TOSCHANOWITZ, K. (2005): “Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior” en *Ecological Modelling*, nº 185, pp. 329-348.
- JOINT EEA-FOEN REPORT (2011): *Landscape fragmentation in Europe: EEA Report nº 2/2011*.
- JONGMAN, R. (2004): “The context and concept of ecological networks”, en JONGMAN, R. & PUNGETTI, G. - *Ecological networks and greenways: concept, design, implementation*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 7-33.

- JONGMAN, R. H. & KAMPHORST, D. (2002): *Ecological corridors in land use planning and development policies: national approaches for ecological corridors of countries implementing the Pan-European landscape and biological diversity strategy*. Committee for the Activities of the Council of Europe in the Field of Biological and Landscape Diversity, Council of Europe Publishing, Strasbourg.
- KAYE, J. P.; GROFFMAN, P. M.; GRIMM, N. B.; BAKER, L. A. & POUYAT, R. V. (2006): "A distinct urban biogeochemistry?" en *Trends Ecol. Evol.*, Vol. 21, nº 4, pp. 192-199.
- KIRCHHOFF, T.; TREPL, L. & VICENZOTTI, V. (2012): "What is landscape ecology? An analysis and evaluation of six different conceptions" en *Landscape Research*, disponible en <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/01426397.2011.640751>.
- KNAPP, K. K. (2004): "Deer-vehicle crash contermmeasure toolbox: a decision and choice resource" en *SPR Project Number 0092-01-11, Report Number DVCIC-02*. Wisconsin Department of Transportation, Wisconsin.
- LAFORTEZZA, R.; SANESI, G.; PACE, B.; CORRY, R. C. & BROWN, R. D. (2004): "Planning for the rehabilitation of brownfield sites: a landscape ecological perspective", en DONATI, A.; ROSSI, C. & BREBBIA, C. A. —eds.- *Brownfield Sites II*. WIT Press.
- LUQUE, S.; SAURA, S. & FORTIN, M. J. (2012): "Landscape connectivity analysis for conservation: insights from combining new methods with ecological and genetic data" en *Landscape Ecology*, nº 27, pp. 153-157.
- MACARTHUR, R. H. & WILSON, E. O. (1967): *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- MALLARCH J. M. & MARULL J. (2006): "Impact assessment of ecological connectivity at the regional level : recent developments in the Barcelona Metropolitan Area" en *Impact assessment and project appraisal*, nº 24 (2, 2006), pp. 127-137.
- MARTÍNEZ-SOLANO (2006): "Atlas de distribución y estado de conservación de los anfibios de la Comunidad de Madrid" en *Graellsia*, nº 62 (número extraordinario), pp. 253-291.
- MATA, C.; HERVÁS, I.; HERRANZ, J.; MALO, J. E. & SUÁREZ, F. (2007): "Multi-scale analysis of wildlife crossing structures effectiveness in Spain", en BUNCE, R. G. H.; JONGMAN, R. H. G.; HOJAS, L. & WELL, S. —eds.- *25 Years of landscape ecology: scientific principles in practice*. IALE, Wageningen, pp. 169-170.
- MATA, C.; HERVÁS, I.; HERRANZ, J.; SUAREZ, F. & MALO, J. E. (2008): "Are motorway wildlife passages worth building? Vertebrate use of road-crossing structures on a Spanish motorway" en *Journal of Environmental Management*, nº 88, pp. 407-415.
- MCKINNEY, M. (2008): "Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals" en *Urban Ecosystem*, Vol. 11, pp. 161-176.
- MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE (2006): *Prescripciones técnicas para el diseño de pasos de fauna y vallados perimetrales*. O. A. Parques Nacionales, MMA, Madrid.
- MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO (2008): *Prescripciones técnicas para el seguimiento y evaluación de la efectividad de las medidas correctoras del efecto barrera de las infraestructuras de transporte*. O. A. Parques Nacionales, MMAMRM, Madrid.
- MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO (2010): *Prescripciones técnicas para la reducción de la fragmentación de hábitats en las fases de planificación y trazado*. O. A. Parques Nacionales, MMAMRM, Madrid.
- MOILANEN, A. & HANSKI, I. (2001): "On the use of connectivity measures in spatial ecology" en *Oikos*, nº 95, pp. 147-151.
- MOILANEN, A.; NIEMINEN, M. (2002): "Simple connectivity measures in spatial ecology" en *Ecology*, nº 83(4), pp. 1131-1145.
- MOSS, M. R. (2000): "Interdisciplinarity, landscape ecology and the Transformation of Agricultural Landscapes" en *Landscape Ecology*, nº 15, pp. 303-311.

- MUNROE, D. K.; CROISSANT, C. & YORK, A. M. (2005): "Land use policy and landscape fragmentation in an urbanizing region: assessing the impact of zoning" en *Applied Geography*, nº 25, pp. 121–141.
- NACIONES UNIDAS (2012): *World Urbanization Prospects, the 2011 Revision*. Nueva York.
- NASSAUER, J. I. & OPDAM, P. (2008). "Design in science: extending the landscape ecology paradigm" en *Landscape Ecology*, nº 23, pp. 633-644.
- NAVEH, Z. (2001): "Ten major premises for a holistic conception of multifunctional landscapes" en *Landscape and Urban Planning*, nº 57, pp. 269-284
- NAVEH, Z. (2007): *Transdisciplinary challenges in landscape ecology and restoration ecology*. Springer, Dordrecht.
- NAVEH, Z. & LIEBERMAN, A. S. (1994): *Landscape ecology: theory and application*. Springer, Nueva York.
- NIEMELÄ, J. & HALME, E. (1998): "Effects of forest fragmentation on carabid assemblages in the urban setting: implications for planning and management", en BREUSTE, J.; FELDMANN, H. & UHLMANN, O. –eds.- *Urban ecology*. Springer, Berlin, pp. 692–695.
- NOWICKI, P.; BENNETT, G.; MIDDLETON, D.; RIENTJES, S. & WOLTERS, R. (1996): *Perspectives on ecological networks*. European Centre for Nature Conservation, Tilburg.
- OLFF, H. & RITCHIE, M. (2002): "Fragmented nature: consequences for biodiversity" en *Landscape and Urban Planning*, Vol. 58, pp. 83–92.
- PAUCHARD, A.; AGUAYO, M.; PEÑA, E. & URRUTIA, R. (2006): "Multiple effects of urbanization on the biodiversity of developing countries: the case of a fast-growing metropolitan area (Concepción, Chile)" en *Biological Conservation*, nº 127, pp. 272-281.
- PICKETT, S. T. A. & WHITE, P. S. (1985): *The ecology of natural disturbance as patch dynamics*. Academic Press, Nueva York.
- PREFET DE LA REGION D'ÎLE-DE-FRANCE (2006): SDRIF, Schéma Directeur de la Région Île de France, disponible en <http://www.iledefrance.fr/referentiel-territorial-sdrif/>.
- PRIMACK, R. (2002): *Essentials of conservation biology*. Sinauer Associates.
- U. S. A. PULLIAM, H. R. (1988): "Sources, sinks and population regulation" en *American Naturalist*, Vol. 132, Iss. 5 (nov. 1988), pp. 652-661.
- PUTMAN, R. I. (1997): "Deer and Road Traffic Accidents: options for management" en *Journal of Environmental Management*, nº 51, pp. 43-57.
- RICO, Y.; BOEHMER, H. J. & WAGNER, H. H. (2012): "Determinants of actual functional connectivity for calcareous grassland communities linked by rotational sheep grazing" en *Landscape Ecology*, nº 27, pp. 199-209.
- RODOMAN, B. B. (1974): *Polijarzacija landsafta kak sredstvo sochraenija biosfery i rekreacionnyh resursov: resurcy, screda, raselenije*. Nauka, Moscu.
- ROMIN, L. A. & BISSONETTE, J. A. (1996): "Deer-vehicle collisions: status of state monitoring activities and mitigation efforts" en *Wildlife Society Bulletin*, nº 24, pp. 276-283.
- ROSELL, C.; NAVAS, F.; CAROL, Q.; FERNANDEZ-BOU, M. & FONTANILLAS, M. (2007): *Anàlisi de les col·lisions amb ungulats a les carreteres de Catalunya: demarcació de Girona*. Generalitat de Catalunya, Departament de Medi Ambient i Habitatge, Barcelona.
- SANTOS, T. & TELLERÍA, J. L. (1998): *Efectos de la fragmentación de los bosques sobre los vertebrados de las mesetas ibéricas*. MIMA, Madrid.
- SANTOS, T. & TELLERÍA, J. L. (2006): "Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies" en *Ecosistemas*, nº 15 (2), pp. 3-12.
- SAURA, S.; VOGT, P.; VELÁZQUEZ, J.; HERNANDO, A. & TEJERA, R. (2011): "Key structural forest connectors can be identified by combining landscape spatial pattern and network analyses" en *Forest Ecology and Management*, nº 262, pp. 150-160.

- SAVARD, J. P. L.; CLERGEAU, P. & MENNECHEZ, G. (2000): "Biodiversity concepts and urban ecosystems" en *Landscape and Urban Planning*, nº 48, pp. 131-142.
- SERVICES DE LA REGION ÎLE-DE-FRANCE (2009): *Si l'Île-de-France 2030 m'était contée: futurs possibles*. Conseil Régional d'Île-de-France, Paris.
- SOUTHWORTH, J.; NAGENDRA, H. & TUCKER, C. (2002): "Fragmentation of a Landscape: Incorporating Landscape Metrics into Satellite Analyses of Land Cover Change" en *Landscape Research*, nº 27, pp. 253-269.
- SUNYER, C. & MANTEIGA, L. (2007): "Spatial planning and ecological networks in Spain. ECNC", en *Spatial planning and ecological networks in Europe*. Tilburg.
- SWEENEY, S.; ENGINDENİZ, E. & GÜNDÜZ, S. (2007): "Ecological concepts necessary to the conservation of biodiversity in urban environments" en *ITU A/Z*, vol 4, nº 1, pp. 56-72.
- SWIFT, M. J.; IZAC, A. M. N. & VAN NOORDWIJK, M. (2004): "Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes-are we asking the right questions?" en *Agriculture, Ecosystems and Environment*, nº 104, pp. 113-134.
- TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K. & MERRIAM, G. (1993): "Connectivity is a vital element of landscape structure" en *Oikos*, nº 68, pp. 571-573.
- TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; WITH, K. A. (2006): "Landscape connectivity: a return to the basics", en CROOKS, K. R. & SANJAYAN, M. *Connectivity conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- TISCHENDORF, L. & FAHRIG, L. (2000): "On the usage and measurement of landscape connectivity" en *Oikos*, nº 90, pp. 7-19.
- TISCHENDORF, L. & FAHRIG, L. (2001): "Reply: on the use of connectivity measures in spatial ecology" en *Oikos*, nº 95, pp. 152-155.
- TRATALOS, J. et al. (2005): "Urban form, biodiversity potential and ecosystem services" en *Landscape and Urban Planning*, nº 83 (2007), pp. 308-317.
- TRESS, G.; TRESS, B. & FRY, G. (2005): "Clarifying integrative research concepts in landscape ecology" en *Landscape Ecology*, nº 20 (4), pp. 479-493.
- TROLL, C. (1939): "Luftbildplan und ökologische Bodenforschung" en *Zeitschrift der Gesellschaft für Erdkunde Zu Berlin*, nº 74, pp. 241-298.
- TROLL, C. (1950): "Die geografischen Landschaft und ihre Erforschung" en *Studium generale*, nº 3(4/5), pp. 163-181.
- TROMBULAK, S. C. & FRISSELL, C. A. (2000): "Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities" en *Conservation Biology*, nº 14, pp. 18-30.
- TSCHARNTKE, T., et al. (2005): "Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity: ecosystem service management" en *Ecology Letters*, nº 8, pp. 857-874.
- TURNER, M. (2005): "Landscape Ecology. What is the state of the science?" en *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, nº 36, pp. 319-344.
- TZOULAS, K., et al. (2007): "Promoting Ecosystem and Human Health in Urban Areas using Green Infrastructure: A Literature Review" en *Landscape Urban Plan.*, 81, pp. 167-178.
- UNDERHILL, J. E. & ANGOLD, P. G. (2000): "Effects of roads on wildlife in an intensively modified landscape" en *Environmental Review*, vol 8 (2000), pp. 21-39.
- WIENS, J. A. (1997): "Metapopulation dynamics and landscape ecology", en HANSKI, I. & GILPIN, M. E. -eds.- *Metapopulation biology: ecology, genetics and evolution*. Academic Press, San Diego, pp. 43-62.
- WU, J. & HOBBS, R. (2002): "Key issues and research priorities in landscape ecology: an idiosyncratic synthesis" en *Landscape Ecology* nº 17, pp. 355-365.
- WU, J. & HOBBS, R. (2007): *Key topics in landscape ecology*. Cambridge University Press.
- ZONNEVELD, I. S. (1995). *Land ecology*. SPB Academic Publishing, Amsterdam.

### 3.

## CORREDORES VERDES Y CORREDORES ECOLÓGICOS EN LA PLANIFICACIÓN ESPACIAL: HISTORIAS Y ENCUENTROS

Marina JIMÉNEZ JIMÉNEZ

*Instituto Universitario de Urbanística de la Universidad de Valladolid*

### RESUMEN

El objetivo del texto es argumentar la trascendencia de la relación entre corredores verdes/ecológicos y planificación espacial. La primera argumentación parte de una acotación sencilla tanto de ambos tipos de corredores como del planeamiento. Para los primeros se incide más que en lo que los diferencia en las interacciones y en las características que comparten o que necesitan unos de otros: a saber, su capacidad para acoger y desplazar “vida” natural y/o social; con el más que evidente mejor cumplimiento de sus objetivos si están en red. Respecto a la planificación espacial, se entiende ésta como la búsqueda del futuro viable, “sostenible”, del territorio y del paisaje, a partir de la correcta lectura de su pasado y su presente. Las funciones que un sistema de corredores verdes-ecológicos bien articulado puede llegar a cumplir lo convierten en figura relevante de la planificación de dicho paisaje.

La segunda argumentación incide en la variación del papel de cada red o corredor verde en función de su posición relativa respecto a estructuras espaciales habitadas, posición inestable en tiempo y espacios, dada la urbanización incesante del territorio: la imposible elección entre cauces para acercarnos a la naturaleza *¿versus?* preservación de los que la permiten vivir afianza la necesidad de estabilizar algunos de estos nervios duales.

La tercera y más extensa de las argumentaciones, para una ciencia urbana que necesariamente es praxis, evidencia al “sistema de parques” y sus variantes como figura histórica vital e ininterrumpida desde la mitad del siglo XIX de la planificación de ciudades norteamericana, extensible desde poco después a casi cualquier desarrollo y extensión de ciudad moderna en cualquier punto del globo.

El capítulo se cierra con una última argumentación a modo de conclusiones a futuro: la Historia nos dice que los sistemas de *greenways* provocan y consolidan reacciones útiles, dentro y fuera de sí mismos. Incorporar su espacialidad de forma específica a los diferentes reglamentos de ordenación territorial y urbana podría ser un principio de estabilidad en su comprensión y utilización para un diseño sostenible del territorio.

**Palabras clave:** vía verde, planificación espacial, sistema de parques, historia de la planificación urbana.

# 3.

## GREENWAYS AND ECOLOGICAL CORRIDORS IN SPATIAL PLANNING. STORIES AND ENCOUNTERS

Marina JIMÉNEZ JIMÉNEZ

*Instituto Universitario de Urbanística de la Universidad de Valladolid*

### ABSTRACT

The objective of this chapter is to argue the importance of the relationship between both greenways and ecological corridors with spatial planning. The first argument starts from a simple remark of both types of corridors and of planning. For the formers, rather than their differences, it's enhanced more the interactions and the characteristics they share or they need each other: namely, their ability to accept and move "living" natural and / or social; clearly better meet their objectives if they are networked. Regarding spatial planning, it is understood as the search for viable, "sustainable", future of the territory and the landscape, from the correct reading of its past and its present. The functions that a system of well articulated ecological-green corridors can carry out make it a relevant figure of that landscape planning.

The second argument stresses the variation of role of each network or green corridor according to its relative position in relationship to spatial inhabited structures, an unstable position in time and space, due to the relentless urbanization of territory: The impossible choice between channels to approach us to the nature *versus*? preservation of those that allow living reinforces the need to stabilize some of these dual nerves.

The third and lengthiest of the arguments, for an urban science that necessarily is praxis, evidences the "park system" and its variants as vital historical and uninterrupted figure since the mid-nineteenth century for American city planning, extending from just after to almost any development of modern city and anywhere in the globe.

The chapter closes with a last argument by means of conclusion to the Future: The History tells us that systems of "greenways" provoke and consolidate useful reactions inside and outside themselves. To incorporate their spatiality in a specific way to different regulations of urban spatial planning could be a principle of stability in their understanding and use for a sustainable landscape design.

**Keywords:** greenway, Spatial Planning, park system, Town Planning History.

A lo largo de los diferentes discursos se sucederán definiciones de índole diversa, que permitirán al lector componer una propia tanto para su bagaje y aplicación personal como para el análisis crítico de posibles opciones y contradicciones. Esto ocurrirá al menos en relación al elemento de estudio que es el hilo argumental de esta compilación de visiones, el corredor ecológico. Por ello, o pese a ello, considero imprescindible arrancar aquí también con una definición sencilla tanto de éste como del otro componente del par, el corredor verde, que constituyen una de las partes del objeto dual de atención de este discurso, definiciones que acoten a ambos en el mismo. La otra parte objeto del discurso, la planificación espacial, merecerá también algunas acotaciones. Pero realmente donde se ha intentado concentrar la carga de la reflexión que sigue es en el enlace entre partes: cómo se abordan corredores verdes y/o ecológicos desde la planificación espacial y viceversa, cómo estas piezas han podido, pueden o podrían comprometer y de algún modo guiar la planificación espacial. El enlace, también físico, es desde ya una palabra clave. Hago estos anuncios porque para cualquiera de las tres patas citadas este texto no pretende ser una indagación exhaustiva y sistemática de sus variantes, ni siquiera de las relaciones que se puedan establecer entre ellas, si bien este sí es el objeto de estudio, la relación corredores – planes; el objetivo es argumentar la trascendencia de tal relación, para unos y para otros.

### **3.1. Definiciones y relaciones útiles entre el corredor verde y el plan espacial**

Un corredor ecológico es un sitio o cauce con capacidad para hacer que especies animales, vegetales u hongos, se desplacen o dispersen. Su principal función tiene que ver con mitigar los impactos causados por los diferentes usos urbanos y rurales en los hábitats naturales, sobre todo respecto a su fragmentación, al intentar conectar áreas naturales con gran biodiversidad. Las grandes infraestructuras de movilidad rodada o las grandes superficies selladas, sean industriales, comerciales o residenciales, configuran un territorio artificial difícil de atravesar, aunque también las grandes explotaciones agrícolas o forestales, sobre todo de monocultivos, se constituyen en barreras casi infranqueables para la biodiversidad.

Un corredor –o vía- verde es un camino apto para el ser humano que discurre entre elementos naturales, bien los contenga o sean percibidos desde él. Para que el corredor verde cumpla plenamente su función, dicha adaptabilidad al desplazamiento del hombre debería poder incorporar algún tipo de movilidad que no necesite otra energía que la generada por el propio paseante, sea aquella peatonal, o ciclista o ecuestre, o en patín. Algunos hablan de movilidad lenta, otros de que implica un sentido recreativo de la movilidad, entonces, paseo. La compatibilidad con otras movilidades sin perder la esencia “verde” dependerá de dimensiones y de diseño interno y “externo” (esto es posición, acceso)<sup>1</sup>. De ello mismo por tanto dependerá también que reúna condiciones para ser a su vez corredor ecológico.

---

<sup>1</sup> La Asociación Europea de Vías Verdes adoptaba en 2000 (Declaración de Lille) la siguiente definición de trabajo: “vías de comunicación autónomas reservadas a los desplazamientos no motorizados, desarrolladas en un marco de desarrollo integrado que valore el medio ambiente y la calidad de vida, cumpliendo las condiciones suficientes de anchura, pendiente y calidad superficial para garantizar una utilización en convivencia y seguridad a todos los usuarios de cualquier capacidad física. En este sentido, la utilización de los caminos de servicio de canales y de las vías ferroviarias abandonadas constituye un soporte privilegiado para el desarrollo de Vías Verdes”. Disponible en: [www.aevv-egwa.org/site/1Template1.asp?DocID=129&v1ID=&RevID=&namePage=&pageParent=](http://www.aevv-egwa.org/site/1Template1.asp?DocID=129&v1ID=&RevID=&namePage=&pageParent=) (última consulta: 20-09-2012).

Partiendo de estas definiciones, podemos afirmar que un corredor ecológico no siempre supone un elemento ventajoso para el equilibrio de los ecosistemas —aunque el concepto en esencia implica un servicio<sup>2</sup>. Sin embargo, un corredor verde tiene el potencial de ser siempre un componente beneficioso para la estructura urbana a la que sirve, es decir a una más “amable” y con más capacidad para la interacción natural y social en la relación naturaleza-artefacto. El término corredor, en ambos conceptos, implica un origen y un destino. Dependerá de qué enlace esta pieza lineal para su éxito y/o servicio, si bien en el caso del corredor verde su equiparación o relación con el paseo, se entienda éste como lugar o como acción, implica que tiene un fin en sí mismo, independientemente de qué una.

Decía Thoreau (1862) en su texto «Walk» que prefería la etimología del *sauntering*, del que vagabundea, porque cada paseo es una especie de cruzada a la que algún Pedro el Ermitaño interior nos invita a lanzarnos para reconquistar esta Tierra Santa (*Saunt Terre*) de manos de los infieles. Esto puede ser reconquista de ciudad y naturaleza. En realidad Thoreau, entre otras muchas cosas también decía que “Cuando andamos, nos dirigimos con naturalidad hacia los campos y los bosques. ¿Qué sería de nosotros si camináramos sólo por un jardín o una alameda?” Su alegato es, sobre todo, de comunión con la Naturaleza (entre comillas “virgen”). Y añadía: “Nos parecía que éramos casi los únicos por aquí que practicábamos este noble arte; aunque, para ser sincero, a la mayoría de mis vecinos —al menos si uno cree sus afirmaciones— también les gustaría dar un paseo de vez en cuando, pero no pueden”.

Un sistema de corredores o vías verdes podría estar compuesto por un conjunto de piezas lineales dispersas por un territorio más o menos urbanizado, aptas, cada una de ellas, para el paseo y para el disfrute de la naturaleza. Sin embargo es evidente que si integramos cada una de estas piezas en una red espacial sus posibilidades internas y externas de uso y disfrute aumentan, por acceso, interacción, suma de componentes naturales, etc. No sólo esto, la capacidad para subsistir y resistir de dichas estructuras en medio de la vorágine de urbanización del territorio se verá reforzada si se integran en una armadura espacial mayor, a la que sirvan y de la que se sirvan, tanto en clave de movilidad como en clave de disfrute de la naturaleza. No hay movilidad sin red.

Con lo señalado hasta aquí parece evidente que es el corredor verde el que tiene mayor potencial para integrarse como herramienta y componente a cualquier escala en la planificación espacial. Pero el corredor ecológico, bien dimensionado y posicionado, es en todo caso un requisito previo para que algo de naturaleza “verdadera” llegue al corazón de un sistema de corredores verdes. No hay movilidad sin red y no hay supervivencia natural sin regeneración natural, sin proceso, en definitiva movimiento. La alimentación entre los dos tipos de corredores es mutua, en servicios y en funciones. No vamos a hacer especial énfasis por tanto en diferenciar a partir de ahora si nos estamos refiriendo a uno u otro corredor, en genérico verde. Ésta no pretende ser una lección de planificación espacial ni de diseño de unos u otros tipos, numerosos manuales abordan estos temas de modo específico, sólo quiere hacer énfasis en todas las interdependencias posibles corredor/plan, cuya lectura e interpretación proyectual en último término llevará

---

2 Si entendemos el corredor ecológico como un conector físico de vida salvaje, surge el debate sobre los problemas potenciales de propagación de plagas o de depredadores. Hoy se ve a estos corredores más como una de las numerosas estrategias de conservación, no una panacea. Antes que la atención a éstos, la discusión se centra en cómo facilitar el movimiento de flora y fauna a través de una variedad suficiente de elementos del paisaje, en un proceso llamado “conectividad funcional” (Hellmund & Smith, 2006).

a mejores redes de corredores verdes y a mejores planes. “Una red, para que lo sea, tiene que ser una red mental”<sup>3</sup>. Una naturaleza bien acomodada tiene mucha más facilidad para provocar recuerdos. Dicha naturaleza se evidencia, se conserva, se planta, se gestiona.

Hay formas del territorio –urbanizado- que se ajustan mejor a ser componentes o incluso cuarto y mitad de un potencial sistema de corredores verdes – y/o corredores ecológicos. Si atendemos a los dos extremos de la dualidad que debe acoger el corredor verde podemos tener acotado el abanico de posibilidades: por el lado que más se aproxima a su posibilidad de ser también corredor ecológico, esto es su cualidad natural, posiblemente sea el curso de agua el elemento lineal que más capacidad potencial tenga para acoger y desplazar vida. En el otro extremo del par de características del corredor verde está la movilidad blanda. Aunque este adjetivo entre los muchos posibles –sostenible, lenta, no motorizada...- me parece interesante porque podría sugerir que además implica que se pisa en suelo permeable, en realidad una vía bien sellada y pavimentada puede acoger perfectamente dicha movilidad ¿Estaríamos hablando también en este caso “extremo” de un potencial corredor verde? En esencia sí, siempre se podría “naturalizar” a tal vía, a nivel de suelo o a otro nivel –*High Line* neoyorquina, *Promenade Plantée* parisina o incluso la *Rose F. Kennedy Greenway* bostoniana son ejemplos glamurosos recientes-, o hacerla pasar entre parajes considerados suficientemente “naturales”: lo que queda de una determinada red histórica de caminos (como la red de vías pecuarias de trashumancia que atraviesa la Península Ibérica) es un sistema fácil de asimilar también a una red “pura” de corredores verdes. En medio, entre la función natural y la del disfrute de ella en el paseo, tendríamos muchas versiones posibles, desde las cunetas de las carreteras o los setos linderos entre parcelas agrícolas a los bulevares procesionales para ver y ser visto bajo un dosel arbolado<sup>4</sup>.

La atención a qué acoge vida es la clave para articular –que no congelar- una red de corredores verdes que, por tanto, siempre serán potencialmente ecológicos.

Una vez esbozados algunos posibles grandes grupos de tipos de sistemas de corredores y sus componentes, que obviamente podrían componer un sistema cruzado -de hecho la *greenway* tal y como se usa en el contexto norteamericano tiene algo de esta dualidad implícito-, es mucho más sencillo abordar el asunto de su relación con la planificación espacial, porque algunas cuestiones clave intrínsecas a este concepto estarían en cierto modo superadas, la principal la de la escala ¿qué escalas de aplicación? Todas y ninguna. Si la relación entre el todo y las partes, o entre lo local, lo regional y lo global, es irrenunciable en cualquier faceta de la planificación física por muy acotado que esté el espacio de trabajo, en el tema que nos ocupa es consustancial a su utilidad. Evidenciábamos más arriba que un corredor verde, entendido como paseo, tenía un valor y un uso en sí mismo para después arroparlo con una red que lo dará más vida, natural y/o social. Tanto en una versión como en la otra la valoración tendrá que ver con cualidades espaciales interiores y exteriores a red y/o pieza. Y no sólo espaciales también temporales.

3 Sentencia pronunciada por S. Rueda en la conferencia «¿Peatón o ciudadano? Habitabilidad: usos y funciones del espacio público» (28-VIII-2012, curso de verano de la UIMP, «El eslabón perdido entre la planificación y el proyecto arquitectónico»).

4 Si primero el paseo del urbanita fue en el parque, entendido como *landscape park* (paseo en el paisaje); o tal vez antes incluso fuera en el mismo “campo apropiado” cuando la proximidad entre éste y la trama urbana lo permitían, y el rudimentario nivel de “confort público” no exigía más, progresivamente el paseo –acción y espacio- se sofisticará en la medida en que esa urbanidad de la que forme parte lo demande, parcial o del conjunto global.

Entendemos la planificación espacial como mirar al pasado escrito y al presente que se está escribiendo en el territorio buscando el futuro del mismo, de un territorio que es físico e histórico, natural y social. Podríamos incluso decir, en vez de territorio, paisaje, que para lo que nos ocupa, los corredores verdes, da mucho juego, juego, entre otras cosas de definiciones, en el que no vamos a entrar, o al menos no intentar ganar, pero para el que apostaría por una definición tan aparentemente simple como densa, la que hace la paisajista Calzolari: “imagen de la estructura dinámica del territorio” (2012, p. 19). La clave estará en cómo mirar al pasado y al ahora, a la instantánea, imaginando futuros viables. Si asumimos el paradigma que también para la planificación espacial se ha convertido en leitmotiv genérico de cualquier propuesta de intervención –nuevo modelo para avanzar o círculo vicioso, oxímoron-: el desarrollo sostenible, frente a pasados de fe ilimitada en el progreso, se ha convertido cuando menos en unidad de medida latente y crítica para cuestionar imágenes utópicas unilaterales, tanto por intentar reequilibrar éstas a partir de las tres patas en que se apoya la ya manida sostenibilidad, economía–sociedad–medioambiente, como por cuestionar el dirigir la mirada sólo a un lado del espacio-tiempo. Es evidente que también el “desarrollo sostenible” corre el riesgo de ser un lugar común, acallador de conciencias, vacío de significado (Sygndow, 2011), pero a la espera de un modelo para avanzar mejor, aquí nos es realmente útil, ya que hace encajar a la perfección corredores verdes y planeamiento espacial.

En ese “nuevo” contexto de incertidumbre que intenta reencauzar los parámetros guía del desarrollo posible, también en lo que atañe a lo espacial, a vueltas con la sostenibilidad de nuestras ciudades y territorios, podríamos decir –sin profundizar demasiado en los límites y contradicciones de tal contexto– que corredores verdes y corredores ecológicos son elementos imprescindibles de un diseño espacial viable<sup>5</sup>. Asimismo el susodicho paradigma trípodo da la medida para dimensionar, en sentido amplio, y ajustar el corredor (¿la citada *High Line* neoyorquina soportaría tal prueba de medidas, dólares/bits/vidas?). El desarrollo sostenible, digamos bien entendido, ya estaba presente en pensadores/planificadores espaciales como Thoreau, Olmsted, Geddes o McHarg, en sus teorías y/o en sus demostraciones empíricas, que, como veremos en los apartados que siguen, tenían mucho de corredores verdes.

Aunque en las definiciones dadas va implícita cierta atribución de funciones naturales y sociales para estas dos piezas y sus sistemas en el juego de reparto o asignación de usos del suelo del planeamiento clásico, podemos completar su presentación en cuanto que elementos a planificar explicitando sus posibilidades en este sentido, haciendo hincapié de nuevo en que la compatibilidad de usos, funciones y servicios dependerá de su diseño, interno y externo. Un corredor ecológico será sobre todo un espacio natural protegido, un corredor verde un espacio libre público, con lo que ello implica como posible espacio de recreo y de interacción social y natural, también una infraestructura de movilidad “blanda”, y obviamente “verde” –para algún cómputo de estándares urbanos-.

Podemos decir que ambos pueden estar integrados en el concepto y sistema más amplio de lo que hoy se empieza a llamar “infraestructura verde”, esto es el

5 Por ejemplo si repasamos los «Elementos urbanos esenciales de una ciudad sostenible para el siglo XXI» (Hall & Pfeiffer, 2000), al menos en dos de los siete grandes bloques que se consideran, los corredores verdes son material útil, casi imprescindible, para armarlos: un medioambiente urbano sostenible, fruto de la estabilidad de sus ecosistemas; y una accesibilidad urbana sostenible, fundada en una movilidad capaz de conservar recursos; propiciando también las condiciones de alguno de los otros, como lograr una vida urbana sostenible desde el esfuerzo para construir una ciudad habitable.

conjunto de elementos en este caso “verdes”, es decir naturales, necesarios para el funcionamiento de lo urbano, aunque no necesariamente. Algunos autores hablan de gradación por posición de fuera hacia dentro de lo urbano en las funciones que el genérico sistema verde –del cual diría que sí formarían parte en todo caso uno y otros corredores- puede acoger, desde las que se le podrían exigir en un territorio menos antropizado, pasando por la periferia de nuestras ciudades a las zonas más urbanas: desde una vocación mayoritariamente ecológica, a la infraestructural –en la clave citada-, y de equipamiento –recreo, socialización, encuentro con la naturaleza, deportivo- urbanos (Fariña, 2012)<sup>6</sup>. No es el fin de este pequeño ensayo abarcar el “sistema del verde”, pero es imposible establecer las relaciones entre corredores y planificación y menos aún defender una opción para las mismas sin tener en cuenta una visión integral del mapa al que dichos componentes por vocación y por servicios mayoritariamente están vinculados. Es evidente que uno u otro tipo de corredores se asocian más rápidamente con una u otra función, y no sólo esto, pueden jugar un papel vital para que aquéllas se cumplan, sobre todo en los tejidos intermedios, *rus-urbe*, y en los intersticiales e inestables en medio de lo urbano o pseudo-urbano, pudiendo erigirse en elementos identitarios y de servicio organizadores de un futuro más estable.

Entre las distintas funciones citadas, el recreo puede dar autonomía en el uso del espacio. El sistema de espacios libres puede ser un espacio encauzado, ideologizado, lleno de un discurso político de corrección y “buenas prácticas”, o puede ser un espacio disponible para que la población –humana, aunque también vegetal y animal- se apropie de él. El disfrute de corredor y red y su vocación intrínseca de servicio a una ciudad sostenible para el futuro dependerá en gran medida de la atención interna y externa al mismo, de un buen diseño y re-diseño de accesos, dimensiones y de las relaciones que propicien y se propicie, por planificación y proyecto, establecer con su entorno natural y social.

¿Desde qué figuras de planeamiento espacial se atiende o se proyecta uno u otro tipo de corredor? Prácticamente en todas, en consonancia con lo argumentado respecto a las escalas de trabajo y con el papel en lo global y en lo específico que pueden jugar estos elementos. Es imprescindible evidenciar, proteger y planificar dichas redes en el planeamiento general, sea de escala territorial/regional, sub-regional o municipal. Así los distintos planes sectoriales asumirán y desarrollarán las partes que les afecten de una forma coordinada. Podría ser suficiente esto para asegurar unos corredores a pleno rendimiento, si bien la mayor parte de los casos reales exitosos en la consolidación de los mismos han tenido y tienen planes especiales específicos para el sistema del verde (urbano y/o territorial) al que se incorporan, y a veces también los tienen para algún corredor en particular, el caso más habitual, el de un curso de agua. La doble gestión específica e integrada en planes de conjunto- de los elementos a priori asegurará la mayor eficiencia de los mismos en el cumplimiento de sus funciones, en constante proceso.

Reconocemos que a los corredores verdes se los atienda desde todas las figuras de planeamiento porque podríamos tener casos desde todas, sin embargo

<sup>6</sup> La entrada del blog titulada así, “Infraestructuras verdes”, tiene una reflexión muy didáctica de lo que debería ser y los objetivos que debería cumplir dicha infraestructura: “funciones o elementos de la naturaleza necesarios para el funcionamiento de las áreas urbanizadas [...] todos estaríamos de acuerdo en señalar algunos [de los componentes de ésta]: ríos, humedales, bosques, hábitats de la vida silvestre, lagos, o los corredores que unen algunos de los anteriores”. Evidentemente habría mucho que discutir y dimensionar aquí ¿hasta qué punto la “infraestructura gris” podría quedar sustituida por la verde por ejemplo en la evacuación del agua, por hablar de una función que es fácil asociar a un elemento lineal? ¿Cuánto estamos dispuestos a exigirnos, desde la planificación misma?

estrictamente por ley no parece que sean unos elementos recogidos expresamente en ellas a los que obligatoriamente atender. Si buscamos en los documentos reguladores de la planificación urbana y territorial que nos son más cercanos, en concreto ni en la Ley ni en el Reglamento de Urbanismo vigentes de Castilla y León aparecen los términos corredor ecológico, corredor verde o vía verde. Si nos fijamos en el Reglamento, sí se protege expresamente al tipo vía pecuaria (artículo 37, denominado “Suelo rústico con protección natural”). Y es cierto que cualquier tipo, en general, fácilmente podría dar forma a distintos criterios y objetivos del documento. Así, podemos intuir de forma indirecta su presencia en los sistemas generales viarios y de espacios libres ya que, por lo que se aboga en la organización de este último implica conectores ciudad-campo; y en cuanto al sistema general de vías públicas, se defienden específicamente las áreas peatonales en particular y en general el tráfico no motorizado (artículo 83, apartados d y b respectivamente).

Asimismo en parcelas más específicas de la planificación también se podrían dar por aludidos: así, en los sectores con uso predominante industrial o de servicios se dice expresamente que la reserva para sistemas locales de espacios libres públicos se destinará de forma preferente a arbolado en bandas lineales con un ancho mínimo de 5 metros, que favorezca la transición con el medio ambiente circundante, así como la salvaguarda de los espacios arbolados y de los cauces naturales y vías pecuarias afectados (artículo 105.2.c). Y se exige a los planes parciales sin ordenación detallada la correcta conexión con los sistemas generales –por lo tanto viarios y de espacios libres-, y se establecerán las medidas necesarias para integrar el sector en su entorno de forma compatible con la protección del paisaje, los cursos de agua, la fauna y la flora silvestres, las vías pecuarias y el medio ambiente en general, así como del patrimonio cultural. En particular debe procurarse: 1. La circulación de la fauna silvestre. 2. El mantenimiento del arbolado existente, y en lo posible del resto de la vegetación. 3. La continuidad de las vías pecuarias (fragmento del artículo 140.2.g). Tal vez sea suficiente en este tipo de documento darles un lugar implícito de forma indirecta y fragmentaria, siendo un asunto a priori más proyectual, de cada plan, aunque, reconocida su valía (y más, si cabe, en clave de red) se podría abrir el debate sobre la utilidad de darles también aquí un lugar específico<sup>7</sup>.

Podríamos ver los objetivos generales de unos y otros corredores verdes como “ejemplo–manifiesto” para lo que también debería guiar a cualquier planeamiento espacial que se precie: proteger formas de vida. Por tanto observar primero dónde está esa vida debería ser el requisito principal para empezar a planificarlos. La atención a esa vida, sobre todo en el caso del corredor ecológico o más aún en los ecosistemas que se pretenden conectar y preservar con él, podría servir de ejemplo para reencaminar un planeamiento espacial más interesado en las formas de vida que acoge o que sustituye (cuestión de responsabilidad).

### 3.2. Relación con estructuras espaciales habitadas. Ciudad y campo

En un contexto tan abierto se hace difícil, al igual que sucedía con el planeamiento vinculado, aterrizar en uno u otro contexto de población para profundizar en las posibles interacciones de cada uno de estos con la red o corredor

<sup>7</sup> Se podría hacer un estudio para ver en qué medida la legislación vigente en clave de corredores verdes más o menos específica para una región tiene resultados más o menos satisfactorios, no tanto en cuanto a corredores verdes se refiere –que obviamente debería de ser así- sino en relación a una planificación espacial con mejores resultados (léase desarrollo equilibrado y sostenible, mejora de la calidad de vida de los habitantes, gestión eficiente de los recursos...).

verde, acotando así sus posibilidades como instrumento de planificación. Pero es evidente que la capacidad de interacción y “funcionalidades” de las piezas corredor variarán dependiendo de su posición relativa tanto en cada estructura espacial habitada como entre estructuras, campo-ciudad<sup>8</sup>. El curso de agua, elemento privilegiado de esta posible maleta de potenciales corredores y redes, puede ilustrar fácilmente dicha versatilidad: las funciones, usos y disfrutes se matizan del río urbano y urbanizado, al río urbano pero suficientemente silvestre, central o periférico, al gran cauce necesariamente límite de algo en cada ribera a la que una población se aproxima con más o menos decisión, inocencia o seguridad: el Sena y París, el Ebro y Zaragoza, el Hudson y Manhattan, el río de la Plata y Buenos Aires o Montevideo, el Mississippi... y estamos citando sólo nombres propios de cierta entidad reconocibles casi mundialmente.

Por otra parte, al menos en nuestro país, aún a día de hoy la identificación más popular del término corredor verde tiene que ver con un camino en el campo. La red posiblemente más exitosa de este tipo, la red de “vías verdes” española, asociada a antiguas vías de ferrocarril, que ha tomado el nombre común como propio, facilita esta asociación. La entrada en Wikipedia lo corrobora: “corredor verde” suele usarse para hacer referencia a un camino que une dos zonas geográficas por una senda que transcurre por la naturaleza<sup>9</sup>. Sin embargo, en el apartado anterior, en la presentación de componentes, no se ha tenido en cuenta tal asociación unívoca, y las definiciones dadas sirven para cualquier posición relativa. El contexto territorial actual exige una asociación más abarcante, para una situación mucho más compleja, híbrida, de territorio urbanizado que despliega su tela de araña de forma imparable y de corredores verdes y ecológicos deambulando por medio de este territorio en transformación. Ya se ha dejado entrever la opinión de que en dicho contexto inestable ambos tipos de corredores podrían consolidarse como piezas básicas para la sostenibilidad del territorio, de lo natural y de lo urbano -entendido como agregación viva de interacciones físicas sociales-. Por el corredor verde se recorre aún el campo simulando contactar con paisajes naturales, el corredor ecológico recorre el campo antropizado, naturaleza que se construye y auto-construye intentando oxigenar su agonía. Ambos hoy casi irremediamente rozan e interaccionan con territorios urbanos o pseudo-urbanos.

En cualquier caso, sean las posiciones relativas y las escalas tanto de los elementos como de los entramados a considerar más o menos dependientes de los servicios a la planificación espacial de estas piezas, o queramos hacerlas más o menos versátiles, al entrar en juego la relación con estructuras espaciales habitadas,

8 Por ejemplo la gradación de funciones que asociaba Fariña para el sistema del verde mantiene una vinculación muy directa con la posición respecto a lo urbano que es fácil de comprender y de considerar como lo más factible o habitual, corredores de uno y otro tipo incluidos.

9 [http://es.wikipedia.org/wiki/Corredor\\_Verde](http://es.wikipedia.org/wiki/Corredor_Verde) (última consulta para todas las referencias 25-09-2012). Si buscamos “Vía verde” en el mismo medio nos encontramos con que “es el nombre que reciben en España los antiguos trazados ferroviarios en desuso acondicionados como infraestructuras para desplazamientos no motorizados”. Curiosamente del primero -corredor- no hay versiones en otros idiomas, no así de éste, pero donde la traducción aclara la ambigüedad del término “vía” en castellano, pasando a ser en inglés por ejemplo *rail trail*. Por el contrario no incorpora el término *green*. [http://es.wikipedia.org/wiki/V%C3%ADa\\_verde](http://es.wikipedia.org/wiki/V%C3%ADa_verde). También encontramos otra opción para “Vía verde (paisaje)” que ahora en lo que pone el énfasis es en la movilidad blanda. No hay nada que por asomo remita al genérico “verde” [http://es.wikipedia.org/wiki/V%C3%ADa\\_verde\\_\(paisaje\)](http://es.wikipedia.org/wiki/V%C3%ADa_verde_(paisaje)). Curiosamente, si seguimos con el juego y buscamos el término en inglés, el que se liga a paisaje *Greenway (landscape)*, sí introduce como elemento fundamental la naturaleza: “a long, narrow piece of land, where vegetation is encouraged, which is managed for public recreation and slow travel”. Definición que vendría a ser la más completa del repertorio... [http://en.wikipedia.org/wiki/Greenway\\_\(landscape\)](http://en.wikipedia.org/wiki/Greenway_(landscape)). La entrada que por contenido más tendría que ver con la traslación textual al castellano sería la de *Bicycle boulevard*, [http://en.wikipedia.org/wiki/Bicycle\\_boulevard](http://en.wikipedia.org/wiki/Bicycle_boulevard).

sustancia histórica, se descubren vínculos más o menos estables. Una aproximación cuasi-histórica a los elementos espaciales que podrían identificarse con estos dos términos, clarificaría por sí misma la necesidad y la capacidad de la pieza, las desambiguaciones perversas o que dejan de tener sentido y las más eficientes que la acotan lo justo para ese anhelado futuro sostenible, necesariamente releendo el pasado. También a partir del rastreo histórico es mucho más fácil evidenciar que no sólo la escala y la posición relativa de redes y corredores verdes matizarán su valía en cada tejido habitado, la idiosincrasia y el *genius loci*, de lo regional a lo local, construidos a lo largo del tiempo histórico, mediarán también en tal contribución. No hay posibilidad aquí de tal pormenorización. Valga simplemente esta alusión sumada a las reflexiones hechas a continuación, junto con los ejemplos que se citarán en el apartado que sigue, unos pocos apuntes, para transmitir e ilustrar la profundidad y el largo recorrido que se esconde tras estos fundamentos, y despertar su interés aquí (algo que en otros territorios se nos antoja mucho más difundido y asimilado).

Posiblemente como material de planificación el corredor ecológico sea más reciente que el corredor verde, y no tanto por terminología sino por la esencia de lo que identifica a cada uno, sea cual sea el contexto histórico. Digo como material de planificación porque es evidente que un cauce fluvial, con mayor o menor capacidad, siempre ha ejercido una función conectora de flora y fauna, y un camino rural lo ha hecho para el ser humano, por medio el disfrute de la naturaleza y una movilidad no motorizada, aunque aquí ya se podría decir que había un plan implícito. Este orden en los tiempos indica que ha habido antes un intento de buscar cauces para acercarnos a la naturaleza que de preservar los que la permiten vivir. Aún así, en la medida en que esa búsqueda de cauces rápidamente –desde el origen de la ciudad moderna- asumió los dos sentidos, del núcleo de poblamiento hacia el campo y de introducir dicha naturaleza en lo urbano, preservar naturaleza y aproximarnos a ésta se convirtieron en las dos caras de la misma moneda, con sus evidentes contradicciones y desencuentros, pero también con la urgencia de encontrar el equilibrio. Aún estamos en ello, pero en el camino, con mayor o menor acierto, han ido apareciendo estructuras espaciales que han tenido un papel importante en la configuración de nuestras ciudades y que tanto por material que aún contienen –agua, frondosas hileras de árboles, franjas continuas de tierra, de semillas, de microorganismos...- como por traza –dimensión, posición, relaciones-, o por ambos parámetros, son hoy el soporte más cierto de casi cualquier red de corredores verdes que se pretenda consolidar en un plan.

### **3.2.1. Compromisos con la historia. Sistema de parques**

Al margen de los caminos rurales y las vías pecuarias, con una funcionalidad original bien distinta de la que se da al corredor verde, elementos más “nobles”, como alamedas, *passeggiatas* y otros aún más próximos a lo urbano (*cours de la reine* en París, 1616, *Unter der Linden* berlinés, 1647, etc.) van apareciendo en Europa desde prácticamente el inicio de la edad moderna, y muchos quedarán ahí y se harán fuertes progresivamente para tener algo que decir en la construcción de nuestras ciudades modernas. En éstas los bulevares, originalmente paseos arbolados sobre la huella de las antiguas cercas urbanas, posiblemente sean los circuitos más completos que en su día combinaron caminante y verde entre ciudad y campo. Sin embargo, es en Norteamérica donde ese tipo de espacio y servicio empiezan a aparecer de una forma definitivamente articulada y con continuidad,

cuando se están estableciendo las bases de ocupación y conquista urbana de ese territorio aparentemente ilimitado<sup>10</sup>.

En un contexto privilegiado en cuanto a ebullición de ideas en relación a la protección de la naturaleza, al tiempo que a la búsqueda de su disfrute y accesibilidad, hay un personaje clave en la puesta en práctica de un plan: Frederick Law Olmsted (1822-1903), primero autor del *Central Park* de Nueva York (desde 1857), casi inmediatamente después (desde mediados de los 60s) trabajará de modo incansable en la construcción progresiva de un concepto, “el sistema de parques”, que veía como instrumento clave tanto para que la naturaleza saliera de los límites del parque como para que la sociedad accediera a ella.

Los servicios que prestan los dos tipos de corredores que aquí abordamos, en algunos extremos podrían llegar a ser incompatibles. Olmsted entonces parecería que se estaba aproximando sobre todo al corredor “verde” que acerca a naturaleza e individuo, pero a estas dos figuras obvias, aunque no tan fáciles de definir como a priori se da por hecho, en un equilibrio de fuerzas particular con el que trabajar se puede añadir una tercera: sociedad. La capacidad “social” de la naturaleza -¿encuentro o huída?- desde ese momento de introducción decidida en una sociedad que estaba definiendo sus normas de convivencia, se cuestiona. Dice el sociólogo autóctono R. Senett (1991, p. 77) que “siempre que los norteamericanos de la época del capitalismo incipiente y del capitalismo asentado pensaron en una hipotética alternativa a la cuadrícula, acudieron a un alivio bucólico, como puede ser un parque con abundancia de arboledas y paseos, y no a una calle, plaza o centro más estimulante, en el cual pudiera experimentarse la complejidad de la vida en la ciudad”<sup>11</sup>. Se ve al gran parque, y por tanto sus ramificaciones, como negación de la resolución del “problema” urbano desde el espacio público de interacción, aunque en la medida que el espacio de contacto y fricción de un elemento lineal se amplía exponencialmente, posiblemente esta versión negativa del verde urbano tenga menos abogados del diablo.

Con sus luces y sus sombras, el Sistema de Parques se convierte en herramienta vital de la planificación en las ciudades norteamericanas y en sus desarrollos. La deriva del parque lineal (parque vía) a la vía parque motorizada y finalmente a la vía motorizada (si queremos, “de paseo” porque, inicialmente al menos, no admitía tráfico pesado, de mercancías), configurará una de las versiones más difundidas e irónicamente más alejadas de lo que identifica hoy a una red de corredores verdes. Sin embargo posiblemente sea tanto por esta zozobra y las apuestas que progresivamente van a salir enfrente -debidas a ella muchas-, como en la zozobra misma, con restos de la batalla y con procesos de “desaceleración” de algunas de sus “vías”, por lo que el corredor verde en Norteamérica tiene actualmente mucho camino andado y defendido. Las sendas peatonales de los desarrollos comunitarios que aparecen en Norteamérica desde el *New Deal* (e incluso desde los años veinte) o las transformaciones de algunas de esas vías motorizadas que se habían apropiado en origen de elementos paisajísticos valiosos en *byways* escénicas, que permiten incorporar movilidad no motorizada, pueden servir como ejemplo de los dos extremos de dicha digresión.

10 Leo Marx (1991) describe a la perfección la lucha y los triunfos parciales del equilibrio entre conservación y primitivismo frente a utilitarismo y progreso, pasando por los ideales de un paisaje “intermedio” y pastoril, con la consolidación entre ellos a mediados del siglo XIX de lo que vendría a ser una especie de ideología resultante en la configuración dominante del espacio americano.

11 Uno de los hilos que recorre toda la obra de este sociólogo norteamericano es que la privatización de la vida pública lleva a la ausencia de espacios donde los extraños puedan encontrarse y reconocerse en sus diferencias, siendo para él en cierta medida el *Central Park* de Nueva York una huída hacia adelante en esta dirección.

Uno de los primeros y mayores introductores de esta tradición sistematizadora norteamericana en Europa fue el ingeniero de montes francés J. C. N. Forestier (1861-1930), que compaginará su trabajo continuado en el Servicio de Plantaciones y Paseos de la capital francesa con propuestas para sistemas de parques mucho más allá de sus fronteras (Barcelona, Buenos Aires, La Habana, Rabat...), aunque a él sistemáticamente le pidan “parises” (alphandiano-haussmanianos): ya en 1906 diferenciaba entre *Boulevard* y *Avenue-Promenade*, y nos interesa señalar no tanto que los diferenciara como la necesidad, desde Europa y hacia el mundo en general, del segundo concepto. Decía que, partiendo de la confusión que a veces llega de América, opta por “dejar para el bulevar el significado parisino moderno de ancha calzada, con amplias aceras, plantadas de árboles regularmente dispuestos, y llamar avenidas o avenidas-paseos a todas estas avenidas cuyos detalles de los proyectos pueden variar pero donde la calzada es acompañada de bandas plantadas, sembradas de césped y más o menos pareadas (...) Elemento importante de un programa o sistema de parques completo, son vías de acceso y comunicación agradables, (que) permiten no interrumpir nunca el paseo (y) pueden contribuir a poner de relieve los puntos de vista, los bordes de los ríos, los paisajes interesantes o pintorescos”. Teniendo en la cabeza las definiciones dadas para corredor verde se nos hace realmente fácil verlos aquí. Como decía, Forestier trabaja en España, en Marruecos, en Cuba, en Argentina... No es él sólo el difusor de una forma de hacer, pero a partir de su trabajo foráneo –curiosamente no llevado a término en muchos de los casos-, es fácil visibilizar de golpe la capacidad de la herramienta –corredor y/o sistema.

De entonces a hoy, si las planificaciones y formalizaciones espaciales dominantes en el siglo XX han estado guiadas por argumentos que poco tienen que ver con el encuentro con la naturaleza a través de cauces “blandos” -y menos aún por la salvaguarda en primera instancia de los cauces que ella misma tiene para sus relaciones-, no han dejado de aparecer por todo el globo remedos de aquello o pequeños pasos hacia delante en la desambiguación pertinente y en la carga de todos los ingredientes necesarios para ello, tipo de movilidad, disfrute y servicio natural. La separación de los flujos peatonales en las nuevas comunidades norteamericanas (*neighborhood unit*), a un paso de lo “salvaje” (Radburn y sucesivas *Greenbelt towns* del *New Deal*...), sus interferencias con las *new towns* europeas y no sólo, de primera y segunda generación; al tiempo que se intentaban dar nombres comunes y propios al genérico y abstracto adjetivo verde del funcionalismo, si bien muy poco a poco, y en contextos no tan generalizados (aún hoy algunos siguen teniendo fe en la ciudad flotando sobre el parque); todo ello, ha seguido dando ensayos y lugares en los que acumular experiencia.

Los años 60 son un período de inflexión clave en el discurso de la planificación espacial precisamente en cuanto a los modos de introducir en ésta las necesidades de la naturaleza para su propia supervivencia –y por tanto la nuestra-, en medio del resto de intereses de los que es subsidiaria. Y si bien esto no se ha traducido de forma inmediata en planes y programas generalizados en estas nuevas claves, sí ha dado las herramientas esenciales para trabajar de forma articulada, holística y procesual en los engranajes de los que depende la correcta resolución, compatibilidad, diseño etc., de unos eficientes sistemas de corredores ecológicos y corredores verdes: «Proyectar con la naturaleza», sigue siendo tanto la receta como el título de un texto insustituible (Ian McHarg, 1969, ed. española de 2000<sup>12</sup>),

12 “Un trabajo pionero que cuando se publica en 1969 da forma a una voz nueva, la que plantea una nueva visión para un camino diferente: la defensa de un urbanismo respetuoso con la naturaleza, ecológicamente bien fundado”. Juan Luis de las Rivas Sanz (2001), «In Memoriam», disponible en

punto de inflexión en la planificación, también para con este tema más o menos específico, aunque probablemente ni se mencione en él cualquiera de los dos términos que nos ocupan de forma expresa.

### 3.2.2. La Greenway recoge el testigo

Un texto reciente dedicado a abordar estas piezas expresamente, optando por agruparlas bajo el término *greenway*, y más específicamente ocupado en su diseño, «Designing Greenways» (2006), por lo que aparentemente estaría acotando el contenido de éstas, muestra la tabla «Greenway and greenwaylike designations» (vía verde y denominaciones parecidas), figura 3.1, abriendo aún de forma más extraordinaria el abanico de contenidos que aquí se han intuido. A muchos de los términos que aparecen podríamos asociarles distintos referentes históricos en la planificación urbano-territorial, y sin embargo no están entre ellos por ejemplo las *Avenue-Promenades* de Forestier. Este texto pone el énfasis en la capacidad del *greenway* para conservar paisajes (naturales) –en conexiones y funciones-, su integridad como tales, y el ámbito de reflexión aunque no en sentido estricto se percibe que es sobre todo el norteamericano, extendido si cabe a lo anglosajón, probablemente más ligados a esa intimidad individuo-naturaleza a que hacía referencia más arriba. Sin embargo no duda el ensayo/manual en abrir un capítulo para reflexionar sobre su capacidad social, para el paisaje humano, y sobre la participación en su diseño, el *greenway* visto como “una forma de espacio *common* -común- con importantes funciones sociales” (Hellmund & Smith, 2006, p. 158)<sup>13</sup>.

---

<http://www3.uva.es/iuu/McHarg.htm>. Última consulta 28-09-2012. Ver también la introducción al texto reeditado en castellano en 2000 por el mismo autor.

<sup>13</sup> Ambos términos puestos en cursiva en el texto original, el primero no lo he traducido por sus connotaciones como tal término en inglés. Especialmente interesante para el discurso traído aquí, de acumulación de contenidos –y contenedores- es el repaso, breve pero intenso en casos y lugares, que se hace a la evolución del *greenway*: págs. 26 a 38. Dentro de un texto que tiene un carácter mucho más de manual que teórico o histórico, no faltan de un modo u otro las principales referencias que aquí se han subrayado.

TERM	OBJECTIVE OR CONDITION	EXAMPLES
Biological corridor (bicorridor)	Protect wildlife movement and accomplish other aspects of nature conservation	Mesoamerican Biological Corridor through Central America; Chichinautzin Biological Corridor, State of Morelos, Mexico
Bioswale	Filter pollutants from storm runoff (usually at the scale of a site)	Numerous examples in various localities. See, for instance, the bioswales that are part of the City of Seattle Public Utilities' Street Edge Alternative (SEA) project in northwest Seattle
Conservation corridor	Conserve biological resources, protect water quality, and/or mitigate the impacts of flooding	Southeast Wisconsin environmental corridors
Desokota	Blend rural and urban areas in a dense web of transactions, tying large urban cores to their surrounding regions in the same landscape. (From the Indonesian words "desa," for village, and "kota," for town. Also known as McGee-Ginsburg model)	Indonesia and China
Dispersal corridor	Facilitate migration and other movement of wildlife. Can also be a road corridor that unintentionally facilitates movement of weeds	Owl dispersal corridor in the Juncrook area of the Mt. Hood National Forest in Oregon; Marine dispersal corridors for blue crab in the Chesapeake Bay
Ecological corridors (eco-corridors)	Facilitate movement of animals, plants, or other ecological processes	North Andean Patagonian Regional Eco-Corridor Project
Ecological networks	Facilitate movement or other ecological processes	Pan-European Ecological Network for Central and Eastern Europe
Environmental corridor	Conserve environmental quality	Southeastern Wisconsin environmental corridors
Greenbelts	Protect natural or agricultural lands to restrict or direct metropolitan growth	City of Boulder, Colorado, greenbelt; London, England, greenbelt
Green extensions	Put residents in contact with nature in their day-to-day lives through a system of residential public greenspace, shaded sidewalks, and riparian strips	Nanjing, China
Green frame	Provide a network of greenspace for a metropolis or larger area	San Mateo County, California, Shared Vision 2010 for the county's future development green frame; Addis Ababa, Ethiopia, green frame
Green heart	Protect a large area of greenspace that is surrounded by development. Originally referred to a specific area in the Netherlands, but now more widely used.	The agricultural open space surrounded by the Randstad, Holland's urban ring, consisting of the cities of Amsterdam, The Hague, Rotterdam, and Utrecht.
Green infrastructure	Protect greenspace for multiple objectives on equal grounds with gray infrastructure (i.e., roads, utility lines, etc.)	Maryland Greenprint Program; Chatfield Basin Conservation network-Denver, Colorado, metropolitan area
Green fingers	Purify stormwater through bioswales	Buffalo Bayou and Beyond for the 21st Century Plan, Houston, Texas, area

TERM	OBJECTIVE OR CONDITION	EXAMPLES
Green links	Connect separated greenspace	Green Links initiative to connect isolated patches of habitat throughout the lower mainland of British Columbia
Greenspace or green space	Protect lands from development	Countless systems (usually called "open space") across North America
Green structure or greenstructure	Connect separated areas of greenspace and provide a structure around which development occur. Term is commonly used in Europe	Greater Copenhagen Green Structure Plan
Green veins	Help protect biodiversity in agricultural landscapes through networks of small, mostly linear landscape elements	Term has been used by scientists in the Netherlands, France, and other European countries
Green wedges	Keep developed areas apart while bringing greenspace closer to the heart of a settlement. Almost the reverse of the greenbelt concept	Melbourne, Australia; 1971 General plan for Moscow, Russia
Landscape linkages	Connect large ecosystems across broad linear bands, including undisturbed rivers	Pima County, Arizona, Critical Landscape Linkages
Natural backbone	Facilitate ecological processes	Central and Eastern Europe
Nature frames	Provide recreation, protect water quality, serve urban design, and mitigate for environmental impacts	Lithuanian's Nature Frame
Open space	Protect lands from development	Countless systems in cities and counties across North America
Recreational corridors	Provide recreation	Hillsborough County, Florida, Greenway System; Alberta Recreational Corridors
River or other linear parks	Protect or at least follow river or other corridors, sometimes with scenic drives and trails	Rock Creek Park, Washington, D.C.
Scenic corridors	Protect scenery	Scottsdale, Arizona, Scenic Corridors; Clayoquot Sound, British Columbia, Scenic Corridors
Trail corridors	Provide recreation	Appalachian Trail, eastern United States
Utilitarian corridors	Serve utilitarian functions, such as routes for canals or power lines, but also may protect nature and provide recreation	Metro Phoenix, Arizona, Grand Canal
Vegetative or riparian buffers	Buffer a stream or body of water and protect water quality by planting or maintaining a riparian strip	Numerous examples in various localities, especially in agricultural landscapes in the Midwestern United States and Canada
Wildlife corridors	Protect wildlife movement between areas of habitat	Yellowstone to Yukon Conservation Initiative (Canada and U.S.); Mountains to Mangroves South East Queensland Wildlife Corridor (Brisbane, Queensland, Australia)

Fig. 3.1. «Greenway and greenwaylike designations». Las *greenways* varían ampliamente en función, situación y nombre. Lo que todas tienen en común es que fundamentalmente son terrenos o redes de terrenos lineales nombrados o reconocidos por sus cualidades especiales.

Fuente: Hellmund & Smith, 2006.

Lo que pretendo poner de manifiesto es que las relaciones que se pueden establecer, físicas e históricas, son enormes. Que, aún así, con lo mucho explotado, el *greenway* es un diamante en bruto para el planificador, un filón del que tirar y al que incorporar beneficios –casi como a lo “eco-“, una de sus herramientas-. Ya ha habido en la historia flagrantes derivas –aunque entonces los principios que guiaban su demanda no estaban tan claros-, y la auto-complacencia puede generar otras nuevas, pero si no nos salimos del rigor científico, en la compatibilidad, para con el corredor verde, de movilidad blanda y disfrute de lo natural –dentro o fuera del cauce-, y a su vez de la compatibilidad de ésta y otras estructuras urbano-territoriales con la labor del corredor ecológico, ambos componentes pueden ser lo que defendíamos más arriba, piezas básicas para la sostenibilidad del territorio, y en definitiva de su planificación, el esqueleto de lo vivo.

La ciudad americana, la ciudad europea, la ciudad, a todas las podemos despojar por un instante de las connotaciones de que las ha cargado el tiempo geológico e histórico y evidenciar utilidades e incluso algunas reglas a establecer entre corredores verdes y planificación espacial. Lo principal será considerar para el encaje las estructuras espaciales y funcionales, las compatibles y las de mayor capacidad para realzar el papel de aquéllos: tipo de trama, viario, jerarquía y tipo; usos, zonificados o mixtos, en centros o en barrios; espacios libres públicos conectados.

También puede haber en estos corredores, una labor educativa y valorizadora vital, también en la defensa de una planificación deudora de los principios de McHarg, de desarrollo sostenible. Venga de donde venga la particular aplicación, definiendo que casi cualquier “sistema de parques”, compuesto por una red articulada de parques y corredores verdes tal y como han sido definidos antes, puede visibilizar el paisaje, la capacidad de la sociedad para apreciarlo (Jiménez, 2009; 2010).

### 3.3. Algunos ejemplos históricos: evolución positiva

El discurso tan genérico y tan dependiente del pasado que hemos ido abriendo en los apartados anteriores hace inevitable llegar aquí, esto es, mirar a la historia para encontrar ejemplos de corredores verdes y planificación espacial asociada desde el mismo origen de ésta<sup>14</sup>. Otra cuestión es determinar el alcance y la efectividad de esta relación, corredor verde-planificación. En qué medida el planeamiento, digamos en genérico, ligado al verde de cada momento histórico ha tenido como un objetivo principal cumplir con las funciones e identidades básicas que hemos atribuido a estos dos tipos de corredores verdes. A pesar de ello, de una planificación general con mayor o menor capacidad para contribuir a la relevancia de unos y otros corredores, la evolución de algunos casos nos demuestra la prevalencia de estas estructuras espaciales sobre los propios planes, los momentos y las teorías, muchas veces adversas, que los han sustentado.

Ya nos ha servido el anterior epígrafe para advertir la continuidad superpuesta al discurso dominante en planeamiento en cada período histórico, por lo que ahora sólo queda afianzarla en unos pocos nombres propios, desde la segunda mitad del siglo XIX, cuando el parque tanto dentro, como fuera de la ciudad se consolida como pieza pública de naturaleza a la que llegar.

---

14 La planificación espacial no puede dejar de mirar a la historia del territorio y a su propia historia en él para certificar valores con el poco rigor que es posible en una disciplina eminentemente práctica que sólo puede aprender de sus actos, que ya son “pasado”.

### 3.3.1. Ejemplos norteamericanos clásicos

En Norteamérica, desde esa relación “preferente” naturaleza-individuo, con un territorio más vasto y más salvaje para disfrutar y ocupar que el de la vieja Europa, se consolidarán tramas espaciales para dicha relación tanto en la escala urbana y para el desarrollo urbano: *Emerald Necklace*; *Minneapolis Grand Round* y más allá; *Denver Platte River...*; como en escalas regional y supra-regional: *Appalachian Trail*, *East Greenway* (de Maryland a Florida por la costa Este).

Ya introducíamos a Olmsted –padre-, un personaje que en 1870 ya decía que “es un error común considerar un parque como algo producido al completo en sí mismo, como un cuadro que se va a pintar sobre un lienzo. [Que] éste debería ser más bien planificado como el de un fresco, con consideración constante hacia los objetos exteriores, algunos de ellos a bastante distancia e incluso existentes todavía sólo en la imaginación del pintor que proyecta”; y que titulaba la conferencia de donde están sacadas estas palabras «Parques Públicos y la ampliación de ciudades». Dictaba dicho discurso ante un foro de hombres ilustres bostonianos que le había pedido consejo para instalar su propio *Central Park* y él, primer arquitecto del paisaje –que dudó primero si titular la disciplina *wildlife art-*, les hace ver que su territorio tiene más vocación, en medio del proceso de crecimiento desorbitado que está sufriendo, para consolidar una cadena de piezas mayoritariamente menores, pero sobre todo una cadena. Aunque también la trasladará a otros territorios, el sistema de parques o *Emerald Necklace* de Boston es el ejemplo más consolidado de esta visión sistémica, del que pocos dudarán a día de hoy que los enlaces de ese collar de esmeraldas son auténticos corredores verdes-ecológicos, construidos muchos de ellos para restaurar procesos naturales alterados y peligrosos para la propia supervivencia urbana. El río Muddy (arroyo fangoso, como su nombre indica) es el cauce motor de buena parte de la operación sistémica, incluido el control de su desembocadura al río Charles (Zaitzevsky, 1992; Newton, 1971; Spirn, 1984; Olmsted, 1979).

Casi a la par que Olmsted en Boston, H. W. Cleveland –aprendiz en Nueva Inglaterra, pero definitivamente instalado en el Medio Oeste Americano, primero supervisando trabajos de Olmsted en Chicago- propone un ambicioso plan dual para «The Aesthetic Development of the United Cities of St. Paul and Minneapolis». Y llega a desarrollar explícitamente uno no menos imponente para la parte de Minneapolis<sup>15</sup>: los *Grand Rounds*, como se titula al circuito, hoy está catalogado de *National Scenic Byway*. De nuevo es un plan extensivo, para la ciudad que en buena parte estaba aún por desarrollarse incorporando a ese tejido –que poco a poco se consolidará mayoritariamente como residencial- una rica paleta de lagos, cascadas y cursos de agua, y de vegetación autóctona dispuesta eficientemente en torno a unos generosos *parkways*. Así, el sistema se constituirá una “inmediata indicación para el desarrollo de la ciudad” (Ciucci & Dal Co, 1975, p. 180)<sup>16</sup>, formada por más de 2600 ha de parque, aproximadamente un cuarto de ellas agua, y más de 80 Km de *parkways* (Tate, 2001). El proyecto se dará por completado definitivamente en los años 1930, bajo sucesivas supervisiones, y aunque de entonces a hoy ha habido algunas pérdidas (algunas para autovías)

15 El proceso temporal es más o menos el que sigue: primero, desde 1872, urge a las dos ciudades a tomar medidas, con una propuesta específica para Minneapolis en 1883, otra para St. Paul de 1885 «Public Parks, Radial Avenues, and Boulevards: Outline of a Park System for the City of St. Paul», y la propuesta conjunta, mostrada en distintos panfletos en 1887 y 1888.

16 El sistema es, en efecto, como afirmará explícitamente Cleveland en 1885, en su propuesta para la vecina ciudad de St. Paul, el eje sobre el cual programar el desarrollo territorial de una continuidad urbana que unifica dos ciudades.

también ha habido adquisiciones (sobre todo en clave de parques de barrio y de “calles conectoras entre barrios de paso”) y su gestión específica ha sido constante. Tanto una cadena como otra son hoy patrimonio histórico nacional pero también germen y soporte vivo de sistemas de parques y corredores verdes tanto hacia afuera (19) como hacia dentro de ellos mismos (más tarde) y por tanto de las ciudades a las que en su más tierna juventud ya metieron en cintura.

Aunque ya lo anunciaban fragmentos de los dos planes citados, desde el cambio de siglo fue un hecho consentido la deriva de la *parkway* respecto de lo que pudo tener en origen de “corredor verde” de facto, esto es: de hipotéticos elementos objeto de *beautification*, al servicio de un paisaje, un sistema y un futuro “sostenible”, o a intereses –muy- particulares; de “corredores escénicos” a corredores para el automóvil. Aún así, la integración de las piezas en un plan/proyecto comprendido y diseñado como sistema de parques a futuro dejó por toda Norteamérica restos reintegrables a un proceso en cierto modo inverso.

Kansas City o Seattle, en territorios bastante diferentes, apuestan en el cambio de siglo por un embellecimiento urbano y de desarrollo de lo urbano en clave de sistema de parques, teniendo la osadía de encargar planificarlos y materializarlos a profesionales ya de referencia en la corta vida del paisajismo profesional. Denver también tuvo su sistema, aunque en este caso el interés particular del principal poder político fue manifiesto. Podríamos decir que si en las dos anteriores se pueden asociar los planes sistémicos respectivamente al paisajista Kessler y a los hermanos Olmsted (hijos), en este último el verdadero artífice sería el mayor Speer, quien manejó a favor de sus intereses políticos y económicos a lo largo de varias décadas el planeamiento, con uno de los motores puesto en el sistema de parques. No fueron excepción.

Este equilibrio o desequilibrio de intereses y fuerzas se repitió en bastantes ciudades norteamericanas que en esos momentos sufrían un proceso de crecimiento físico y demográfico extraordinario, en la mayor parte de los casos privilegiando por encima de todo intereses particulares. Sin embargo, con más o menos residuos por medio, es curioso observar cómo en los lugares donde el sistema de parques y vías-parque cuajó, como es el caso de las tres ciudades citadas, se ha desarrollado una sólida tradición de planificación del sistema –en claves de conservación, de mejora y de desarrollo y extensión del mismo-, e incluso diría de planificación general progresivamente mejorada, o al menos autocrítica y responsable, apoyada en el sistema<sup>17</sup>.

G. Kessler trabajaba en el sistema de parques de Kansas City de forma continuada durante casi treinta años (años 1890-1920), proyecto que causaría asombro y admiración en todo el país<sup>18</sup>. Mientras, del centro geográfico del país al extremo noroeste, hasta Seattle se desplazarán (desde 1903) los Olmsted –hijos- de forma intermitente para dar continuidad a un sistema que se resistía a prosperar: “Seattle estaba tan ocupada en convertirse en ciudad –y tan rodeada de *wilderness*- que el *park concept* fue lento en crecer” (Sherwood, 1979<sup>19</sup>). En cualquier caso, el

17 Para un desarrollo amplio de la consecución de los sistemas del período CBM en estas tres ciudades ver Wilson, W.H. (1989). También Imbert D., artículos en Leclerc & Tarragó (1997) y en Treib (2002b).

18 Ver Dal Co (1975) y Mobley & Harris (1992) en su texto «A city within a park», conmemorando el centenario del arranque del sistema. La gran cantidad de documentación disponible en la web [www.georgekessler.org/](http://www.georgekessler.org/), entre ella los sucesivos informes que hizo Kessler en su prolongado trabajo en la ciudad; «Boulevard & parkway Standards of Kansas City» (2010), disponible en: [www.kcmo.org/idc/groups/parksandrec/documents/adacct/blvd\\_pkwy\\_stand.pdf](http://www.kcmo.org/idc/groups/parksandrec/documents/adacct/blvd_pkwy_stand.pdf).

19 Disponible en [www.ci.seattle.wa.us/seattle/leg/clerk/sherwd/sherwd.htm#history](http://www.ci.seattle.wa.us/seattle/leg/clerk/sherwd/sherwd.htm#history) junto con mucha más información del que fuera ingeniero de parques de la ciudad entre 1955 y 1977, el mayor

diseño de unas y otras vías-parque prácticamente nacirá pensado para el paseo de coches. Pero tanto en un entorno como en otro serán los sistemas de parques los que consiguen visibilizar naturaleza, incluida la forma, de unos territorios a los que la retícula urbana a priori homogeneizaba en una ocupación progresiva e ilimitada. Esos paseos –motorizados o no- muestran la variedad y riqueza paisajística, descubierta y acondicionada, o trazada y proyectada: del “Paseo” procesional de Kansas al *Lake Washington Boulevard* de Seattle. En Denver se añadirá a la ruta –eminentemente motorizada- un sistema de parques de montaña (Olmsted Jr. también contribuirá a él, 1914), conectado al menos visualmente con el sistema de parques urbano en el *inspiration point*. El denverita tenía a mano el aparente *wilderness*: “¿por qué inquietarse por la sequía, la niebla tóxica, el *sprawl* y otros problemas, cuando es posible escaparse a las montañas el fin de semana?” (Noel).

No obstante, con el paso del tiempo la generosidad en las secciones de los diseños parece estar haciendo relativamente sencillo en cualquier caso –al menos en los tres citados- incorporar en buena parte de estas rutas los componentes de un sistema de *greenways*. La excepcional elección de algunas de las ubicaciones y trayectos completa una capacidad intrínseca para considerarlos auténticos corredores verdes. Puede resultar revelador en Kansas City que ya para Kessler estaban en equilibrio, su insistencia “ingenieril” en calzadas, que la “paisajística” en la producción de arbolado y viveros para sustituirlos en esas vías que debían singularizarse, y en los “lugares” naturales “espléndidos para el deporte”. Hasta 1944 se usa el esquema de vías-parque y bulevares iniciado por Kessler con las sucesivas ramificaciones como armazón base del plan global de la ciudad, y aunque después parece haber un parón en esa “integración” –más o menos desvirtuada-, desde los años 1990 parece retomarse de forma renovada, apareciendo ya expresamente en el FOCUS Plan (acrónimo de *Forging Our Comprehensive Urban Strategy*), desde 1992 a 25 años, un sistema de parques que incorpora *greenways* y corredores naturales<sup>20</sup>.

En Seattle, aunque posiblemente tenga mucho de marketing, difunde a día de hoy la web del Departamento de Parques municipal en el amplio espacio que dedica a los Olmsted, que “el sistema de parques de Seattle [el de los Olmsted] es un recurso público que hace de ésta una de las ciudades más ‘vivibles’ de la nación”. En realidad la ciudad para los años 20 tenía un sistema mucho menos consolidado que por ejemplo Kansas City, proceso que se ralentiza aún más en las décadas centrales del siglo XX, sin embargo su labor continuada, si con distintos grados de intensidad y acierto, llega a hoy con algunas de las apuestas más ambiciosas del país. Tal es la *Open Space 2025-2100*: de las cuatro capas básicas en que se organiza y atiende, *Community Spaces, Habitat, Urban Centers, Green Transport, Water Interventions*, es la segunda, hábitat, la que más directamente se relacionaría con un “sistema-de-parques”, aunque han entendido claramente sus defensores que sin tener en cuenta las otras cuatro no hay posibilidad de éxito. La

---

recopilador local de la historia del sistema.

<sup>20</sup> De entre los doce *Building blocks* o estrategias básicas que guían la implementación del Plan “para hacer de KC un modelo de *New American City*” una es la de los *Connecting Corridors*: “Las ciudades tienen corredores y senderos diversos que conectan gente, barrios y centros de actividad. También tienen corredores naturales con arroyos y áreas forestadas que proporcionan plácidos caminos o lugares para el recreo al aire libre. Esta estrategia busca acentuar los diferentes corredores de KC para hacer a la ciudad más vivible y dar forma a su futuro desarrollo. Este *Building block* identifica los distintos tipos de corredores. Incluyen Grandes Calles Peatonales, *Boulevards* y *Parkways*, Corredores de Transporte, Corredores Naturales, Corredores Históricos y Culturales, y Corredores Interestatales y de Autopistas”. En la web siguiente y enlaces asociados (última consulta, octubre 2012): [www.kcmo.org/CKCMO/Depts/CityPlanningandDevelopment/AdoptedPlans/FOCUS/index.htm](http://www.kcmo.org/CKCMO/Depts/CityPlanningandDevelopment/AdoptedPlans/FOCUS/index.htm) Y para profundizar en el desarrollo de otros planes actuales de escala territorial ver también [www.marc.org/metrogreen/](http://www.marc.org/metrogreen/).

fe tanto en la “biofilia” generalizada como en el proceso de fortalecimiento de los enlaces verdes es manifiesta –fig. 3.2, entre el plan a 2025 y a 2100<sup>21</sup>.

En Denver, en 1976 por fin se inauguraban la *Platte River Greenway* y el *Confluence Park*, intersección de aquella con la que contiene al otro curso de agua de la ciudad, *Cherry creek*, antiguo *Boulevard Speer*. Un nuevo arranque en “confluencia”: el proyecto del *South Platte*, que ha conseguido transformar el degradado río en un recurso de ocio urbano a la vez que para el control de las inundaciones, comenzaba en 1965 a raíz de “otra” gran inundación, que se convertía en el peor desastre de la historia de la ciudad (el que es el verdadero río de la ciudad no había logrado antes el estatus que el *creek* del Meyer Bd.). De aquí saldrán primero un ente de control, después una vía verde: se crea el *Denver Urban Storm Drainage and Flood Control District* en 1969, pero el resultado –ya sea la causa el miedo o el mejoramiento de la ciudad- no puede ser fruto de una agencia local –¡o personal!- aislada. Si la iniciativa de crear una vía verde vinculada parte del gobierno municipal, el progreso más significativo se hará gracias a las cuasi-públicas organizaciones que se crearán después, el *Platte River Development Committee* y la *Greenway Foundation* (1974). En cualquier caso esta vía verde se convirtió en un ejemplo moderno pionero en sumar esfuerzos y servirse mutuamente naturaleza y sociedad<sup>22</sup>.

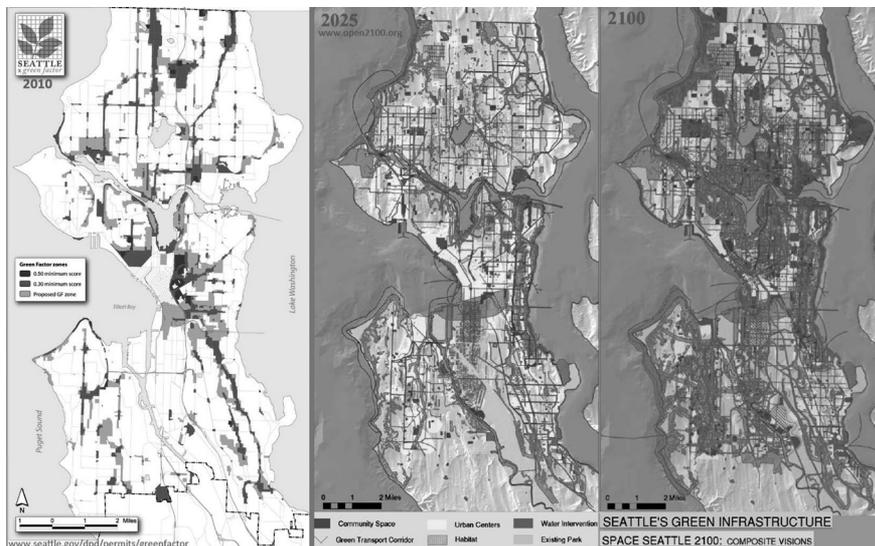


Fig. 3.2. Proyectos «Green Factor», «City of Seattle», «Department of Planning and Development» y «Open Space 2025-2100». Urban Land Institute, University of Washington & City of Seattle.

Fuentes: [www.seattle.gov/dpd/permits/greenfactor](http://www.seattle.gov/dpd/permits/greenfactor) y [www.open2100.org](http://www.open2100.org).

21 Para un desarrollo más amplio ver [www.seattle.gov/PARKS](http://www.seattle.gov/PARKS), especialmente la abundante información histórica de la evolución del sistema compilada en la extensión */history/*. Sobre el planeamiento “en verde” actual, a mayores ver [www.open2100.org/](http://www.open2100.org/), así como la información del proyecto «Seattle Green Factor» ([www.seattle.gov/dpd/permits/greenfactor](http://www.seattle.gov/dpd/permits/greenfactor)), al que en 2010 se le otorga el importante premio honorífico nacional de la Asociación de Paisajistas Americanos (ASLA), [www.asla.org/2010awards/519.html](http://www.asla.org/2010awards/519.html).

22 Para un desarrollo más amplio ver [www.denvergov.org](http://www.denvergov.org), especialmente en la extensión de Parques y sobre todo la compilación histórica que hace Noel en <http://208.42.235.74/aboutdenver/aboutdenver.asp> y en Spirm.

Otras grandes ciudades como Baltimore, Washington, Chicago, Madison, San Diego, la propia Los Ángeles del automóvil, también nos permitirían rastrear estos cordones umbilicales que desde finales del siglo XIX se establecieron entre unos cuantos profesionales, fe en el paisaje estructurador de lo urbano, y el futuro. Asimismo hay de este período enmarcado en el *City Beautiful Movement* (1892-1929), en ciudades de tamaño más reducido, esfuerzos y ejemplos escondidos valiosos y ajustados que se deberían rescatar del olvido. Es el caso de los del planificador John Nolen intentando organizar pequeñas comunidades en torno a elementos naturales a través de *inner park systems* y *outer park systems* (New London, Walpole, Little Rock...). En éstas la desviación —o la evolución natural— a la *parkway* motorizada de las grandes urbes posiblemente fue menor. Al tiempo, si indagamos un poco en algunos de sus instrumentos de planeamiento contemporáneos, es curioso observar cómo la presencia de la *greenway* al campo aparece sistemáticamente: como el circuito de senderismo a lo largo de las más de 20 millas del *Capital Area Greenbelt*, Harrisburg, que no deja de ser la consolidación de una estructura ya ideada y configurada en los años 1910; o el conjunto formado por *earth, extreme, edge, cultural, equestrian trails* rodeando Little Rock —el espíritu de Nolen pasado por el análisis mchargtiano<sup>23</sup>.

Al menos en lo que respecta a caminos blandos y una estructura urbana-expandida apoyada en el verde hay en esos ejemplos un arraigado vivero de semillas para lo que devendrá, avanzando el siglo, en las nuevas comunidades jardín. Incluso se pudo producir en éstas una obsesión por la vía verde como nueva coraza autónoma para defenderse del automóvil: en Radburn (desde 1928) ya los mismos autores (Mumford en las bases teóricas, Stein y Wright en las adecuaciones espaciales) ponen como referencia directa de la “famosa” separación de recorridos, al *Central Park* de Olmsted, otros verán clara la relación de la propuesta con el proyecto de «Riverside» (suburbio residencial del mismo autor a las afueras de Chicago, enganchado a ella por una *parkway* ondulante, 1868) y como “principal elemento de ambas comunidades (...) el espacio libre central—los parques lineales” (Walker&Simo, 1994, p. 33<sup>24</sup>). Poco después, en la primera villa de cinturón verde del *New Deal* rooseveltiano, la *Greenbelt town*, de Maryland (a 21 Km del centro de Washington, desde 1935), la ordenación en forma de *crescent* “rodado” se ancla, desde un corazón cívico, mitad parque central mitad *community center*, en un extenso entorno natural que sirve para el recreo y el contacto con el exterior, antes incluso que para la agricultura, aunque también<sup>25</sup>. Partiendo de él, C. Stein imagina un anillo verde completo viable para la villa y habla de que grupos de pequeños exploran el entorno sin restricciones, “como pioneros o Indios en su propia selva” (Stein, 1966). En realidad, tomadas con perspectiva hay una relación casi directa y una continuidad en herramientas para con los “caminos verdes” entre estas nuevas comunidades “modernas” y el proyecto de sistemas de parques empezados a introducir un poco antes por personajes como Nolen en las pequeñas ciudades.

23 Ver por ejemplo los informes de Nolen para distintos planes sistémicos (Nolen, 1911, 1913, 1914?). Y para los planes actuales citados: por ejemplo el «Parks and Recreation Master Plan» de Little Rock, presentado en 2001 (firman antiguos socios de McHarg: Wallace, Roberts & Todd), en <http://littlerock.org/ParksRecreation> (última consulta, septiembre 2012).

24 Traducción propia. La cita dice: “central open space—the linear parks”. Este artículo no está buscando la continuidad de esos espacios y por tanto quizá no presta especial cuidado al modo de nombrarlos ¿uno único, la intensidad puesta en un open-space corazón de cada supermanzana que se repetiría en toda la ordenación, o la red física que crearían enlazados por los senderos? Quizá sea lo de menos aclarar esta disyuntiva para dejar claro que, encadenados o no, organizaron las unidades y convocaron a sus habitantes.

25 Estas comunidades de cinturón verde no dejan de tener como “padre espiritual” al Howard de la ciudad jardín, materializadas ya por entonces distintas variantes dentro y fuera de Inglaterra.

Surge también en este extenso y confuso periodo el *Appalachian Trail*, en el otro extremo de la escala de la vía verde pseudo-urbana y de su planeamiento vinculado, aunque en esencia no se apoya en una filosofía muy distinta de la que sustenta las comunidades del cinturón verde, el pensamiento regional. No en vano su ideador, Benton McKay era el “hombre de bosque” que integraba, junto a Mumford, Stein o Wright, el núcleo fuerte de la Regional Planning Association of America (RPAA). McKay apostaba por la senda de los Apalaches al tiempo que defendía la *Townless Highway* –que curiosamente primero aproxima a Boston– como “cinturón metropolitano de recreación”:

“Mucho antes de que los ingenieros viales realizaran la ruta 128, MacKaye señaló la necesidad de hacer una carretera para automotores que pasara rodeando el anillo de los suburbios que rodean a Boston, a fin de hacer que cada una de las partes de la zona metropolitana fuera accesible, y además proporcionar una ruta de tránsito rápido para el coche que sigue adelante. MacKaye, que no era un especialista miope, visualizó este circuito en todas sus dimensiones y desarrollos potenciales; concibió de acuerdo con ello un cinturón metropolitano de recreación con un camino para automóviles por el Norte, formando un arco en el flanco interior, y un camino por el Sur en el flanco exterior: los dos caminos separados por una amplia faja de parque utilizable, con senderos para peatones y bicicletas con fines de esparcimiento. Al reducir la concepción de Mackaye a la ruta 128, sin el cinturón verde y sin el control público de las áreas adyacentes a la carretera, los “expertos” redujeron el Bay Circuit de múltiples propósitos a una típicamente “exitosa” ruta para el tránsito ligero: tan exitosa en atraer a la industria y al comercio desde el centro de la ciudad, que ya ha dejado de desempeñar hasta sus propias limitadas funciones de transporte rápido” (Mumford, 1966, p. 312)<sup>26</sup>.

Ya antes de estas apuestas se reconocía a MacKaye como el Padre del *Appalachian Trail*, hoy popularmente conocido como una gran ruta de senderismo a lo largo de la cordillera de los Apalaches. De hecho cuando se introduce en el *Bay Circuit* bostoniano, tanteaba ideas sobre una senda natural que atravesara Massachusetts. En realidad lo que él tenía en mente era una especie de estrategia global que definía tan pronto como 1921 como “un proyecto para el desarrollo de las oportunidades para el recreo, la recuperación y el empleo, en la región del *Appalachian skyline*” (McKaye, 1928)<sup>27</sup>.

26 Parece que ya había una propuesta de mediados de los años 20 del Trustees of Public Reservation of Massachusetts creado gracias a Eliot (discípulo de Olmsted que planteaba poco después que él el primer sistema metropolitano de parques y reservas naturales), para una *beltway* de un centenar de millas de parques, y sendas de naturaleza rodeando Boston. Mackaye, que había trabajado en 1928 para el Comité Estatal en Necesidades y Usos de Espacios Libres incluso habría estado brevemente asociado a la misma. En 1937 habría conocido los esfuerzos por resucitarla, y la habría incorporado más elaborada a su *highway townless circunvalar*. Pero como proyecto oficial identificable el *Bay Circuit* quedaría en poco más que el de una década antes (Anderson, 2002).

27 Ver «A new Exploration: A Philosophy of Regional Planning» (Weimer, 1962) y «An Appalachian Trail: a project in regional planning» en «Journal of the American Institute of Architects» (octubre 1921), obtenido en [www.fred.net/kathy/at/mackaye.html](http://www.fred.net/kathy/at/mackaye.html) (última consulta, septiembre 2012). “Mackaye imaginó el A. T. como un camino salpicado de comunidades planificadas en tierra salvaje (*wilderness*) donde la gente podría ir para renovarse. La idea nunca ganó bastante fuerza, pero la noción de una ruta a pie de miles de millas por las montañas apasionó y encendió la imaginación de los montañeros y

En 1922 se formaba un comité en Washington para la puesta en marcha de tal empresa, y en 1925 el propio Mackaye organizaba la primera «Appalachian Trail Conference», ATC, que voluntarios, oficiales públicos y otros profesionales adeptos convierten en organización (y en «A.T. Conservancy» en 2005). Se comenzarían a ejecutar algunos senderos precisamente en Nueva York —el estado que más despunta al tiempo en *parkways* motorizadas—, pero al margen de éstos parece que durante unos años la idea no prosperaría lo suficiente. Se dice que Mackaye era mucho mejor para “inspirados pensamientos abstractos que para organizaciones prácticas” y se vio necesario que otros lideraran la operación ejecutiva real. A. Perkins de Conética y M. Avery de Washington tomarían las riendas a finales de los 1920, reclutaron voluntarios, establecieron clubes de montañeros de abajo a arriba de la costa, e incluida también la colaboración gubernamental, limpiaron de maleza las rutas marcadas. Así, en 1937 se completa su desarrollo como una ruta continua sobre la costa Este, del estado de Maine al de Georgia. Parece que hacia mediados de los treinta Mackaye perdió relación con el proyecto pues su interés estaba en el papel del Sendero en promover el *wilderness* frente al interés/ atractivo prioritario de Avery (a la cabeza de la ATC desde entonces hasta 1952) en el montañismo y la conexión de las partes del camino en sí mismo. Y es que no debía de ser para aquel “hombre de bosque” el ocio la utilidad o destino principal de su hallazgo-reflexión-propuesta, al menos no la única. En el fondo lo que él debía sentir como necesario para la sociedad en general era esa experiencia de lo “salvaje”, que en última instancia, si bien en una opción digamos “extrema”, podía llevar a un nuevo modo de integración comunidad-entorno. Pero es justo decir que aun con lo que dejó por el camino el A. T. de Mackaye, llega a hoy con la misma energía para el disfrute de la experiencia natural que con la que se creaba, y es un elemento de valor inestimable, estable en el territorio (sin duda el ocio provoca en la mayor parte de casos el acceso, pero genera algo de más importancia si cabe, conocimiento, valoración, preservación...) <sup>28</sup>. No obstante, es sabido que ésta no ha sido la cultura dominante norteamericana en el uso y abuso de espacio y territorio y de las vías para acercarse y deambular por él a lo largo del siglo XX.

En medio de la zonificación y un funcionalismo de facto, la circulación es el motor clave, que se lleva al paroxismo en personajes como Robert Moses, acumulador de cargos para el entorno de Nueva York, que van de la vía al parque constantemente. Será llamado incluso en otros estados para armar planes similares (el Hausmann americano moderno), pero incluso así algunas de las vías-parque que él mismo gestionó están siendo actualmente revertidas a parques-vía.

La *Bronx River parkway*, otra vez con un curso de agua por medio, es un caso ejemplar en este sentido, si bien ya en origen tenía una vocación paisajística y de disfrute del entorno innata, bastante anterior a los poderes de Moses. La propia firma Olmsted había intervenido en la planificación a principios del siglo XX de la que muchos consideraron la “primera avenida parque regional, concebida inicialmente como un medio de embellecer las hasta entonces desaliñadas y a veces sórdidas riberas del río Bronx: primordialmente, un hermoso parque en forma de franja” (Mumford, 1979, p. 794). Tal fue su éxito que pronto será incorporada a una trama más compleja, al sistema de parques y vías parques del condado de Westchester (al norte de NYC), que si bien coetáneo y por tanto ligado al CBM tenía sus propias especificidades, unas para mejor y otras para peor respecto a lo que

---

los hombres campestres de Maine a Georgia. Así, inspirándose en él se comenzaría la construcción de pistas forestales y se intentaría su conexión” ([www.appalachiantrail.org/about-the-trail/history](http://www.appalachiantrail.org/about-the-trail/history)).

<sup>28</sup> La web de la senda proporciona numerosa información sobre la evolución de la misma (última consulta, septiembre 2012).

aquí nos ocupa: la componente paisajística y la componente rodada se unieron casi desde el inicio del diseño por medio de un territorio amable al tiempo que más extenso que el que acogían los típicos sistemas CBM de desarrollo urbano. El plan de la Regional Planning Association, dirigido tardíamente por el británico Adams (1929), para el Gran Nueva York («Plan regional para Nueva York y entorno») no sólo incorporaría este sistema a su propuesta, sino que lo extendería a todo el territorio regional<sup>29</sup>. Forestier ya alababa un sistema para la gran ciudad en 1906, y en 1928 ya había un plan datado: «General Plan of the Park System for New York and its Environs» (fig. 3.3, 1928-2000). La ya asumida como red de parques y rutas paisajísticas eminentemente rodadas podríamos decir que se desequilibró a favor del peso de esta segunda parte, más aún con la entrada en juego de R. Moses (1888-1981)<sup>30</sup>, el hombre controvertido que engarzó “vías” y “parques” (a veces “abriendo brechas”) por Nueva York ininterrumpidamente durante casi medio siglo desde unas esferas u otras, de principios de los 20 a finales de los 60, la más duradera la de parques<sup>31</sup>. Pero como decía, el proceso en algunos casos ha empezado a cobrar una nueva vida. Veamos sólo una muestra.

Primero la del Bronx: aunque puede ser difícil percibir hoy en un callejero general su secuencia por debajo de las rotundas vías (de coches) y sus jerarquías, una foto aérea ya deja entrever su sutil fortaleza. “Renace (o nunca se fue definitivamente), protegido, el rumor de un río”. Como recita el folleto publicitario -2001- que reclama la acción ciudadana: “cada día, cientos de miles de *commuters* vuelan, pasan a toda velocidad, sobre una maravilla oculta del paisaje de Nueva York, un río que se desliza adelante pacíficamente, definiendo un lugar apartado para la naturaleza dentro de la siempre cambiante ciudad”. El río es, como al inicio, el centro de atención de nuevo pues debemos recordar que fue gracias a su regeneración sistémica en vía-parque, que no derivó irremediamente en cloaca. En 1991 la mayor parte del tramo de Westchester se incluyó en el listado del National Register of Historic Places, por supuesto englobando la franja de parque que acompaña a la vía. La designación a la vez que reconocía sus valores y significado histórico llama la atención sobre sus necesarias mejoras. Lo que en 1925 había sido “un sueño plenamente cumplido (...) rápidamente se transformó en pesadilla”. “Los lagos repletos de cieno, los ruidos y la agobiante polución, los puentes cubiertos de grafitis y las plantaciones ahogadas por las malas hierbas en la reserva”. Confirmada la necesidad se puso en marcha la acción: “este interés público azuzó el esfuerzo de una rehabilitación continua que comenzaban en 1992” (NYCRoads, 2012). Desde el primer lustro del 2000 se trabaja en la materialización física de la *Bronx River Greenway*, y desde entonces, de forma ininterrumpida y paralela se trabaja en planes de gestión y restauración ecológica de la misma. Pero ya desde mucho antes se estaba consolidando virtualmente esa capacidad para que allí tomara otra vez forma la ansiada relación naturaleza-individuo-¿sociedad?, que reivindicaba Thoreau. Una anécdota: desde 1975 se celebra de abril a octubre el *Bicycle Sunday*, cortándose al tráfico de coches un tramo de unas 7 millas en el que hoy día cada semana participan más de 3.000 personas.

No mucho después que iniciara el camino “de vuelta”, a la del Bronx le siguen otras iniciativas: “en 1993, la RPA recomienda que se construya un sendero

29 Ver por ejemplo Johnson, 1996, y <http://archives.westchestergov.com/> y [www.bronxriver.org/](http://www.bronxriver.org/).

30 Es necesario aclarar que en cuanto a rutas, ya que, a pesar de todos los detractores de la política y sobre todo de las artimañas para la misma de Moses, gracias a él se consiguieron los grandes parques de masas del contexto neoyorquino, del *Long Island Beach State Park* al *Flushing Meadow Corona Park* de Queens.

31 Ver Zapatka (1995), y sobre Moses en «Lotus» 56, 1987 y «Lotus» 89, 1996; Caro (1974) y Ballon & Jackson (2007): «Robert Moses and the Modern City».

peatonal y ciclista a lo largo de toda la longitud de la vía-parque (Merrit). El *Merrit Parkway Trail*, que se planifica que conecte con los senderos Norte-Sur a lo largo de la US 7 (otra ruta interestatal de primer rango) y los corredores del valle de Housatonic, pretendiendo convertirse en parte de la *East Coast Greenway*, que va de Maine hasta Florida”. Esto sucede con otras, más o menos urbanas, por ejemplo la *Hutchinson River Parkway* -otra de las pioneras de la red de Westchester, a oriente del *Bronx river*-, cuyo *greenway* se une al de la *Merrit* o la *Mosholu-Pelham Parkway*, “en origen diseñada y construida a finales de los años 30 por Moses, fue reconstruida a finales de los 70 como la *North Bronx Beltway*. Planes de futuro demandan que dicha vía-verde local sea integrada en la red *East Coast Greenway*”. Más planes de futuro demandan la inclusión tanto de la *Belt Parkway Bikeway* como de la *Rockaway Greenway* como estribaciones de la *East Coast Greenway*, etc. Ésta que intenta integrar a remedos de las anteriores constituye otra especie de *Appalachian trail*, pero recogiendo en un entorno más próximo áreas de mayor “urbanidad” y mucho más reciente como unidad, ya que los comienzos de su formalización como tal apenas se remontan a los años 1990. En cualquier caso, haya sido como haya sido su “evolución” o “derivación”, esto renueva las esperanzas en la capacidad “paisajística”: tanto de esta formulación global, aire renovado para atravesar el territorio a otros ritmos; como de buena parte de ellas en sí mismas y su verdadera imbricación, planificación y gestión dentro del “complejo urbano-natural-humano” en el que se quieren re-integrar<sup>32</sup>.

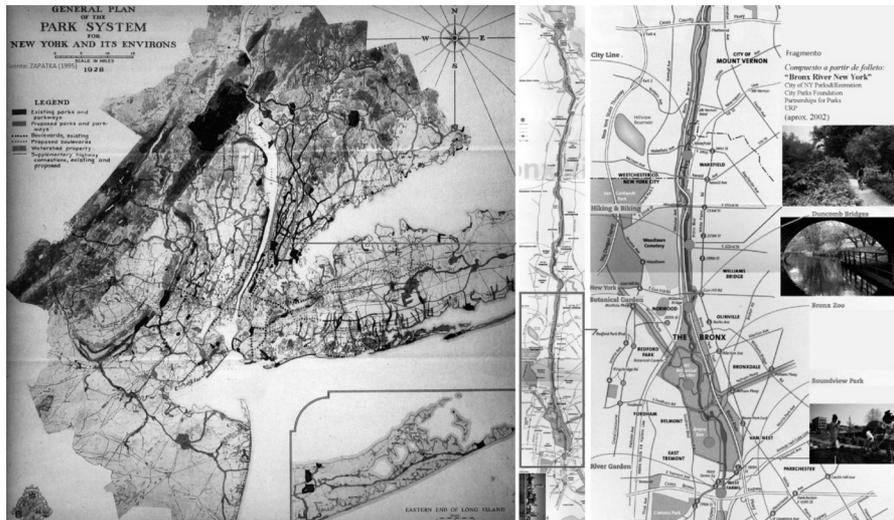


Fig. 3.3. «General Plan of the Park System for New York and its Environs» (1928), señalando la *Bronx River Parkway*, y detalle de ésta a partir de un folleto actual que divulga su regeneración.

Fuente: «General Plan of the Park System for New York and Its Environs», 1928. Folleto «Bronx River New York, City of NY Parks&Recreation, City Parks Foundation Partnerships for Parks», URP (2002).

Una recopilación de textos de Olmsted llevaba por título «Civilizing American Cities» (1971, subtítulo: «A selection of Frederick Law Olmsted’s Writings on City Landscape»). El contexto estaba relativamente acotado al entorno urbano y aquí

32 Abundante información de la evolución histórica de todas las vías pertenecientes al entorno neoyorquino en [www.nycroads.com/roads](http://www.nycroads.com/roads) y enlaces. Respecto a la *East Coast Greenway*: [www.greenway.org/history.aspx](http://www.greenway.org/history.aspx). Ver también el interesante artículo de Davis (2005), «The American Motor Parkway». El caso de la *Bronx River*, con documentos constantemente actualizados en [www.bronxriver.org/](http://www.bronxriver.org/) → “We’ve got Big Plans” (última consulta, septiembre 2012).

necesariamente se ha abierto más el angular, si bien en la medida en que, como reflexionábamos más arriba, el territorio urbanizado alcanza a casi todos los confines, podría hacerse una traslación a hoy, territorio y vías verdes en él, ¿civilizadoras? El vasto territorio americano por conquistar y su rápido desarrollo nos ofrece una amplia casuística de reflexión. La tensión entre naturaleza–individuo–sociedad que podría estar inaugurando Olmsted en los años 1850 sigue abierta y no hay una única dirección válida para fijar las relaciones correctas. Es obvio que ha habido momentos, como el de la *parkway* motorizada volando sobre el paisaje, en que se han estrechado los vínculos del primer par del trío en detrimento del y con el tercero. Hago esta puntualización del/con porque también el detrimento de la naturaleza en sí misma ha sido una consecuencia en muchos de los casos del “exceso” de relación con el individuo dominador. Pero también es demostrable que algunos de estos ejes, urbanos o suburbanos, han encauzado preocupaciones ambientales y de la comunidad. Por otra parte, y respecto al leitmotiv de esta exposición, es evidente que el desarrollo de la planificación espacial norteamericana es indisoluble de sistemas de parques, de vías-parques y también de *trails*. El ajuste de estos componentes a lo que hoy podemos identificar como corredores verdes no es directo, pero su singularización como tales no sería así sin la historia de aquéllos. Singularización que es también realidad material concreta de algunos, y ramificación a buena parte del resto.

### 3.3.2. Algunos otros ejemplos descendientes a lo largo del siglo XX para ciudades y territorios más amables

De forma consciente el origen de la vía-verde (genérica) al servicio de la planificación espacial moderna, y viceversa, es norteamericano, al menos si pensamos en su planificación o en su integración en un plan, pero su internacionalización es casi automática, y una vez hecha, cada lugar busca y encuentra sus propias raíces, sus propias trazas naturales e históricas en el territorio, no puede ser de otra manera. De Europa, con la Via Appia romana; o algo más conscientemente moderno como es lo que derivará de un modo u otro de la necesidad de los paseos en campos paisajeados ingleses; hasta Oceanía, donde por ejemplo Camberra nace (1912) buscando la convivencia de la ciudad-jardín y el sistema-de-parques del CBM norteamericano. Incluso algún que otro ejemplo en Oriente, aunque haya sido en parte impuesto desde parámetros occidentales, da fe -histórica- de que hay campo de acción. O también los latinoamericanos, que desde importaciones “forasteras” buscaron poco a poco discursos propios con los que hacer caminos en una naturaleza específica, desbordante, próxima.

En Inglaterra los primeros parques públicos que se reclaman en la primera mitad del XIX oficialmente no son sino *walks* –paseos públicos-, y aunque la equivalencia entre *walk* y parque es entonces directa, ya indica una tendencia de éste a escaparse de sí mismo, entendido como recinto (*hortus conclusus*, sea de meditación o de caza, el *deer park* aristocrático). Primero el paseo fue en el parque, obviando que antes incluso lo fue en el campo. En 1833 se creaba el Selected Committee on Public Walks, el movimiento de los *Public Walks* va de la mano. Nos recuerda Sica que éste es “totalmente peculiar del ambiente anglosajón, y en cuyo activo se cuentan importantes realizaciones y, sobre todo en los Estados Unidos –que beben de aquí– el nacimiento de estrategias urbanísticas precisas” (Sica, 1981, p. 80). De vuelta a la isla, en concreto al lugar específico de la primera metrópoli mundial, Londres, rápidamente encontramos intentos de espacializaciones precisos en términos de vías verdes periurbanas.

Son propuestas que van de un *park belt* de media milla de profundidad en torno a la ciudad a principios del siglo XX, hasta los 8 Km de media del *Green Belt* del «Plan para el Gran Londres» de P. Abercrombie (1944). Obviamente en este aro cabrían muchos corredores verdes, y de hecho también los contempla y planifica su ideador. En el ínterin de casi medio siglo personajes de indiscutible relevancia en la historia del planeamiento, como Sir Unwin, continuarán con la defensa de propuestas periféricas ante la difícil consecución del m<sup>2</sup> mínimo de superficie de parque por habitante en el corazón londinense, a lo que se suma el terror con que el inglés ve el alejamiento progresivo del campo -*country*- con el crecimiento imparable de la metrópoli. Todos estos ingredientes abocan a enlaces ciudad-campo del tipo que fuere: nos fijamos un poco más en los planes de Abercrombie, que fueron los que orquestaron lo que según muchos es la más verdadera materialización de la idea de ciudad-región, en el espíritu de Howard-Geddes (Hall, 1996, p. 173). Tenemos a las vías verdes inscritas de pleno derecho en la planificación general de la gran ciudad europea en el corazón del siglo XX.

En medio de la aparente debacle y estallido urbanos de zonificación, estándares y funciones del siglo XX, Abercrombie fue defensor afanoso en la memoria del «Plan del County» (1943) de la “coordinación de los espacios libres en un Sistema de Parques”. En continuidad estaban los intentos de vertebrar esos 8 Km de media de profundidad del *Green Belt del Great London* (plan de 1944) por una red de sendas, puntos panorámicos de contemplación. Todo ello enraizado en lo más profundo de la tradición paisajística anglosajona, de necesidad de contemplación del campo, y de necesidad del parque del pueblo. No hay lugar aquí para desgarnar la complejidad de la urdimbre en cuanto a espacios libres trazada entre ambos planos, sirvan de muestra algunos comentarios y planos/esquema de las dos escalas de trabajo.

Respecto al «Plan del County», se dice textualmente en la presentación (preliminares) del documento en relación al *Open Space*: “El *Park System*, proyectado para cubrir las necesidades locales mínimas de las comunidades londinenses, también aspira a coordinar un plan de espacios libres para el área en su totalidad, enlazando los parques existentes, particularmente los centrales, con cada uno de los otros y finalmente con el *Green Belt* y el campo abierto. Para este fin cualquiera de las cuñas de terreno libre que aún se encuentran penetrando en el área edificada deberían ser rigurosamente preservadas. Donde estos espacios libres radiales son lo suficientemente amplios no hay inconveniente –más bien grandes ventajas- en establecer *parkways* motorizadas a través de ellos, reservadas específicamente como drives de recreo”. Todo el capítulo 3º estará dedicado a *Open Space and Park System*, y en un plan que no deja de pertenecer a la modernidad se aclara que en el cómputo del estándar se excluyen los “espacios en torno y entre los edificios”, y se incluyen: grandes parques y *parkways*, si bien se especifica que de éstas, vías peatonales o rodadas con franjas verdes a lo largo, sólo se computan éstas últimas, el resto en el sistema viario.

Respecto al «Plan del Gran Londres», en los distintos planos que recogen las aspiraciones del mismo para gestionar el campo abierto, sobre la base de anillos que se intuye –acorde a las distintas densidades edilicias que se asignan en orden decreciente desde el centro-, se trabaja para dar forma a otra estructura distinta propiamente de espacio libre -que no de *open land*-, aunque la escala y la variedad de funciones de tanto espacio no permitan hablar de un “sistema de parques”, o al menos no de uno tan claramente “dibujado” como el del «Plan del County» (ver imagen de la *diagramatic proposal*, en la figura 3.4).

Entre los planos agrupados como *Open Space*, hay dos complementarios bastante clarificadores en esta apuesta del Gran Londres: el *Open Space System* y el *Footpath system* (10 y 14 de la serie respectivamente). Respecto al segundo, el que a priori más nos atañe aquí, necesariamente ha hecho falta -por parte de los autores del plan- un reconocimiento exhaustivo del territorio para llegar a esta maraña: una malla de senderos de dos jerarquías en que parece que los troncales son mayoritariamente radiales y los ramales radioconcéntricos, entreteje básicamente los dos anillos externos del Gran Londres; son relativamente pocos los que penetran hasta el *county*, aunque los hay. Se advierte de los tramos de rutas peatonales que usarán carreteras existentes. También se distinguen los caminos históricos; y los vinculados a canales y cursos de agua. Son estos últimos (*suggested stream-side reserves with public access*) los más llamativos (marcados como áreas de acción, flujos...), quizá los que más interés despertarán en el autor, en su valor, en su amenaza, desde el Támesis al más mínimo arroyo. Toda la trama está punteada a mayores por paradas de bus, tren, alberques juveniles y vistas panorámicas. Desconozco cuánto de lo aquí marcado pasó a la realidad, pero es independiente del valor que ya de por sí tiene su atención en el documento. Dice Abercrombie en los Preliminares del documento: “Desde el punto de vista del recreo, quizá la necesidad más importante es el enlace de los espacios libres y la adicción a las posesiones del *Green Belt* para así reunir lo necesario para juegos organizados para toda la comunidad. El aspecto escénico del espacio libre regional posiblemente ha ido por delante del de los campos de juego, pero aún queda mucho que adquirirse. Poco se ha hecho, hasta ahora, para tejer todo el conjunto en un sistema continuo por senderos peatonales, franjas de parque, caminos de ribera, de sirga y sendas verdes. Debería haber un sistema peatonal de comunicaciones tan eficiente como el motorizado, y cuanto menos se establezcan de forma contigua, mejor para ambos” (Abercrombie, 1944, p. 11).

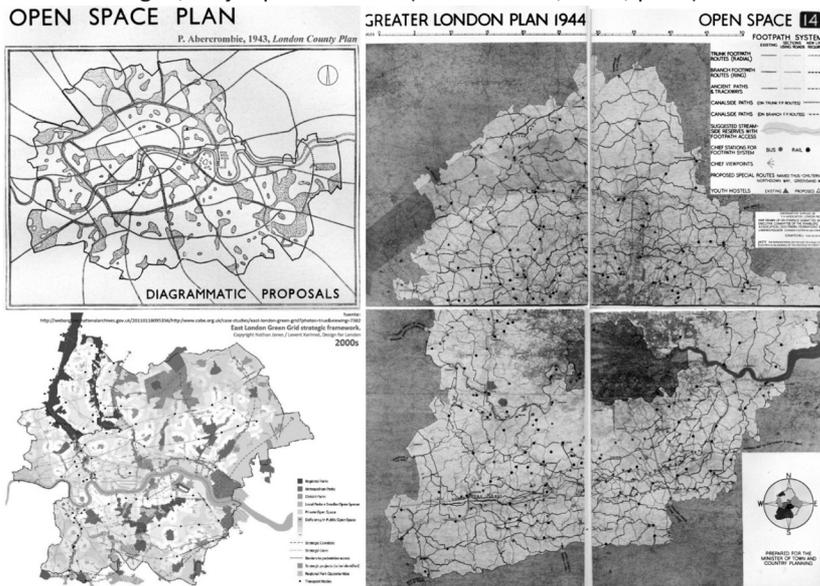


Fig. 3.4. Open Space Plan, de la serie Diagrammatic Proposals perteneciente al «London County Plan», 1943 y Footpath System de la serie Open Space perteneciente al «Greater London Plan», 1944 (Abercrombie). Imagen inferior izda.: «East London Green Grid Strategic Framework».

Fuentes: «London County Plan» 1943; «Greater London Plan», 1944 y «East London Green Grid Strategic Framework». Copyright Nathan Jones / Levent Kerimol, Design for London.

Restringiendo el angular ya sólo al *county* londinense, su planificación verde específica desde entonces hasta hoy lo que ha intentado ha sido aquilatar estructuras verdes cada vez más claras, y en ellas el elemento lineal vinculado a naturaleza y a movilidad blanda ha sido un componente vital. Se ha pasado de los sistemas que catalogaban jerárquicamente piezas verdes, a la *Green Strategy* a la *Green Infrastructure*. En los 1990, el London Planning Advisory Committee encargaba dos informes relativos a la planificación del verde, uno de los cuales (que versionado será la opción elegida para actuar) llevaba un título muy significativo: «Towards a Green Strategy for London: Strategic Open Space and Green Chains». Se habla aquí de *Green Strategy*, y de *Greenspace Web*, en cierta forma frente a la idea de “sistema de parques”, abriendo el abanico de posibilidades para conseguir unas “redes” más tupidas, aunque en algunos casos probablemente cediendo en la consistencia de cauces naturales de las mismas -se dice que de la *Green Strategy*, el término *green* se usa no tanto por la abundancia de la vegetación como en el sentido de ambientalmente grato<sup>33</sup>. Un poco después, la conocida Urban Task Force presidida por Sir R. Rogers y su informe de 1997, en relación al verde, abogaba por un camino muy similar para el renacimiento de la vida urbana de las ciudades británicas. Los planes que a partir de aquí se producen para Londres son dueños de todo ello. Se ha llegado a la conclusión de definir y diseñar explícitamente esas “redes” que contribuyan definitivamente a la cualidad “vivable” de la ciudad, una ciudad más densa. De entonces a hoy distintos ejemplos advierten que se ha seguido por ese camino, también reequilibrando el peso del verde en sus cauces, en clave de *Green Infrastructure* —y no sólo movilidad blanda<sup>34</sup>.

El caso londinense es paradigmático en Europa, pero a su manera los sistemas de planificación urbanos y territoriales imperantes en el siglo XX en el continente también han introducido en sus estructuras espaciales los corredores verdes, tanto en la teoría como en la práctica. El cuadro presentado antes del texto «Designing Greenways» da cuenta de algunas a mayores del *Green Belt* de Londres, como la estructura verde de Copenhague o el *Randstad* de los Países Bajos. Otras que allí no se citan como las de Estocolmo (biotopos y sociotopos en red al borde del agua en un territorio de islas), Fráncfort y Berlín serían casos prioritarios a desarrollar. Buena parte de las estructuras verdes, comprendidas como tales, de todas estas grandes ciudades anclan sus raíces en las décadas centrales del siglo.

Y al igual que sucedió en Norteamérica, también para la descentralización de algunas de esas grandes capitales europeas, incluido el Gran Londres, bastantes de las *new towns* o ciudades-satélite que se crearon tuvieron desde el origen de su diseño una estructura trufada de sendas peatonales y verdes<sup>35</sup>. Son casos

33 Refs. Turner, T. (1998) y la antigua web [www.londonlandscape.gre.ac.uk](http://www.londonlandscape.gre.ac.uk), la cual, desarrollada por miembros de la Universidad de Greenwich, proporciona una valoración crítica del pensamiento sobre el espacio verde en el siglo XX. Activa hasta hace poco recopilaba gran cantidad de información histórica del verde londinense. La mayor parte de sus contenidos parecen haber pasado a: [www.gardenvisit.com/landscape\\_architecture/london\\_landscape\\_architecture/landscape\\_planning\\_pos\\_public\\_open\\_space/](http://www.gardenvisit.com/landscape_architecture/london_landscape_architecture/landscape_planning_pos_public_open_space/) (último acceso septiembre 2012).

34 Uno de los planes de envergadura más recientes que vuelve a tratar pormenorizadamente su “querido” *country*, el plan de planes de la «Thames Gateway», acoge en su desarrollo desde los itinerarios del umbral de casa al estuario o el campo abierto, hasta el proyecto que la naturaleza cumple para sí misma —y por tanto para la supervivencia urbana— y sus cauces. Sobre todo en lo que se refiere a la *East London Green Grid*. Ver en [www.london.gov.uk/priorities/environment/greening-london/parks-green-spaces/green-grid](http://www.london.gov.uk/priorities/environment/greening-london/parks-green-spaces/green-grid) (última consulta, septiembre 2012).

35 A mayores del cinturón verde “pseudo-howardiano” tanteado también en muchas y convertido también en bastantes, al menos su espina dorsal, en una gran vía-verde. Se podría decir que en cierto modo “todo” el proceso de planificación y desarrollo de la ciudad-región empezaba en la primera ciudad-jardín de la corona londinense, reconvertida en *new-town*: Letchworth, que hoy cuenta con la *Garden City Greenway* recorriendo su propio *Green Belt*.

destacados el de la última *new-town* londinense, Milton Keynes (desde 1971), o Tapiola (junto a Helsinki, desde 1952). Con recursos, para con el verde que se estabilizan y se copian, o se reforman y transforman ajustándose a distintos contextos espaciales, como por ejemplo en las *villes nouvelles* de la corona parisina como Cergy-Pontoise (desde 1972), insertas a su vez en la trama territorial de corredores verdes y naturales de la región Ile de France.

También las V7 que Le Corbusier incorporaba en la jerarquizada estructura viaria de su plan para la nueva ciudad capital del Punjab, Chandigarh, en 1952, no son sino corredores verdes, de los que el principal, preexistente, el Valle del Ocio en torno a un arroyo estacional, podría alcanzar la categoría de corredor ecológico. El plan-proyecto que Le Corbusier diseña para Chandigarh es una reformulación funcionalista de otro que había preparado un equipo norteamericano basado en la *neighborhood unit* del American Regional Planning. La separación de tráficos pervive de uno al otro a este nivel, y es en el caso de la V7 corbuseriana donde parece tener una mayor vocación territorial, si bien no estaba solucionada la interferencia con las otras jerarquías viarias<sup>36</sup>.

Dicho sistema se intentaría trasplantar a Bogotá (siguiendo la dirección de las quebradas que descienden de los cerros) y a La Habana (alguna V7 trazada sobre el río Almendares), tal vez anécdotas en los marcados planes funcionalistas de Sert-Wiener (Le Corbusier). Más éxito ha tenido en la primera la reciente traslación -desde Curitiba- de otro sistema, el Transmilenio, de transporte público de autobuses, pero al que le han ido a la zaga en desarrollo un Plan Maestro de Espacio Público y una Estructura Ecológica principal como base del «Plan de Ordenación Territorial» (POT, 2000), apoyada en unos corredores ecológicos principales<sup>37</sup>. En cualquier caso la suma de la vocación natural de determinados espacios con la voluntad política de programar un mejor sistema de espacios libres públicos vinculado a una movilidad alternativa, permiten ajustar poco a poco formas y procesos.

En Curitiba la apuesta de renovación en la planificación urbana “sostenible”, desde finales de los años 1960, fue global, y si posiblemente el sistema más conocido sea el de transporte público, el Trinario de autobuses urbanos, organizando un *Transit Oriented Development* de facto, se tutea con un sistema de parques que conseguía en 2001 alcanzar un cómputo de 26 parques públicos -ratio de 50 m<sup>2</sup> por habitante- “dispuestos muchos de ellos como corredores ecológicos junto a los ríos”, el principal el Iguazú, con el programa Río Limpio. Podemos rastrear algunos lugares: “Cortada por más de mil ríos, riachuelos y arroyos, la Ciudad -manantial del Río Iguaçú- enfrentaba problemas de inundaciones, de ocupación desordenada de manantiales y de falta de equipamientos de ocio. Justificados como obra de saneamiento, para obtención de recursos federales, siguiendo el ejemplo histórico del Passeio Público, nacieron los primeros parques lineales de Curitiba, a partir de 1972 (algunos incipientes corredores verdes en los intersticios urbanos, como el del río Barigui, cuya apertura como tal parque del mismo nombre, se remonta justo a entonces, nada menos que 140 ha en torno a una parte del río). Hoy son 26 parques y bosques, que sumados a las plazas, jardines, plazoletas, garantizan

36 Referencias en Le Corbusier, 1964, ed. W. Boesinger, y en <http://chandigarh.nic.in/> especialmente los enlaces de /knowchd\_general.htm y de /green\_gcacp.htm (última consulta 30-09-2012).

37 Ver por ejemplo cómo la actual propuesta del Corredor Verde de la Carrera Séptima se encaja en la citada estructura ecológica del POT, documento de 2011, disponible en [www.movilidadbogota.gov.co/hiwebx\\_archivos/audio\\_y\\_video/verde%20septima.pdf](http://www.movilidadbogota.gov.co/hiwebx_archivos/audio_y_video/verde%20septima.pdf). Otras referencias a la base ecológica del POT y su progresiva consolidación: exposición de D. Wiesner en la Conferencia regional de la región occidental de la IFLA-Buenos Aires 2004, ([www.todoarquitectura.com/v2/noticias/one\\_news.asp?IDNews=2015](http://www.todoarquitectura.com/v2/noticias/one_news.asp?IDNews=2015)).

36 metros cuadrados de área verde pública por habitante”. No va a ser ésta de los corredores una traslación que se manifieste en el plano desde el principio con fuerza y rotundidad, pero se tuvo y se ha mantenido claro lo que se buscaba, función múltiple natural y urbana, controlando los otros movimientos de la ciudad —en las vías de comunicación, la industria, la residencia-, y por supuesto educación ambiental<sup>38</sup>.

Se ha hecho un paseo rápido y aparentemente errático pero que concita insistencias a un futuro cuasi común. Un paseo como aquel al que predispone una vía verde por el campo, aparentemente anárquico pero que, si bien trazado y marcado, reunirá a la naturaleza más sociable (por más propicia a la biodiversidad social y ambiental).

### 3.4. Ejemplos recientes

Decíamos, y ya se ha reflejado en las reversiones históricas, que el fin de los años 1960 marca un punto de inflexión en la consciencia sobre la planificación natural. Para cerrar el paseo me acerco mínimamente a un abanico de casos de distinta escala, formato de planeamiento, contexto territorial en que se producen y proximidad al nuestro, para constatar que corredor verde y corredor ecológico son integrantes de pleno derecho en la planificación espacial real actual.

#### 3.4.1. Consolidación y evolución de tradiciones arraigadas matizadas y arropadas por un planeamiento de “nueva generación”

Una especie de plan especial “allí” (Norteamérica): «Estudio para el (re)diseño del armazón urbano del Distrito Universitario de Minneapolis (2012)». El subtítulo de dicho documento es clarificador sobre su enfoque: «Greenways and Green Infrastructure as a Vital Design Strategy to Achieve Sustainable Communities». Se propone usar vías e infraestructuras verdes (*urban greenways*) como modelo para implementar estrategias de diseño regenerativo que desafían tanto a la aproximación arquitectónica de la ciudad como teatro de la gran arquitectura, como a la aproximación tradicional del planeamiento urbano, que utiliza el *master plan* como instrumento para optimizar el desarrollo. Se trata de un proyecto en ciernes (fase II), para un sector específico de la ciudad de Minneapolis, sobre y parte de un pasado consolidado que sigue estando abierto (recordemos los *Grand Rounds* de Cleveland). La historia, el método participativo en la toma de decisiones, el análisis pormenorizado de las condiciones y potencialidades del lugar en el momento actual (tal y como se recoge en la definición de *urban greenway* o en el título de uno de los apartados del documento «Searching for the Ecological and Cultural Landscape of the University District»<sup>39</sup>), la conexión a la red regional de

38 Abundante información y referencias en [www.ippuc.org.br/](http://www.ippuc.org.br/) en particular el documento, que se puede encontrar aquí (pestaña: *planos sectoriais*): «Plan Municipal de control ambiental y desarrollo sostenible» (2008).

39 University District Alliance, 2012: pp. 6-8. Se hacen eco de la definición de *urban greenways* de Hellmund & Smith (2006) que dice que son paisajes lineales “que funcionan en primer lugar como enlaces entre distintas escalas y tipos de paisajes proporcionando múltiples oportunidades para el recreo, la educación y recursos culturales. [Y que] por tanto es importante pensar en los corredores *greenway* como tipos de paisaje primordiales que deberían ser parte de una estrategia de planeamiento urbano y metropolitano global”. Y añaden que “se deben pensar las *greenways* urbanas no como corredores ecológicos, sino como corredores lineales que incorporan usos del suelo diversos (multi-propósito), para una gran variedad de actividades de ocio. Si bien las *greenways* también pueden enlazar o conectar con hábitats salvajes específicos, ellas no son consideradas en principio como “corredores salvajes”. En muchos casos, el suelo asociado con las *greenways* es el resultado de

*greenways (Regional Trail and Open Space Network)*, son auténticas “promesas” de un futuro creíble y viable.

Un plan general “aquí” (Europa): «Piano Regolatore de Roma». El último plan de la capital italiana, aprobado definitivamente en 2003, sí tiene unos corredores ecológicos claramente identificados, además de otras muchas acciones encaminadas a contar con el elemento natural en su compleja, rica y milenaria estructura urbana. Aún en proceso de implantación, se ha hecho un trabajo enorme en el reconocimiento de dicho territorio y sus múltiples naturalezas. Un plan que sin duda tiene un pasado también de orden verde: desde el breve período napoleónico con el intento de *sistemazione a passeggiatas* de una materia prima monumental -Foros Imperiales, Tíber, grandes villas-; al intento propiamente dicho de sistema de parques de Piacentini de 1916, aprovechándose del pasado “salvado” de jardines romanos, renacentistas, barrocos..., que el propio autor calificaba de las “piedras preciosas” de la corona, sobre el cual se insiste y se reafirma en propuestas actualizadas en el 25 y en el 53. Pero a esta secuencia moderna –en la que además las propuestas no se podrán en marcha, al menos no de forma unitaria- le sucederá un prolongado “vacío” –el cual, para con la naturaleza siempre supone pérdidas-, hasta el plan de principios de los 60, el cual ya intentaba que unas potentes cuñas verdes compusieran un sistema de estructuración de lo urbano. Desde entonces, el trabajo continuado sobre ese milenario paisaje de un grupo de personas, entre las que se debe citar la labor inestimable de la profesora Vittoria Calzolari, han tenido mucho que ver en el concienzudo desenlace (al menos en papel).

El plan vigente plantea un “Sistema Ambiental” que, partiendo de la protección de casi el 64% del Agro romano junto con un esquema de plan regional de parques y reservas, penetra tanto en el área urbana como en los nuevos asentamientos previstos, sistematizado en forma de red ‘garantizando así todos los enlaces entre las áreas que lo compongan, al fin de maximizar los efectos ecológicos: no sólo aquéllos de una “ruta verde” formada por los parques regionales y de las áreas agrícolas, cuyos rayos todavía formados por los parques regionales, penetran hasta el corazón urbano, sino un diseño más complejo y menudo, que toca todos los tejidos urbanos y las nuevas transformaciones. [...] Esta red ecológica (elaborada a escala 1:20.000) “representa una lectura jerarquizada de los grupos de áreas y de los elementos naturalistas que componen el sistema ambiental, con el fin de mejorar la gestión de dicho sistema”<sup>40</sup>. La apuesta por la conectividad parece clara: “El nuevo Plan Regulador re-organiza el sistema medioambiental como una red. Ya no más sólo una ‘rueda verde’ formada por parques regionales y suelo agrícola, cuyos radios entran al corazón, sino una composición más compleja y circunstancial, que implica el tejido urbano consolidado y las nuevas transformaciones de la ciudad” (Cost C11, 2005, p. 119).

---

oportunidades de nuevo desarrollo, usando carreteras o vías férreas abandonadas, o derechos de paso existentes que proporcionan la oportunidad para conectarlos con corredores de ribera, humedales o parques regionales y municipales”.

<sup>40</sup> P. 23 y p. 104 del documento del «Piano Regolatore» de Junio de 2002 (previo a la aprobación definitiva, 2003), en punto 4, de Parte Prima.

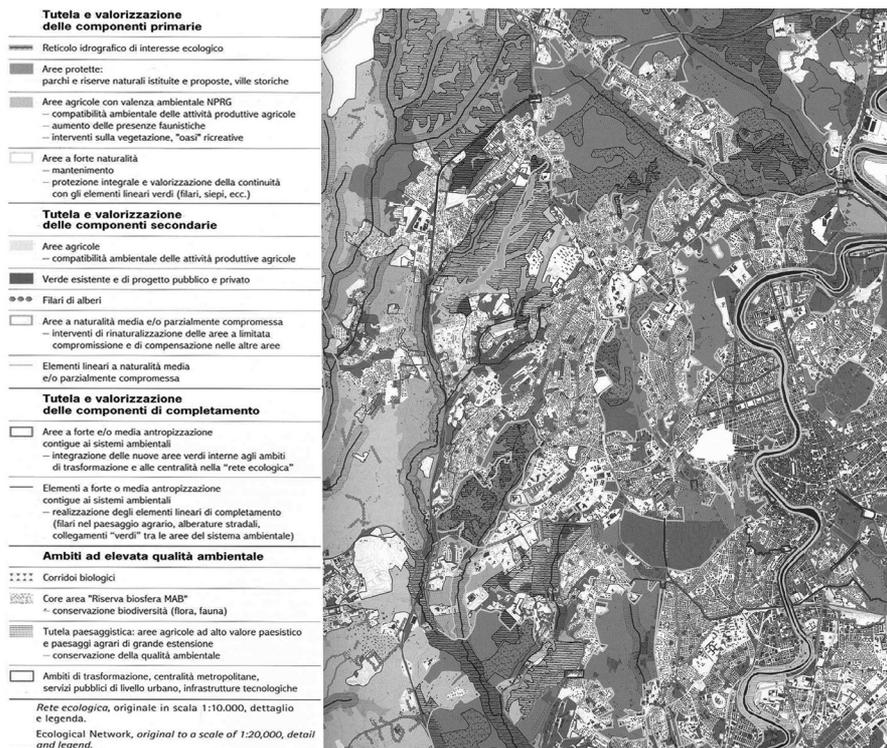


Fig. 3.5. Detalles de los planos que definen el "Sistema Ambiental" y la "red ecológica asociada" del último Plan Regulador de Roma.

Fuentes: Un fragmento del plano de la Red Ecológica, de la presentación del Piano Regolatore Generale a 2000, en Rev. «Urbanística» 2001.

### 3.4.2. Planes cercanos exitosos: Vitoria

Vitoria tiene hoy un "Anillo Verde" periurbano completo, recorrido por cerca de 80 Km de itinerarios peatonales y ciclistas, que aspira a ser el elemento de interacción interior-exterior de mucho más, algo que ya es en parte también una realidad. El Anillo en sí ya se proponía como compleción del sistema de áreas verdes de la ciudad en el PGOU de 1986 y se nombraba como tal en su revisión de los años 90. Se decía en tal revisión, 1998: "el establecimiento de un cinturón de parques periféricos que sirva como membrana que delimita la ciudad", y se ponía en marcha. Teniendo como fines irrenunciables la conservación de la naturaleza y el uso público, hoy está plenamente consolidado, activamente gestionado, y en crecimiento: parques fluviales que solventan problemas de inundación, con el río Zadorra como principal hilo conductor en el norte, embalses, huertas ecológicas de ocio, arboreto..., reconocido el circuito como atractivo turístico de la ciudad; y con un Centro de Estudios Ambientales municipales (CEA, que nace a la par que esa preocupación "sistémica", en los 80) que gestiona éste entre otros asuntos para la sostenibilidad de la ciudad además de ser marco de reflexión para lo interno y lo externo.

En el "hacia fuera", enmarcado en el «Plan Territorial Parcial de Álava Central» aprobado en 2004, se definía el Anillo de las Tierras Altas, la misma forma para una escala mucho mayor y por tanto para unos objetivos de otra envergadura, la "Conectividad ecológica y paisajística del Territorio Histórico de Álava". Y

“hacia dentro” está en marcha el proyecto de «Anillo Verde Interior. Hacia una infraestructura verde urbana en Vitoria Gasteiz»<sup>41</sup>, considerado como el embrión de la infraestructura verde urbana que la ciudad necesita (entendiendo este concepto según se exponía brevemente en el primer epígrafe), “a partir de la cual el verde se va extendiendo y ramificando”. Se completa y complementa así una infraestructura verde concéntrica, como lo es la configuración de este territorio, “formada por varios espacios principales a modo de anillos [...] enlazados a través de ejes radiales que actuarían como corredores ecológicos” (CEA, 2012, p. 30). El anillo interior y los cuatro ejes principales que lo enhebran se plantean como los elementos clave catalizadores de la infraestructura verde de servicio a la ciudad. La movilidad blanda –en algunos casos compartida con transporte público– y la gestión del agua son las funciones espaciales prioritarias que se reservan para los cuatro ejes, sobre uno de los cuales se plantea recuperar el cauce natural del río Batán.

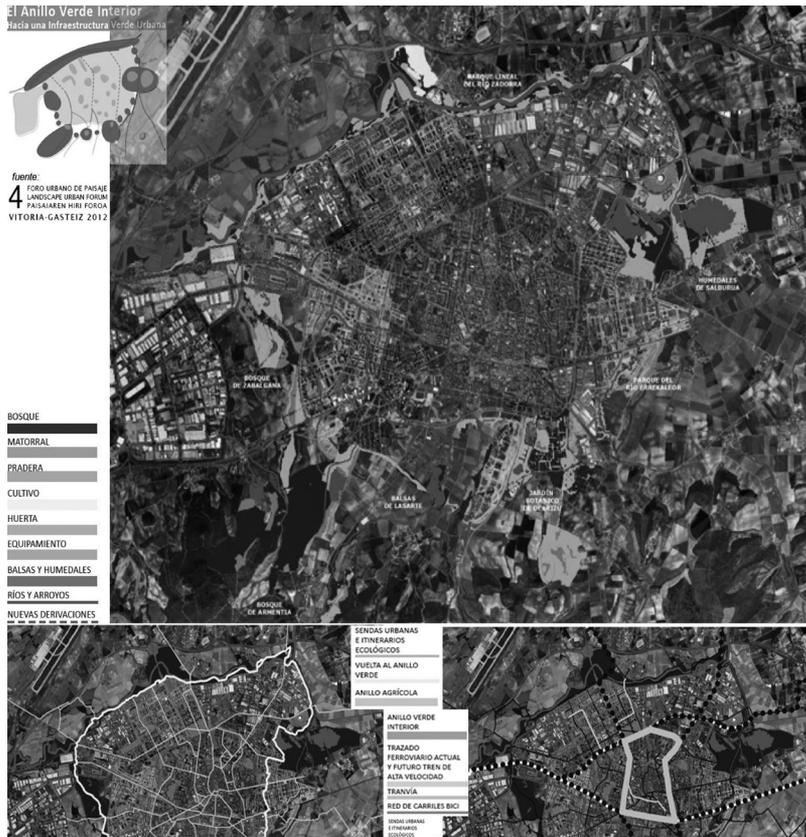


Figura 3.6. Vitoria, composición a partir del documento «El Anillo Verde Interior. Hacia una infraestructura Verde Urbana en Vitoria-Gasteiz». Cada plano resalta respectivamente: anillo verde (periurbano) y cursos de agua vinculados; sendas urbanas, itinerarios ecológicos y trama verde urbana; anillo verde Interior y redes de carriles bici.

Fuente: CEA, Vitoria Gasteiz (2012). Disponible en [www.vitoria-gasteiz.org/wb021/http/contenidosEstaticos/adjuntos/es/44/11/44411.pdf](http://www.vitoria-gasteiz.org/wb021/http/contenidosEstaticos/adjuntos/es/44/11/44411.pdf).

41 El documento de trabajo, bajo el título citado se lanza en marzo de 2012. Ver también las referencias a la Infraestructura Verde del blog del profesor Fariña: tanto la ya citada en el primer epígrafe del artículo (2012), como la más antigua <http://elblogdefarina.blogspot.com.es/2011/07/infraestructura-verde.html> (última consulta 30-09-2012).

### 3.4.3. Planes Cercanos esforzados

#### a) Plan General de Ordenación Municipal de Lleida (1995).

En Lleida, era la aventura de un Plan General, puesto en marcha en 1995 (a 2015), la que se empezaba a marcar los objetivos de hacer “sistema de parques” y corredores verdes, si bien ya antes se había esbozado un plan de espacios libres, por lo que se puede decir que se va a trazar un plan a su medida, siendo director tanto del Plan General como de los planes del Segre urbano Josep M. Llop, sin duda otro valor seguro la continuidad –también por valía, fe e insistencia en el tema-. El Plan de espacios libres puesto encima de la mesa antes que el resto del programa, ayudaba a detectar una trama de calles que podían dar continuidad al sistema en su parte urbana. En el término municipal de Lleida es el área central donde prácticamente se concentra todo el suelo urbano y urbanizable, en tal territorio, que busca la compacidad central de lo construido –no hay episodios urbanos a más de 1 Km-, por tanto es comprensible que se hable de un “sistema de espacios libres” urbano, y de un “sistema de parques en suelo rural”. Este segundo le componían tres espacios del PEIN catalán (los “parques de interés natural”), que se asumen, más otras piezas valiosas catalogadas como “parques territoriales”: 744 + 500 ha en total el 6% de todo el territorio municipal; pero además se proyectaba engazarlos por una serie de “corredores ecológicos”, el principal en último término el eje del propio río Segre, que se planteaba, a su paso por lo urbano, como un “núcleo cívico”. Por supuesto están también los clasificados como “espacios libres” urbanos, que, con sus correspondientes sub-categorías (zonas verdes o jardines, verdes urbanos o plazas, verdes privados, verdes deportivos, y espacios libres lineales) configuran el “otro sistema de espacios libres”. Un total de casi 450 ha que hacen pasar del estándar de 5 m<sup>2</sup> por habitante del plan del 79 a algo más de 21 m<sup>2</sup>. Las dos piezas más relevantes de este sub-sistema “urbano”, son –de nuevo- la línea, el río, entendido como núcleo lúdico, accesible, apostando por darle urbanidad, y la pieza, la singular acrópolis de la Seu, entendida como parque central de la ciudad, intentando sacarle como tal, con su carga plástica incluida, el máximo partido. Entre otras acciones relevantes para asegurar el éxito de la operación estaban una apuesta decidida por comprar suelo –a público-, una importante política de plantación de arbolado, riego por goteo... Tanto en este “sub-sistema urbano” como en el rural había una clara preocupación por cómo ordenar y gestionar valores de propiedad privada. Certificaba el autor que la huerta no era un “espacio vacío”, sino denso, lleno de actividad, lo cual puede ser un gran aliciente para dicha red. Volvemos a ver aquí algo de lo que detectaba Abercrombie en el *countryside* londinense de los 40.

“En los espacios libres y zonas verdes la trama formada por el conjunto de elementos urbanos... o territoriales (espacios PEIN, colinas, ríos...) está “recalificada” y se establece una relación entre todos ellos, con la proyección de una red de conexión: corredores naturales o ecológicos, espacios de contacto ciudad-huerta y ejes cívicos urbanos” (Ayto. de Lleida, 1998, p. 39). Además señalar que es una de las propuestas esenciales de ordenación del Plan el citado Eje del Segre, que encadena en su discurrir por el término una secuencia de espacios naturales y de parque diferenciados para los que se armaba un Plan Especial<sup>42</sup>. En la actualidad está en marcha la elaboración de la documentación medioambiental para la redacción de un nuevo Plan General (2015) que sustituya al actual (1995).

42 Una de las áreas que lo componen, a la entrada de la ciudad desarrollaba ya desde antes del Plan general un exitoso Plan de Ordenación y Gestión de la zona de La Mitjana (redactado entre 1986-92, ejecutado 1993-98, a raíz de una inundación previa).

Será entonces el momento de contrastar resultados y continuidades respecto a apuestas de futuro en clave de corredores verdes y ecológicos.

b) Las tres Directrices de Ordenación Subregional aprobadas en Castilla y León, para diferentes casuísticas y escalas, a cargo del Instituto Universitario de Urbanística.

Las Directrices de Ordenación Territorial de Valladolid y Entorno (DOTVAENT 2001, con revisión de 2010 aún en proceso de aprobación): desde el equipo de redacción de las Directrices, cuyo director era Juan Luis de las Rivas Sanz, se ha intentado (sin ningún éxito en la práctica) definir e iniciar como proyecto unitario un sistema de parques de escala sub-regional o supra-urbana, aunque quizá sería más apropiado decir extra-urbana, por cuestiones de la propia escala a la que se puede llegar en el control y de la difícil relación entre partes -23 municipios con el poder intrínseco de que se dota a cada uno de ellos en nuestro planeamiento-. El sistema en cuestión es exactamente la propuesta de un proyecto/programa sub-regional de corredores verdes y de sistema de parques. A mayores de que a lo largo del proceso de definición del instrumento no fue otro sino el paisaje el argumento central para orientar toda la planificación, estas Directrices proponían un proyecto paisajístico concreto de amplio alcance que, como no podía ser de otro modo, aprovecha las estructuras paisajísticas preexistentes, muy relevantes en este caso los corredores que definen el sistema de cañadas y demás vías pecuarias y el de canales y acequias, a mayores de los cursos de agua “naturales”. En la primera entrega del instrumento se hizo un gran esfuerzo en el planteamiento de criterios o “acciones de protección” y “acciones de mejora” aplicables a una serie de situaciones tipo identificables en el proyecto, para un sistema alternativo de movimiento-ocio ligado a un sistema metropolitano de parques, una especie de guías de diseño o buenas prácticas espaciales. Una década después y con una revisión aún no aprobada definitivamente, es evidente, si buscamos huellas continuas en el territorio, que el proyecto de parques sigue siendo eso, un proyecto, pero cuando menos, en términos generales sigue siendo posible. Las DOTVAENT se revisan sin incorporar cambios estructurantes porque, como se dice en el documento de revisión, siguen vigentes diagnóstico y modelo, posiblemente uno de sus mayores logros sea su consolidación como instrumento para la protección homogénea de los paisajes más valiosos y marco de la colaboración entre los municipios que forman el “alfoz” de Valladolid. Respecto al proyecto específico del Sistema se revisa, la apuesta sigue en pie, intentando concretar diseño y señalización sobre los elementos que configuran la red de corredores verdes, intervenciones mínimas que aprovechen y realcen la capacidad de un paisaje a descubrir.

En ese “ten con ten” de fuerzas municipales y territoriales (por el que, en el pasado, se invirtieron las claves, de forma que hubo que modificar las Directrices aprobadas para adaptarse al plan general de Valladolid en formación) es alentador que la actual revisión del Plan General de Ordenación Urbana de Valladolid esté intentando trabar su propuesta de espacios libres a ésta. El documento, aún en fase de avance, plantea la posibilidad de espacializar dos anillos verdes, que “aprovechen con mayor audacia las oportunidades que ofrece el medio físico/ paisaje local para reinterpretar los espacios abiertos del municipio y su entorno”<sup>43</sup>.

Para el Instituto de Urbanística (y para la propia Junta de Castilla y León) las DOTVAENT han supuesto, en esta lógica de corredores en particular y en la de

43 Revisión del PGOU-Va Fase 2. Documento de Avance de Planeamiento (pág. 35). Disponible en: [www.valladolid.es/es/servicios/avance-pgou-2012/fase-2-2-diagnostico-urbanistico-avance-planeamiento](http://www.valladolid.es/es/servicios/avance-pgou-2012/fase-2-2-diagnostico-urbanistico-avance-planeamiento) (última consulta 30-09-2012).

protección y argumento en el paisaje en general, el primer eslabón de un esfuerzo de ajuste. El Instituto ha dirigido y desarrollado hasta la fecha tres Directrices de Ordenación de ámbito subregional, en las que vemos con esperanza cómo el planeamiento del sistema de corredores verdes se mejora, ajustándose al territorio en que se inserta, y se amplía o desdobra en un acercamiento específico a corredores ecológicos, gracias a la experiencia acumulada, la recepción favorable de las administraciones públicas responsables, y también por las condiciones espaciales mismas que predisponen a ello (tanto por valor natural como dimensión que toman los espacios que se ordenan).

Así en las segundas directrices de la Comunidad Autónoma aprobadas, las de Segovia y Entorno (DOTSE, 2005, para 21 municipios), dirigidas también por Juan Luis de las Rivas Sanz, la apuesta en la misma dirección se incrementa, dado el valor excepcional del paisaje natural y cultural que la conforma y gracias también a un mejor diálogo y a unos municipios más o menos bien dispuestos. El muy potente sistema de protección de espacios (áreas de singular valor ecológico -ASVE-, lugares de interés natural, paisajes protegidos) se complementa con la red de corredores verdes, en buena parte sustentada en la extraordinaria maraña de vías pecuarias. Así queda reflejado en el artículo 42, denominado “puesta en valor del paisaje mediante la red de corredores verdes”: “Este sistema deberá ser capaz de conjugar los intereses culturales, ecológicos, recreativos y económicos que la naturaleza ofrece en una región relativamente poco urbanizada” (IUU, DOTSE, 2006, p. 78). En definitiva, se consolidaba la idea del proyecto de corredores verdes, mientras que la de los corredores ecológicos se sustentaba en los ríos y arroyos, dado el gran tamaño y la continuidad del sistema de protección.

En las últimas Directrices que hasta la fecha ha elaborado el Instituto de Urbanística, las Directrices de Ordenación de la Provincia de Palencia (DOP-PA, 2009, dirigidas por Luis Santos Ganges), por el cambio de escala territorial y por no ser la ciudad capital el objetivo, el significativo peso del medio rural y la naturaleza ha permitido definir perfectamente corredores ecológicos, previa conceptualización normativa de los mismos: artículo 17, denominado “la protección de los corredores ecológicos”: 1. Debe considerarse la gran importancia del mantenimiento y, en su caso, de la restauración de las conexiones ecológicas entre los espacios naturales, evitando la fragmentación de los hábitats naturales y de las poblaciones tanto florísticas como faunísticas. Por ello, aunque los valores de los corredores ecológicos son menos evidentes que los de las ASVE (artículo 16), son tan relevantes como para ser protegidos con el mismo rango que éstas. 2. El sistema (...) está formado por: a. Las riberas de los cursos de agua permanentes o temporales, naturales o artificiales. b. Las cuestas. c. Las vías pecuarias. d. Las bandas continuas de vegetación que comunican los bosques isla. e. Algunos espacios humanizados incluidos en las ASVE y en otros espacios de interés debido a su valor como enlace entre zonas de gran valor ecológico. 3. Los corredores ecológicos deben mantener la continuidad de su cubierta vegetal y su potencial como elementos conectores. 4. Las ASVE deberán mantener contacto entre sí a través de corredores continuos. 5. Los corredores ecológicos afectados por el cruce con infraestructuras o la presencia de otras barreras deben acometer de forma prioritaria la restauración de su continuidad.

La “conectividad ecológica” a partir de aquí estará presente, ya sea de forma tangencial o como argumento director propiamente dicho, en muchos otros artículos del documento (por ejemplo en buena parte de las agrupadas bajo el título de «Directrices Paisajísticas», 65 a 71). Y todo ello sin olvidar lo ya ensayado en los documentos anteriores, y a la espera de unas mejores condiciones para

su materialización como proyecto real: artículo 62, denominado “el proyecto del sistema subregional de corredores verdes y espacios asociados”, que básicamente reproduce, ajustado a este territorio, lo formulado en las DOTVAENT y aquilatado en las DOTSE.

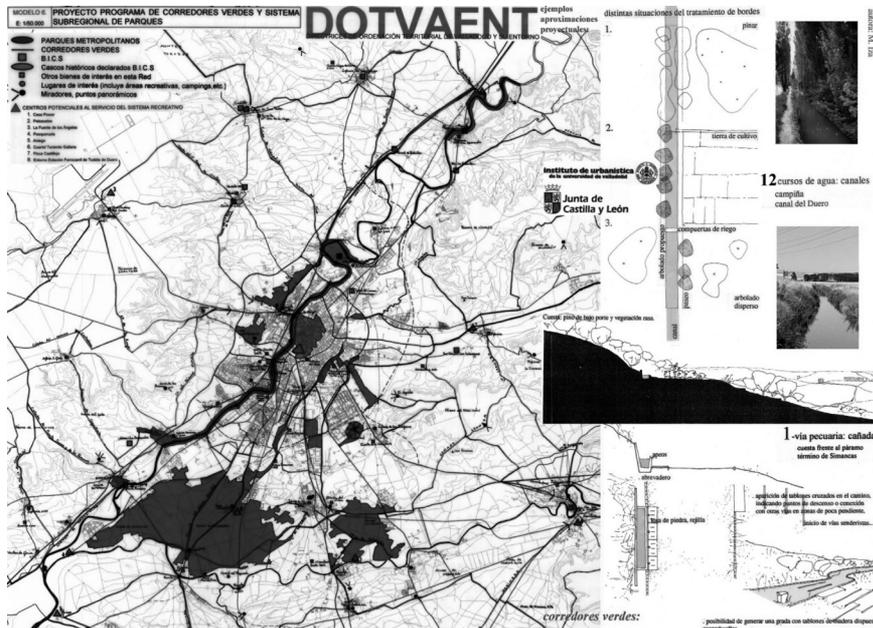


Fig. 3.6. Proyecto programa de Corredores Verdes y Sistema Subregional de Parques de las DOTVAENT (documento de avance 1998); dos ejemplos de aproximaciones proyectuales al diseño de los corredores: junto a canal; a pie de páramo.

Fuente: Instituto Universitario de Urbanística de la Universidad de Valladolid.

### 3.5. Redes de corredores verdes, una figura de planificación espacial con futuro

Hablamos de planificar, y por tanto también de comprender el territorio que perseguimos re-ordenar. Cada vez son más los casos en que se manifiesta un esfuerzo por dar coherencia espacial y trabar esta realidad contemporánea de un territorio urbanizado a través de las piezas leitmotiv de este ensayo, nuevas o redescubiertas en las trazas de un pasado natural e histórico más o menos oculto pero siempre rico. Y también se hace cada vez más esto sin hacer distinciones entre la vía verde “campestre” y la “urbanita”, incluso entre el corredor específicamente “ecológico” y el que cumple funciones que van más allá de la movilidad blanda. Desde hace ya tiempo el término *greenway* intenta englobar todas aquellas rutas que encauzan y cumplen con procesos naturales al tiempo que facilitan el disfrute de la naturaleza. Este término “medio”, que puede garantizar a priori los dos servicios, puede ser el más eficiente a la hora de aglutinar esfuerzos y diseñar redes que se constituyan en el esqueleto de la planificación espacial de casi cualquier territorio –urbanizado-. Las dos posibles “variantes” a un extremo y otro de ésta, siempre pueden entenderse como ramificaciones particulares de la *greenway* genérica, con sus exigencias e incompatibilidades en dimensión, uso, acceso.

Ha quedado claro que el elemento, bien comprendido y encajado, es componente principal de pleno derecho de la planificación espacial.

La Historia nos dice que los sistemas provocan y consolidan reacciones útiles, dentro y fuera de sí mismos. Su consolidación tiene algo que ver con la capacidad para ser usados y percibidos. La Naturaleza con mayúsculas que logre cierta estabilidad como conjunto primario debe ser protegida, como tal área, piedra preciosa, pero la naturaleza como proceso puede regenerar y regenerarse. Está claro que casi siempre trabaja mejor en red, tanto para sí misma como para reciclar nuestros residuos (de la reproducción de flora y fauna, a la depuración del agua...). La superposición a dicha red de una percepción eficaz y de una continuidad igualmente efectiva para determinados “paseos” (no necesariamente ininterrumpida) nutren recíprocamente el sistema, lo pueden fortalecer sin cerrarlo, nuevas vías, nuevos brotes, percepciones y ramificaciones dentro y fuera de lo ya establecido. De la continuidad y la percepción –precisa- del sistema se puede llegar al difuminado –consciente- de los límites, a la imbricación –positiva- naturaleza–ciudad, posiblemente la máxima aspiración de una sociedad adulta –cívica y con futuro- (Jiménez, 2010, p. 15).

Podemos contribuir a hacer al menos en una suma de cauces “paisajes de la experiencia natural-urbana”. Si incorporamos estos nervios –o anti-nervios-, a la estructura vital de la ciudad, es probable que la humanicemos. Incorporar su espacialidad de forma específica a los diferentes reglamentos y legislaciones de ordenación territorial y urbana podría ser un principio de estabilidad en su comprensión y utilización para un diseño sostenible del territorio.

### 3.6. Referencias y bibliografía

- ABERCROMBIE, Patrick & FORSHAW, J. H. (1943): *County Of London Plan Prepared For The London County Council*. Macmillan and Co., Londres.
- ABERCROMBIE, Patrick (1945): *Greater London plan 1944*. H. M. Stationery off, Londres.
- ANDERSON, L. (2002): *Benton Mackaye: conservationist, planner and creator of Appalachian Trail*. Johns Hopkins University.
- AYUNTAMIENTO DE LLEIDA (1998): *Memoria del Plan General de Lleida*, disponible en [http://urbanisme.paeria.cat/Memoria/Memoria\\_refos.pdf](http://urbanisme.paeria.cat/Memoria/Memoria_refos.pdf).
- BENEDICT, Mark A. & MCMAHON, Edward T. (2006): *Green Infrastructure*. Island Press, Washington.
- CALZOLARI, Vittoria (2012): *Paisaje / Paesística*. Instituto Universitario de Urbanística, Universidad de Valladolid, Valladolid.
- CARO, R. (1974): *The Power Broker: Robert Moses and the Fall of New York*. Random House Inc., Nueva York.
- CEA (2012): *Anillo Verde Interior: hacia una infraestructura verde urbana en Vitoria Gastéiz: documento de trabajo*. Vitoria-Gastéiz, disponible en [www.vitoria-gasteiz.org/wb021/http/contenidosEstaticos/adjuntos/es/44/11/44411.pdf](http://www.vitoria-gasteiz.org/wb021/http/contenidosEstaticos/adjuntos/es/44/11/44411.pdf).
- CIUCCI, G., et al. (1975): *La ciudad Americana*. Gustavo Gili, Barcelona.
- COST C-11 (2005): *Green Structure & Urban Planning: final report*. EU COST (Cooperation in Science and Technology, Unión Europea), disponible en [www.greenstructureplanning.eu/COSTC11/contents.htm](http://www.greenstructureplanning.eu/COSTC11/contents.htm) (última consulta, octubre 2012).
- FARIÑA, J. (2012): *Infraestructuras Verdes*, disponible en <http://elblogdefarina.blogspot.com.es/2012/06/infraestructura-verde-urbana.html> (última consulta, 26-09-2012).
- HALL, P. & PFEIFFER, U. (2000): *Urban Future 21: a global Agenda for Twenty-First Century Cities*. E&F Spon, Londres.
- HELLMUND, C. P. & SMITH, D. S. (2006): *Designing Greenways*. Island Press, Washington.

- HOUGH, Michael (1995): *Cities and Natural Process*. Routledge, Londres.
- INSTITUTO UNIVERSITARIO DE URBANÍSTICA (1998): *Avance: Directrices de Ordenación Territorial de Valladolid y Entorno*. Consejería de Fomento, Valladolid.
- INSTITUTO UNIVERSITARIO DE URBANÍSTICA (2006): DOTSE. *Directrices de Ordenación de Ámbito Subregional de Segovia y Entorno*. Junta de Castilla y León, Consejería de Fomento, Valladolid.
- JIMÉNEZ, M. (2009): *Sistema de parques: origen y evolución de un principio “estructurador” de lo urbano*. Tesis Doctoral, Universidad de Valladolid.
- JIMÉNEZ, Marina (2010): “Percepción, Valoración y Uso de Sistemas de Parques. Medio y fin de control de paisajes eficientes. Algunos casos”, en *Actas VI CIOT*, disponible en [www.fundicot.org/#!\\_\\_ciots](http://www.fundicot.org/#!__ciots) → Área Temática V (último acceso en septiembre 2012).
- JOHNSON, D. A. (1996): *Planning the Great Metropolis: the 1929 Regional Plan of New York and Its Environs*. Taylor & Francis.
- Landscape and Urban Planning*, Volume 33, Issues 1–3, October 1995, “Greenways”. A cargo de Julius Gy. Fabos y Jack Ahern.
- LE CORBUSIER (1964, ed. BOESINGER, W.): *Le Corbusier et Pierre Jeanneret: oeuvre complete*, Vol. 1946-1952 (8 volúmenes). Les Editions d'Architecture, Zúrich.
- LECLERC, Bénédicte –dir.– (1994): *Jean Claude Nicolas Forestier 1861-1930: du jardin au paysage urbain*. Ed. Picard, París. (Actas congreso, 1990).
- LECLERC, B. & TARRAGÓ I CID, S. (1997): *Jean Claude Nicolas Forestier: grandes villes et systèmes de parcs: France, Maroc, Argentine*. Institut Francais d'Architecture, París.
- Lotus 56 (1987) y Lotus 89 (1996).
- MARX, L. (1991): “Ideología del espacio americano”, en WREDE, S. & ADAMS, W. H. -eds.- *Denatured visions: landscape and culture in the twentieth century*. MOMA, Nueva York (congreso 1989).
- MUMFORD, L. (1966): *La ciudad y la carretera*. Emecé, Buenos Aires.
- MUMFORD, L. (1979): *La Ciudad en la Historia*. Infinito, Buenos Aires. (1ª ed. cast. 1966).
- NADENICEK, D. & NECKAR, L. -eds.- (2002): *Landscape architecture as applied to the wants of the West; with an essay on forest planting on the great plains*. Univ of Mass. Press, Cambridge.
- NEWTON, Norman T. (1971): *Design on the land: the development of landscape architecture*. Harvard University Press, Cambridge.
- NOEL, J.: *Mile High Metropolis*, disponible en [http://208.42.235.74/aboutdenver/history\\_narrative\\_10.asp](http://208.42.235.74/aboutdenver/history_narrative_10.asp) (última consulta, octubre 2012).
- NYC ROADS: Web oficial de carreteras de NYC, disponible en [www.nycroads.com/roads](http://www.nycroads.com/roads) (última consulta, septiembre 2012).
- OLMSTED, Frederick (1979): *Civilizing American cities: selection of F. L. Olmsted's writings on city landscape*. The MIT Press. Law. (Recopilación de textos entre 1866-1893 SUTTON, S. B. -ed.-).
- Pasajes de Arquitectura y Crítica* (1999) núm. 9, monográfico “Chandigarh 50 años del nacimiento de una idea”.
- REPS, J. W. (1966): *The Making of Urban America: a history of city planning in the USA*. Princeton University Press, Princeton.
- SENNETT, R. (1991): *La Conciencia del Ojo*. Ediciones Versal, Barcelona.
- SHERWOOD: [www.ci.seattle.wa.us/seattle/leg/clerk/sherwood/sherwd.htm#history](http://www.ci.seattle.wa.us/seattle/leg/clerk/sherwood/sherwd.htm#history).
- SHIH, W., HANDLEY, J. & WHITE, I. (2009): “Mapping Biotope and Sociotope for Green Infrastructure Planning in Urban Areas” en *Real Corp 2009 Proceedings*, disponible

en [www.corp.at/archive/CORP2009\\_145.pdf](http://www.corp.at/archive/CORP2009_145.pdf) (última consulta, 30 de septiembre de 2012).

- SICA, Paolo (1981): *Historia del urbanismo: el siglo XIX, 1 y 2*. Instituto de Estudios de Administración Local, Madrid.
- SPIRN, Anne Whiston (1984): *The granite garden: urban nature and human design*. Basic Books, Nueva York.
- STEIN, C. (1950): *Towards new towns for America*. The MIT Press, Cambridge. (ejemplar de 1966 según ed. revisada de 1956).
- SYGENDOW, E. (2011): "La naturaleza no existe" en *Urban*, núm. 1 (nueva edición).
- TATE, Alan (2001): *Great City Parks*. Spon Press, Londres.
- THOREAU, Henry D. (1999): *Pasear*. J. J. de Olañeta. Los pequeños libros de la Sabiduría, Palma. (Ed. orig. 1850).
- TREIB, M. –ed.- (2002a): *The Architecture of Landscape 1940-1960*. University of Pennsylvania Press, Filadelfia.
- TREIB, M. –ed.- (2002b): *Modern landscape architecture: a critical review*. Penn, Filadelfia.
- TURNER, Tom (1998): *Landscape Planning and environmental impact design*. Oxford Brookes University.
- UNIVERSITY DISTRICT ALLIANCE (2012): *Urban Design Framework. Phase II. Greenways and Green Infrastructure as a Vital Design Strategy to Achieve Sustainable Communities*. College of Design, University of Minnesota, disponible en <http://www.designcenter.umn.edu/projects/documents/UDA-Phase2-Final.pdf> (última consulta octubre 2012).
- Urbanística (2001): núm. 116, INU, Roma.
- WEIMER, David R. –ed.- (1962): *City and country in America*. Appleton-Century-Crofts, Nueva York.
- WILSON, W. H. (1989): *The city beautiful movement*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- ZAITZEVSKY, C. (1992): *Olmsted and the Boston Park System*. The Belknap Press of Harvard Univ. Press, Cambridge.
- ZAPATKA, Christian (1995): *The American Landscape*. Princeton Architectural Press, Nueva York.



# 4.

## BASES CONCEPTUALES EN LA PLANIFICACIÓN ESPACIAL DE CARA A LA PROTECCIÓN AMBIENTAL Y PAISAJÍSTICA

Luis SANTOS Y GANGES, Pedro María HERRERA CALVO,  
Juan Luis de las RIVAS SANZ y José Luis LALANA SOTO

*Instituto Universitario de Urbanística de la Universidad de Valladolid*

### RESUMEN

El propósito de este capítulo es plantear algunas cuestiones sobre el papel de la salvaguardia del medio ambiente y la protección, ordenación y gestión del paisaje en la planificación espacial, entendiendo por ésta al conjunto de tipos de planes de ordenación cuya base fundamental es el espacio geográfico y los usos del suelo, de manera que el concepto abarca tanto la planificación territorial y urbanística como la planificación de espacios naturales y culturales.

El capítulo establece algunos de los criterios que deben regir la planificación territorial y analiza la incorporación de conceptos paisajísticos a los diferentes instrumentos de ordenación territorial. Los autores reflexionan sobre la construcción del concepto de paisaje y su progresiva expansión hacia diferentes disciplinas, adquiriendo en el camino nuevos puntos de vista y particularidades que potencian y flexibilizan su utilización como argumento transversal en la planificación. La potencia de esta perspectiva se incrementa, además con la consideración progresiva de la funcionalidad del paisaje (entendida como la provisión de servicios a los ecosistemas y sociedades) y los procesos de cambio temporal en el paisaje, generando una visión de carácter global y dinámica que puede servir como marco de referencia capaz de aglutinar cuestiones ecológicas, económicas y sociales. El capítulo se cierra con una somera descripción crítica de los instrumentos de ordenación territorial desarrollados por el Instituto de Urbanística y la progresiva integración en su estructura de estos modelos transversales del paisaje.

**Palabras clave:** paisaje, conectividad ecológica, servicios ambientales, planificación espacial, ordenación del territorio, urbanismo.

# 4.

## NEW CONCEPTUAL BASIS FOR SPATIAL PLANNING FACING ENVIRONMENTAL AND LANDSCAPE PROTECTION

Luis SANTOS Y GANGES, Pedro María HERRERA CALVO,  
Juan Luis de las RIVAS SANZ & José Luis LALANA SOTO

*Instituto Universitario de Urbanística de la Universidad de Valladolid*

### ABSTRACT

This chapter aims to develop some issues about the role of nature and biodiversity conservation, and landscape protection, restoration and management over spatial planning tools. This concept is understood as the set of plans intended to improve and regulate a geographical area and the whole soil practices established on it. So, the discussion involves not only urbanism and land planning but also natural and cultural protected areas.

The chapter lists some of the main criteria that should lead the practice, and analyzes the incorporation of landscape concepts to several tools of spatial planning. The authors discuss briefly the building of the modern concept of landscape and its expansion to different fields of knowledge, as it acquires in this process new points of view and characteristics. This growing of landscape concept enhances its value as main argument in planning processes. The power of this landscape perspective increases, furthermore, with the consideration of landscape functionality (described as a service-providing item for ecosystem and societies) and the importance of time-changing processes in landscape, generating a global perspective intended to act as a framework capable of putting together ecologic, economic and social issues. The chapter ends with a short critical discussion of the spatial planning tools developed by the Instituto Universitario de Urbanística and their progressive integration of these transversal landscape models.

**Keywords:** landscape, ecological connectivity, environmental services, spatial planning, land planning, urbanism.

Una planificación espacial moderna y democrática debe regirse por una serie de principios socioculturales capaces de armonizar los distintos intereses y demandas de los ciudadanos con los condicionantes del marco territorial sobre el que se desarrolla. Estimamos que estos principios socio-culturales podrían resumirse del siguiente modo:

- a. El principio del desarrollo sostenible, en el deber de armonizar la conservación de la naturaleza, la protección del patrimonio cultural y del paisaje, la puesta en valor de los recursos y el desarrollo económico y social; algo que puede identificarse como integración ambiental de la planificación.
- b. El principio de la planificación concurrente, pues se hace preciso conocer la diversidad de planes económicos y planes sectoriales que afectan de algún modo al espacio a ordenar, con el fin de alcanzar una verdadera coordinación y la cooperación administrativa.
- c. El principio de prospección, como necesidad de conocimiento para cumplimentar en mejores condiciones la búsqueda de equidad, calidad de vida y eficacia. La estructuración del conocimiento geográfico, histórico, urbanístico, económico y social es sin duda una exigencia básica.
- d. El principio de la participación social, conveniente para cualquier instrumento de planificación pública, por sentido democrático y por practicidad: la participación cívica y la transparencia administrativa deben ser una guía de trabajo.

Sabemos, por otro lado, que el uso racional de los recursos y la protección del medio ambiente, del patrimonio natural y cultural y de los paisajes son nuevos paradigmas ya asentados, al menos en la literatura oficial. La cuestión estriba, entonces, en cómo aplicarlos correctamente. Por nuestra experiencia acumulada en trabajos de planificación espacial, pensamos que debe hacerse hincapié en dos enfoques horizontales que afectan tanto al reconocimiento territorial como al propio sentido de la ordenación:

- a. El paisaje como clave interpretativa y argumento o hilo conductor de la ordenación espacial. El paisaje puede ser usado como herramienta conceptual y como argumento de interpretación y planificación del territorio, desde la idea del paisaje entendido como una realidad dinámica de elementos y procesos naturales y culturales en evolución, un espacio con historia pero en tensión y en transformación, que además suele guardar relación con la identidad local y es fuente de valores. Además, aunque el paisaje es difícilmente gobernable y su ordenación desde la actual legislación parece apenas practicable, debe procurar al menos su identificación y conocimiento, estableciendo objetivos de conservación, normas y precauciones, e incluso planteando acciones o concretando proyectos.
- b. El patrimonio y el medio ambiente como referencias estables y fuentes de valores. La idea de patrimonio territorial como concepto integrador del patrimonio cultural, paisajístico y natural deben embeber la planificación espacial. El patrimonio a menudo es al mismo tiempo un recurso, por lo que el conocimiento, la protección, la puesta en valor y la gestión responsable deben ser exigencias de la planificación espacial. Además, la salvaguardia patrimonial exige incorporar nuevas perspectivas de trabajo, tales como la consideración en red de los espacios valiosos.

Además, podrían ser consideradas otras dos transversalidades, más prácticas. De un lado, el territorio, en sentido amplio, puede ser concebido como una

plasmación espacial de la realidad social y como un poblamiento y un sistema de servicios en necesario equilibrio espacial, entendiendo la equidad, la calidad de vida y el uso racional de los recursos como condicionantes básicos del desarrollo sostenible. En este sentido, las ideas de diversidad, mezcla de usos, cohesión social y cohesión espacial, independientemente de su discusión ideológica de fondo, son útiles desde la perspectiva de la sostenibilidad urbana y el equilibrio y la articulación territoriales. De otro lado, puesto que la ordenación de los usos del suelo es el elemento común de todos los instrumentos de planificación espacial y puesto que el derecho de propiedad puede verse limitado por su fin social, se hace preciso asumir el lenguaje propio del derecho administrativo y tener muy en cuenta las funciones, los instrumentos y el lenguaje del urbanismo, que están técnica y jurídicamente muy asentados.

#### 4.1. El paisaje como constructo complejo

El concepto de paisaje implica una gran multiplicidad de significados e interpretaciones. Así, deberíamos reflexionar en la dificultad misma del concepto de paisaje, en su ambigüedad y en su ambivalencia, con interpretaciones cambiantes dependiendo de la formación, los criterios, los objetivos o las intenciones de las personas que lo utilizan. Así, para los “diseñadores” (artistas plásticos, arquitectos del paisaje, ingenieros) el concepto de paisaje es desacorde: prima una perspectiva visual que tiende a hacer del paisaje un objeto o una obra de arte. Por su parte, la perspectiva científica tiende a prestar más atención a los aspectos causales: los elementos, factores y procesos que modelan el paisaje y su efecto sobre el territorio, incorporando el dinamismo y el cambio como agentes activos. Frente a todas las demás, las disciplinas vinculadas a la planificación espacial se ocupan del paisaje desde una perspectiva más amplia e integradora, trabajando además los aspectos protectivos, como la valoración y conservación paisajística, la restauración de paisajes o la incorporación del paisaje a los elementos de interés de las distintas propuestas sectoriales o territoriales.

Existen también diferentes enfoques finalistas desde los que abordar las cuestiones relativas al paisaje; por un lado está el punto de vista de la conservación de la naturaleza y la biodiversidad, que adopta la perspectiva de las especies y los ecosistemas participantes en los procesos paisajísticos y cuyas reacciones, demandas o necesidades pueden ser muy diversas. Por otro lado estaría el punto de vista sociológico, en el que domina el aspecto perceptual y psicosocial del paisaje, donde las demandas, necesidades y propuestas se refieren a los valores sociales y a los servicios que el paisaje presta a la sociedad.

Su aspecto común, clave conceptual a compartir, es la expresión exterior, su imagen o percepción, que recibimos a través de los sentidos, que puede emocionar o sosegar, y que podemos leer, interpretar o valorar. La percepción relaciona entre sí las diferentes disciplinas vinculadas al paisaje, separándolas de otros campos de planificación y gestión. El Convenio Europeo del Paisaje remarca este hecho en su propia definición, al identificar el paisaje con el territorio “tal como lo percibe la población...”. Al concepto de saber se le añade la condición de la percepción social dándole una dimensión ideológica patente. Desde luego, caben muchas aproximaciones teóricas con matices diversos, pero esta perspectiva contemplativa del paisaje es inquietante, pues, como recoge con acierto el «Diccionario de la Naturaleza» (Cifuentes *et al.*, 1992), éste “queda sujeto a la doble indeterminación de su apariencia cambiante y de la capacidad e interés del que lo contempla”. Efectivamente, frente a ello, siguiendo al profesor de ecología González Bernáldez,

habría que recordar que paisaje es lo que vemos, pero su explicación está en lo que no vemos. Y, como sostiene Higuchi (1988), debe ser considerada la dual estructura del paisaje, la espacial y la visual, recordando que una cosa es explicar y otra distinta es captar.

La ecología está trabajando en profundidad en el concepto de paisaje en el sentido que aporta la clásica definición de Zonneveld (1994): “La totalidad de los elementos abióticos y bióticos y sus interrelaciones en las tres dimensiones espaciales de la superficie terrestre. Puede ser observado y reconocido por su estructura vertical y horizontal y su combinación por la variación de sus atributos: atmósfera, rocas, relieve, suelo, agua, vegetación, fauna, hombre. Lo cual puede establecerse tanto para la materia y los organismos, como para sus actividades y artefactos”. Y aunque el ecólogo no ignora la acción del hombre, no está de más recordar que nunca debe minusvalorarse el aspecto cultural de esta aproximación científica, porque, como señala Dubini (1994): “si el paisaje es el resultado del trabajo humano, la imagen que fija con eficacia su carácter, que identifica sus líneas esenciales, constituye un documento revelador de la capacidad de transformación del ambiente y de las aspiraciones de una determinada sociedad”.

Este debate sobre el concepto de paisaje, enriquecido desde diferentes disciplinas va mostrando distintos matices teóricos y configurando un punto de vista específicamente ventajoso para la planificación espacial. Veamos otras aportaciones conceptuales, desde la geografía, la antropología y el paisajismo.

La geografía actual entiende que el paisaje es su objeto principal de estudio, confluyendo en él los intereses de la geografía física y de la geografía humana, y de alguna forma recuperando la visión tradicional de la geografía regional. Se trata, en cualquier caso, del esclarecimiento del paisaje real, de las formas del territorio, pero que hay que describir y explicar científicamente (Ortega Valcárcel, 2000). Esta aproximación comparte gran parte de sus conceptos e intereses con la perspectiva ecológica, aunque el paisaje de los ecólogos se estudia desde los procesos e interacciones, mientras que el paisaje de los geógrafos insiste en la explicación del paisaje mismo, su carácter, la interacción de sus elementos estructurantes y sus valores (Mata Olmo *et al.*, 2006).

Por otro lado, están las visiones antropológicas que aspiran a formar una interpretación integral del paisaje y que a menudo recogen la tradición de la escuela de Berkeley, donde geografía, sociología e historia de las ideas confluyeron en la conceptualización de paisaje cultural. Como afirma el geógrafo italiano Eugenio Turri, si se defiende la raíz cultural del paisaje, la clave reside en la relación entre hombre y naturaleza, de modo que se plantea su condición de intermediación, su implicación con la creación de significado. Así, el paisaje pertenece a la cultura, centrando el tema ante algo que representa modos de vida y sistemas de valores: “la edificación de los paisajes es un acto que comporta experiencias seculares, arraigo en las relaciones hombre-ambiente” (Turri, 1974). Aunque, al mismo tiempo y por el contrario, existe una creencia común en la “naturalidad del paisaje”, de modo que el concepto paisaje “se ve confrontado a un esencialismo” que hace de ello algo relativo a la naturaleza (Cauquelin, 2007).

Diferente es, en tercer lugar, el punto de vista del paisajista, sobre todo del que se considera a sí mismo diseñador de paisajes, lo que en el mundo anglosajón se conoce como *landscape architecture* y *landscape planning*. Alain Roger (2000) ha explicado cómo el paisajista se considera a sí mismo como un hacedor de paisajes. Por último, también son interesantes los conceptos propios de una aproximación al paisaje de tipo “culturalista” (Maderuelo, 2005), que en realidad

tiene por objeto el paisaje representado, un acercamiento centrado en la historia del arte y la estética.

Se puede, por lo tanto, reflexionar sobre el paisaje considerando sus diferentes perspectivas: las ecológicas, las geográficas, las antropológicas y las creativo-proyectistas y cultural-pictóricas. Y existen otras muchas aproximaciones al concepto: la arqueología del paisaje, las cuestiones artísticas, los paisajes distópicos, y sobre todo las reflexiones filosóficas en torno a la idea de naturaleza, la construcción cultural, etc.

La idea de “paisaje cultural”, por todo ello, es aún más difícil. Porque no puede hablarse de paisajes culturales sin constatar su base ideológica, es decir, sin comprender desde la perspectiva de la historia de las ideas el origen del interés por su protección y puesta en valor, que probablemente reside en un rasgo de la contemporaneidad: del patrimonio como pérdida a la añoranza del pasado. Pero la nostalgia entraña riesgos, pues favorece la mediocridad, el eruditismo a la violeta y la visión turística banal. El norteamericano J. B. Jackson, explorador del valor de los *vernacular landscapes*, evaluó el cambio contemporáneo en la relación entre paisaje y cultura, y ofreció una pauta para interpretar esta actitud de nostalgia que aún prevalece. Jackson detectó el progresivo triunfo de una interpretación anti-evolutiva de la realidad, ligada a la existencia de una edad dorada, edénica, anti-histórica, inseparablemente ligada a su entorno: “Probablemente no sea necesario destacar el actual movimiento de conservación de espacios naturales o salvajes como fragmentos de lo que denominamos el proyecto original de la creación. El instinto que lo conduce en el fondo es muy similar al que inspira nuestras restauraciones arquitectónicas: restaurar tanto como sea posible el aspecto original del paisaje” (Jackson, 1980). Por ello, la conservación del patrimonio cultural y la conservación del patrimonio natural están hoy ligadas estrechamente; no sólo desde el punto de vista terminológico, sino porque la confusión es regla.

A la luz de esta problemática apenas esbozada ¿qué es, entonces, un paisaje cultural? Su definición provisional sólo puede acometerse por comparación con el concepto de paisaje protegido, emanado de la legislación de los espacios naturales. Ambos conceptos se definen como “obras combinadas de la cultura y la naturaleza”, o sea espacios donde la humanidad y su entorno natural han interactuado dando lugar a una diversidad de manifestaciones y en definitiva a espacios singulares, con valores. Pero mientras en el paisaje cultural el espacio geográfico se ve asociado a actividades o hechos históricos acompañados de determinados valores culturales, en el paisaje (natural) protegido importa más su relación con los valores ambientales y la biodiversidad. Habitualmente, desde la lógica jurídica de la naturaleza y el medio ambiente se plantea una visión pretendidamente equilibrada por su intento de asumir el punto de vista del patrimonio cultural, arguyendo incluso tópicos como los de armonía y tradición. Sin embargo, desde el punto de vista de los estudiosos del concepto de paisaje cultural, aparte del asunto de los valores estéticos, aumenta el convencimiento de que se manejan intangibles.

Desde nuestro punto de vista, el patrimonio natural y el patrimonio cultural son campos entrecruzados donde vegeta el desencuentro competencial y se mantiene la incompreensión disciplinar. Precisamente el paisaje se ubica en esta intersección. Un reto que siempre estará presente en la gestión de los paisajes (¿Naturales? ¿Culturales?) es saber integrar los asuntos de la naturaleza y de la cultura, incluso aunque el marco normativo específico y la lógica cerrada de los departamentos administrativos fueren algún tipo de sesgo. Hemos de aprender a aceptar otros lenguajes técnicos y puntos de vista, y a trabajar mediante la

cooperación de disciplinas aparentemente muy distintas, pues para comprender e intervenir en sistemas complejos se hace precisa una perspectiva interdisciplinar y abierta al aprendizaje. El paisaje, concepto polisémico, es un magnífico ejemplo de esta necesidad, donde se han de reconciliar sentidos y visiones en un confuso espacio de encuentro de variados campos de conocimiento y acción.

#### **4.2. La importancia de los procesos de cambio en el paisaje**

El paisaje puede enfocarse analíticamente como factor de estado de un espacio determinado, susceptible de estudio para extraer conclusiones acerca del territorio y las sociedades que lo habitan y poder desarrollar una planificación adaptada. Este papel de factor de estado permite el tratamiento del paisaje como un sistema de diagnóstico e interpretación de la realidad útil de cara a desarrollar medidas, intervenciones y propuestas integradas en un modelo ya clásico de planificación (diagnóstico – programación – actuación – evaluación – realimentación) que dirija las políticas territoriales o sectoriales. Metodológicamente hablando, un tratamiento globalizado del paisaje puede conformar, por lo tanto, una base de conocimiento y un modelo intelectual de la realidad que permita el desarrollo de instrumentos de planificación espacial, con un ajuste y una capacidad real de intervención suficiente para abordar los objetivos de gestión planteados. La perspectiva paisajística se configuraría como base de la planificación del territorio desde una visión integrada, organizando el conocimiento necesario para una adecuada planificación territorial. El reto consiste en definir una metodología de análisis, diagnóstico y estrategia capaz de manejar esta complejidad y de integrarla en un instrumento útil y preciso para la planificación espacial. En este sentido, las claves del éxito en el tratamiento paisajístico van mucho más allá de lo evidente (la conservación de los valores, usos y estética de un determinado paisaje) para abordar cuestiones como los servicios e interrelaciones entre paisaje, ecosistemas y sociedades, el aporte cultural del paisaje, los aspectos ocultos (tanto culturales como funcionales), el papel económico del paisaje, la moderación del cambio y la evolución, etc. Pero el objetivo de trasladar a la práctica una propuesta metodológica de este tipo requiere un acuerdo de mínimos, un planteamiento común sobre lo que considerar o no paisaje, al menos desde una visión técnica eminentemente práctica capaz de superar las diferencias, a veces de bulto, que se mantienen entre los conceptos que manejan diferentes disciplinas.

La definición de consenso recogida en el Convenio Europeo del Paisaje indica que éste “es cualquier parte del territorio tal como la percibe la población, cuyo carácter sea el resultado de la acción y la interacción de factores naturales y humanos” manifiesta varios aspectos fundamentales de la perspectiva paisajística. En primer lugar, la concepción del paisaje como territorio, que liga ambos conceptos de manera estrecha, y abre el camino a una conclusión importante: las herramientas paisajísticas son centrales (integrando el conocimiento multidisciplinar del paisaje) en los instrumentos de planificación espacial. Y en segundo término, la consideración del paisaje desde su percepción (hay paisaje si se puede ver), y por lo tanto su carácter fundamentalmente humano y abierto a evaluación social. La adquisición por parte del paisaje de la condición de realidad, no obstante, tiende a relegar la percepción a un estatus de manifestación superficial del paisaje, quizá la más importante desde el punto de vista práctico, pero cuya asimilación puede enmascarar el significado profundo de la palabra paisaje y su auténtica magnitud.

Los ecólogos, que partían de este mismo enfoque perceptual, han ido ampliando su campo de estudio, tratando de rellenar el hueco existente entre el

nivel de organización de los ecosistemas y el de los grandes biomas, incorporando varios aspectos clave, como la dimensión territorial de los ecosistemas (Risser, Karr & Forman, 1984; Forman & Godron, 1986), su interrelación y el efecto progresivo que la acción humana iba produciendo tanto sobre el tamaño de los ecosistemas como sobre sus canales de interrelación (Naveh, 1995). Como consecuencia, se produce el despegue de la ecología del paisaje y el desarrollo de la visión sistémica del paisaje, que completa científicamente la visión integral de la geografía como ciencia a caballo entre las ciencias naturales y las ciencias sociales.

Todo ello enriquece profundamente la propia definición de paisaje, hasta tal punto que, en la reciente conferencia de la sección europea de la Asociación Internacional de Ecología del Paisaje (European IALE Conference 2009), Almo Farina propone directamente la adopción de un paradigma común para el paisaje capaz de ligar los fenómenos físicos, semióticos y cognitivos. Según esta perspectiva “eco-semiótica”, el paisaje, más allá de una porción de territorio, debería definirse como un sistema complejo formado por materia organizada, energía estructurada, información y significado, operando e interaccionando simultáneamente en un “modelo no lineal” (Farina, 2008). La diferencia entre la definición del investigador italiano del Instituto de Biomatemáticas de Urbino y la recogida por el Convenio del Paisaje de Florencia plantea una cierta dualidad de concepto, el paisaje es un sistema complejo de interacción no lineal o bien es, únicamente, la manifestación perceptible del mismo, su carácter, resultado de la acción y la interacción de factores naturales y humanos.

La incorporación progresiva de los planteamientos sistémicos impulsada por la ecología del paisaje ha ido definiendo y profundizando en el necesario papel del paisaje como soporte de funciones clave de los ecosistemas y las comunidades biológicas y, por extensión, de las comunidades humanas. El desarrollo de los paisajes culturales y la visión de la planificación territorial abundan en este aspecto y comienzan a evaluar el papel del paisaje como proveedor de servicios a la ciudadanía: rendimiento económico, servicios culturales y educativos, y contribución a la conservación del patrimonio, a la salud, el ocio, etc. Pero el paisaje, además de visual, debe ser funcional, y acoger y permitir el funcionamiento normal de los procesos y servicios que dependen de él. Así, este carácter sistémico es insoslayable, puesto que el paisaje se conforma a partir de procesos y funciones que alimentan a los ecosistemas y a las comunidades naturales, culturales, socioeconómicas y todas sus posibles mezclas. La planificación territorial a partir del paisaje debe garantizar que estas funciones o servicios se desarrollan en niveles adecuados, tanto desde la perspectiva de las especies y de los ecosistemas naturales como desde la perspectiva de las comunidades humanas.

El tratamiento paisajístico demanda herramientas adecuadas para evaluar el grado de funcionalidad de los paisajes y su capacidad de soporte de los procesos y funciones que deben garantizar la salud de los ecosistemas, la conservación del patrimonio natural y cultural y el rendimiento social, económico y cultural del paisaje.

El último aspecto clave de la definición de paisaje queda ya planteado claramente en la discusión anterior: básicamente el paisaje es el resultado de la interacción de procesos naturales y artificiales, por lo que se encuentra sometido a un patrón temporal cambiante. Por un lado, el sistema complejo que representa un paisaje, en ausencia de perturbaciones graves que puedan desestabilizarlo, seguirá una pauta de evolución termodinámica (teóricamente, entre otros aspectos, optimando sus procesos, mejorando su eficiencia e incrementando su información

a costa de una mayor eficacia en la disipación energética y de un incremento global en la producción de entropía). Por otro lado, un paisaje exhibirá, como resultado de multitud de procesos, un comportamiento dinámico frente a los factores internos y externos que lo afectan, asimilando las perturbaciones, recuperando los daños, restableciendo flujos y procesos. Se generan, así, nuevos atributos del paisaje, como “evolución” o “resiliencia”, de carácter fundamentalmente sistémicos.

Los conceptos derivados de la aplicación de la ecología del paisaje están adquiriendo paulatinamente un peso creciente en la planificación territorial y en la evaluación y el seguimiento ambiental de programas y proyectos, por su enfoque sobre los procesos de transformación y el patrón temporal de cambio del paisaje. El análisis del cambio en el paisaje resulta, cada vez más, una pieza clave en la toma de decisiones de carácter territorial. Esta perspectiva exige un conocimiento profundo de los procesos de transformación que facilite el desarrollo de las herramientas estratégicas de gestión territorial. La metodología, alcance y objetivos de la planificación implican un tratamiento interdisciplinar y sistemático de la transformación del paisaje, que debe diagnosticar, al menos, los siguientes aspectos: los componentes del paisaje y las fuerzas de cambio; la evaluación de la dinámica y transformación del paisaje; la incidencia en el funcionamiento de los ecosistemas y en la biodiversidad; la percepción social del cambio, las alteraciones de la función social, cultural y económica del paisaje y los efectos de los factores de cambio en todos los niveles, incluidos los riesgos. Todo esto, a su vez, es el paso necesario para definir los objetivos de la intervención sobre el paisaje en los instrumentos de planificación espacial y que deberían integrar la doble condición del paisaje como patrimonio natural y como patrimonio cultural; asumir su carácter de recurso y promover su aprovechamiento sostenible, potenciar los servicios que ofrece a la comunidad y, finalmente, controlar los factores de cambio del paisaje con el fin de garantizar la funcionalidad de su estructura y su dinámica para mantener los ecosistemas que lo integran.

### **4.3. El paisaje como clave de la interpretación, protección y transformación de los espacios**

El concepto de paisaje, con toda su carga de subjetividad, desarrolla también una vertiente económica, social y política muy relacionada con otros conceptos complejos e interdisciplinarios, como la calidad de vida o la identidad territorial. Además, el paisaje parece haberse convertido en una realidad sujeta a protección y ordenación, con propuestas políticas, técnicas o económicas que aplican medidas de gestión, intervención y evaluación orientadas a la conservación de sus valores estéticos, económicos, culturales y ecológicos, al mantenimiento y la mejora de los servicios que el paisaje ofrece a las sociedades y los ecosistemas, a la explotación sostenible de sus posibilidades económicas, a la potenciación de sus aspectos patrimoniales y culturales, a la restauración o recuperación de paisajes dañados, o a favorecer la compatibilidad entre los valores del paisaje y el resto de las actividades que se realizan en dicho territorio.

Quienes trabajamos e investigamos como planificadores hemos aprendido que el paisaje es una clave metodológica de la comprensión territorial, la integración ambiental y la salvaguarda patrimonial, y que su protección, ordenación y gestión es un reto comprometido y arduo. El concepto de paisaje contiene una ambigüedad molesta, pero al mismo tiempo su utilidad es clara, pues como decía el profesor de geografía aplicada Jean Labasse (1984), “la noción de paisaje, cuya riqueza es insondable, se encuentra en el principio y en el término de la ordenación”. En la

planificación espacial, y en un contexto de cambios espaciales, el concepto de paisaje se ha ido revelando muy útil, en primer lugar para reorientar el conocimiento del territorio y en segundo lugar para hacer avanzar las herramientas de planificación espacial. En este marco, la conclusión obvia, asentada en el discurso oficial, es que el paisaje es gobernable. No obstante, aunque el paisaje es un buen argumento para la planificación espacial y puede de algún modo ser protegido, otra cosa bien distinta es su ordenación y gestión.

En definitiva, desde nuestro punto de vista, el paisaje, por su carácter de resultado de la combinación dinámica de elementos y factores tanto físicos como humanos, y por su significado entre los valores del medio ambiente y los del patrimonio cultural, es cada vez más un elemento de síntesis para acometer la ordenación de los espacios (Steiner, 1991; De las Rivas 2001). El paisaje debe constituirse como un argumento metodológico de la planificación espacial, pero la propia protección, ordenación y gestión del paisaje precisa de instrumentos específicos para dejar de ser no ya un reto comprometido y arduo sino un imposible. En este sentido la idea de gobernanza, tan de boga actualmente, adquiere aquí un sentido potente.

Entonces, ¿cómo abordar la perspectiva del paisaje en la planificación física? Nuestra experiencia en la elaboración de instrumentos de planificación espacial en Castilla y León (España) nos ha enseñado que el paisaje es un argumento central en la búsqueda de lógicas orientadas al fomento de mayor calidad de vida, porque ofrece un marco de referencia objetivo a las posibilidades de condicionamiento de las eventuales transformaciones, aunque su manejo sea difícil. En los últimos años, muchas administraciones han incorporado criterios paisajísticos, algunos de ellos muy avanzados, a la planificación espacial en España. Ha sido muy meritoria la elaboración del «Atlas de los paisajes de España» y destaca, también la labor del Observatorio del Paisaje en Cataluña, comunidad autónoma donde la legislación específica sobre paisaje empieza a dar frutos. Otros instrumentos se han desarrollado en diferentes escalas territoriales, como la Red de Corredores Ecológicos del País Vasco (Gurrutxaga, 2006), la incorporación de las redes ecológicas a varias Directrices Subregionales de Ordenación Territorial de Castilla y León (Herrera *et al.*, 2005), el diseño de redes de corredores ecológicos vinculados a rutas e itinerarios en Navarra o en Murcia, o el desarrollo de planes específicos como el Plan Territorial Especial de Ordenación del Paisaje de Tenerife. A pesar de estos ejemplos, la situación en España dista mucho de alcanzar el nivel de otros lugares europeos, como puede comprobarse, por ejemplo, en la evaluación de la incorporación de los corredores ecológicos a las políticas de desarrollo y la planificación territorial en Europa (Jongmann, 2002) o en los documentos de desarrollo de The Paneuropean Ecological Network (Bonnin *et al.*, 2007).

Retomando la discusión inicial, consideramos al paisaje como una herramienta útil en la evaluación del territorio en sus múltiples facetas y, más allá, como herramienta de gestión capaz de integrar las diferentes propuestas. El paisaje en la planificación debe ser dispuesto como elemento regulador de la transformación y factor de control de las formas rurales y urbanas. En primer lugar, mediante el peso asignado en la definición del modelo territorial, no sólo como algo a proteger, sino como instrumento regulador del crecimiento urbano disperso, control de impactos y criterio básico de los condicionantes aplicados a las áreas de nueva urbanización. En segundo lugar, por su consideración evidente en la definición de los espacios de protección frente a la transformación urbanística (áreas de singular valor ecológico, formas singulares de relieve, paisajes valiosos...). Y en tercer lugar, porque el entendimiento del territorio como agregado de unidades de paisaje (que tienen

y exigen condiciones particulares) facilita la regulación de la transformabilidad de espacios homogéneos, estableciendo limitaciones o condicionantes a los procesos espaciales y los cambios de usos en función de objetivos de calidad.

La ordenación paisajística y su gestión deben desarrollar el marco técnico que definen las diferentes Unidades de Gestión Paisajística, asignan un modelo de gestión y organizan la información útil, definiendo los elementos, factores y procesos que constituyen los valores del paisaje que deben ser protegidos de la transformación. Más allá, debe aplicarse una inteligencia precisa en su relación con los procesos transformadores, con la fragilidad de cada elemento y con el potencial de uso, definiendo los riesgos y los límites concretos a la transformación. La planificación paisajística orienta y dirige el cambio del paisaje a partir de una comprensión profunda de la dinámica de los procesos y de los valores culturales de cada unidad.

#### **4.4. Las claves prácticas de la incorporación de criterios paisajísticos a la planificación espacial**

La incorporación de propuestas paisajísticas a la planificación espacial parte, según lo hablado, de un enfoque dinámico que permite el desarrollo de propuestas activas, buscando más proteger funciones que conservar valores estáticos. Así surgen, por ejemplo, las propuestas estructurales de los modelos de redes ecológicas derivados de la ecología del paisaje en los que la protección de los espacios y ecosistemas de interés se desarrolla a partir de la definición de tres tipos de espacios: los nodos, las áreas tampón (o *buffers*) y los corredores ecológicos.

Este modelo de protección presenta, como principal ventaja, la versatilidad de su diseño que permite su aplicación e integración en diferentes escalas espaciales. Nosotros mismos hemos aplicado este modelo en distintos instrumentos, tanto en planes territoriales y urbanos como de otro tipo, existiendo también ejemplos de aplicación hasta los niveles transnacionales y paneuropeos. El problema, tal vez, reside en que, tras el diseño, aprobación e implementación de estos instrumentos, se debe poder evaluar si los procesos y servicios que dependen del paisaje funcionan o no correctamente (y, por lo tanto, si los ecosistemas y especies, la actividad económica o la personalidad cultural del espacio que dependen de ellos se han resentido o no de su aplicación). Es en este punto donde adquiere todo su significado el concepto sistémico del paisaje: no basta con percibir un diseño correcto en un instrumento territorial, sino que es imprescindible evaluar, diagnosticar y retroalimentar estos diseños en relación con su funcionamiento real, para lo que es indispensable, a su vez, disponer de instrumentos y recursos científicos, políticos, técnicos y económicos que permitan dar el salto cualitativo hacia esa funcionalidad; algo que todavía queda plasmado en el papel pero no en la realidad.

Una propuesta clave es la *Land Mosaic Theory* de R.T. Forman (1995), capaz de abordar estructuras metropolitanas a partir de una selección abierta de algunos componentes del paisaje: *patches, edges and boundaries, corridors and connectivity, mosaics and networks*. De esta forma, la sectorización del paisaje en función de sus valores y dinámicas permite establecer pautas de gestión.

En este sentido se enmarca también la profunda transformación y redefinición que están experimentando las disciplinas vinculadas a la conservación de la naturaleza y sus relaciones espaciales, que afecta tanto a su territorio como a su modelo de gestión. El gobierno de los espacios naturales y el manejo de la

biodiversidad avanzan hacia el creciente incremento en la participación social, la adopción de modelos de desarrollo local sostenible, la potenciación de las actividades económicas vinculadas a los valores naturales que se quieren proteger o el establecimiento de nuevas relaciones entre los ámbitos urbanos y los espacios protegidos. La concepción tradicional de los espacios protegidos como áreas aisladas se va relegando poco a poco a los espacios emblemáticos (abocados a resolver, también, la relación con su entorno) mientras que conceptos como la custodia del territorio, la conectividad ecológica o la biodiversidad urbana van incorporándose paulatinamente a los modelos de planificación y gestión del territorio.

Este cambio de perspectiva está alterando todos los modelos territoriales orientados a la protección de la biodiversidad. Los antiguos catálogos de elementos singulares a proteger deberán verse reemplazados también por los modelos coherentes en red que potencian la continuidad territorial de los suelos salvaguardados. El aislamiento de los espacios protegidos se rompe también a partir del resto del territorio y se buscan de forma activa nuevas figuras de ordenación que los conecten. Estas conexiones se han convertido en estructuras muy relevantes de la planificación territorial, originando corredores ecológicos y otras “infraestructuras verdes”, como los *greenways*. Los precursores de esta nueva arquitectura territorial tienen ya un largo recorrido entre nosotros, pero su diseño, aplicación práctica, implementación y gestión se encuentran aún en mantillas, tanto en las bases científicas y técnicas que los sustentan como en el ordenamiento jurídico, y por supuesto en su desarrollo real sobre nuestro territorio.

Otro gran desafío de las herramientas paisajísticas de diseño, planificación y gestión territorial es la incorporación de los patrones temporales, no sólo en su análisis y propuestas sino también en su metodología de gestión y en su capacidad de diagnóstico e intervención. Así, un sistema potente de seguimiento y retroalimentación debe ser un requisito imprescindible para cualquier plan territorial, algo que no existe actualmente. Los mecanismos de *feedback* deben estar incorporados desde el principio a los instrumentos de planificación incorporando de forma efectiva las conclusiones y nuevas propuestas a una regulación adaptada al dinamismo de la realidad. En palabras de Jack Ahern (2004) “El desafío de la planificación sostenible consiste en desarrollar planes adaptativos diseñados a partir de la mejor información disponible pero con el reconocimiento explícito de su incertidumbre, que incorporen programas de seguimiento y la reevaluación que permitan cerrar el círculo y aprender haciendo”.

El seguimiento está implícito en la consideración dinámica y sistémica del paisaje, marcando su vinculación íntima con el devenir temporal, no sólo como factor esencial en su concepción y desarrollo, sino también como una herramienta activa de planificación y gestión. Además, la transformación del paisaje ha demostrado ser uno de los aspectos más influyentes en la pérdida de biodiversidad y, por lo tanto, una pieza clave en las políticas de conservación de la naturaleza y en la ordenación territorial, adquiriendo una progresiva importancia en la planificación del crecimiento urbano, en la localización de actividades e infraestructuras, y en la protección y adecuación de los bienes patrimoniales y espacios culturales. Constituye, además, una fuente frecuente de preocupación y conflicto social y una amenaza latente sobre los espacios patrimoniales más valiosos. En este sentido, la planificación paisajística ha desarrollado un gran esfuerzo para restaurar y promover la conectividad ecológica entre los ecosistemas y luchar contra la fragmentación. Ya hemos mencionado el diseño en red de los espacios protegidos y su aplicación en diferentes escalas y modelos. También el diseño de corredores

ecológicos o la implementación de pasillos verdes multifuncionales (*greenways*) que, además, facilitan el desplazamiento de los visitantes y dirigen los flujos hacia los centros de interés, facilitando la interpretación de los paisajes y los bienes culturales, contribuyendo a la ordenación del uso público y potenciando el valor educativo y de ocio, a la vez que se mantienen abiertas distintas conexiones entre los ecosistemas y se favorece un modelo paisajístico más coherente (Anderson y Jenkins, 2006). En cualquier caso, siempre parece conveniente trabajar con la posibilidad del binomio *green corridor / ecological corridor*, en la medida en que se puedan simultanear ambas redes.

A partir de este marco técnico y conceptual, la integración paisajística que tratamos de desarrollar en nuestros instrumentos territoriales va incorporando nuevas aportaciones y enfoques, tratando de continuar el camino de la interdisciplinariedad. Un paso importante, por ejemplo, es la reorientación del papel de la geomorfología y la geodiversidad en la gestión paisajística, que trasciende la visión estática habitual en estos trabajos hacia un papel mucho más activo y vinculado a procesos, valores y riesgos, como puede verse en la ordenación del territorio de Segovia y su entorno (Santos *et al.*, 2006; Santos, 2009).

En esta misma línea de integración e interdisciplinariedad se enmarca el tratamiento paisajístico de algunos espacios culturales complejos, como el Plan Director de Las Salinas de Poza de la Sal o el Plan de Adecuación y Usos del Espacio Cultural Sierra de Atapuerca, en los que las propuestas de ordenación articulan los aspectos culturales y naturales en un modelo paisajístico que, más allá de su función de protección patrimonial, abarca desde el establecimiento de los límites al cambio de uso (*limits of acceptable changes*) hasta la protección paisajística de las vistas. Esta idea fue ya introducida por Ian McHarg (1992) en su concepto de *constraints*, es decir, de limitaciones destinadas a moderar los cambios, en un contexto de preocupación por la capacidad adaptativa de la actividad humana en su medio, y ello dirigido por el *suitability analysis*, que planteaba la idoneidad y adecuación de los usos del suelo a la naturaleza de los espacios. En los espacios culturales, el objetivo es, más allá de preservar los valores naturales y culturales, la interpretación y la comprensión profunda de los procesos e interacciones que originaron estos espacios, y que permite a cualquier visitante indagar en las raíces de las sociedades que los habitaron, de manera que el enfoque no puede separarse de su entorno paisajístico y de los procesos que lo sustentan tal y como afectaron a sus habitantes.

Otra perspectiva profundamente paisajística, aplicada a la planificación urbana, se encuentra en la potenciación y la recuperación de la biodiversidad urbana. Más allá de razones de carácter filosófico, artístico o moral, la diversidad biológica es buena para la ciudad porque ayuda a recoger información del entorno y a aprovecharla en beneficio propio, enseña estrategias baratas, sencillas y eficientes para hacer frente a las condiciones externas, contribuye a controlar el crecimiento indeseado de poblaciones de animales o plantas que pueden dañar nuestros recursos y equilibra las necesidades de mantenimiento de muchos espacios. Al no existir normativa específica, ni incluso un consenso político y social suficiente, la gestión de la naturaleza urbana debe buscar nuevas estrategias, partiendo, por ejemplo, de la funcionalidad del paisaje para proponer herramientas específicas, por ejemplo infraestructuras de soporte de la biodiversidad (Herrera, 2008) que puedan favorecer un ecosistema urbano rico y valioso, a la par que satisfactorio para sus habitantes.

El avance indudable que están suponiendo estos nuevos enfoques paisajísticos en la ordenación territorial no implica, no obstante, que el proceso esté exento de dificultades y problemas. Somos conscientes de que aún queda un largo camino por recorrer y que muchas de las dificultades no por obvias son menos importantes.

#### **4.5. La conectividad ecológica: un elemento clave en la conservación de la naturaleza**

Se apuntaba en los párrafos anteriores que la conectividad ecológica es la funcionalidad de los ecosistemas para intercambiar individuos, materia e información. Es una propiedad dinámica, que permite el intercambio genético evitando la deriva y la degradación de las poblaciones y favoreciendo la biodiversidad y la capacidad de reacción y adaptación ante las condiciones externas, estando por tanto estrechamente relacionada con la propia evolución de los ecosistemas y de las especies que los conforman.

La conectividad ecológica es un factor clave para mantener la biodiversidad. El aislamiento de las poblaciones, reduce el intercambio genético, potencia el efecto de algunas enfermedades contagiosas y reduce la capacidad de adaptación, influyendo fuertemente en la extinción de especies. Las poblaciones necesitan intercambiar información, individuos y estrategias y, para ello, deben ser capaces de desplazarse y acceder a otros territorios. La dispersión de los individuos jóvenes o de las semillas es, además, el primer paso para la implantación de poblaciones en nuevos territorios. De nada servirá disponer de condiciones idóneas para mantener a una determinada especie en un área concreta si ningún individuo puede acceder a ella desde sus territorios actuales. Muchas especies, además, son migradoras o realizan desplazamientos locales. Estas necesidades de desplazamiento deben estar contempladas en las propuestas de espacios libres si se pretende mantener los niveles de biodiversidad. La conservación de la naturaleza necesita diseños territoriales en forma de red (Herrera, 2005) que garanticen la continuidad del tejido ecológico y que mantengan su estructura al variar la escala territorial. De la misma manera, las propuestas de conservación de la biodiversidad, especialmente en ámbitos urbanos y metropolitanos, deben asentarse sobre un modelo territorial coherente si se desea que las infraestructuras verdes y espacios libres propuestos sustenten la riqueza natural de la ciudad.

Los corredores ecológicos son una expresión física de la conectividad ecológica, que representa, sobre el territorio, las conexiones entre los ecosistemas a través de otros espacios. Se trata de un concepto con una gran aceptación aunque con pocos ejemplos prácticos en funcionamiento a nivel urbano. Existen muchos tipos diferentes de corredores ecológicos en función de sus objetivos. Algunos se diseñan específicamente para su uso por una especie determinada, otros se utilizan para restituir pasos o itinerarios a través de barreras (carreteras, vallados...) y otros se diseñan y se usan con propósitos más generales. Los corredores también son muy diferentes según su constitución y funcionalidad. En todo caso, el valor de un corredor depende de los enclaves unidos por él, de la anchura, porte, continuidad y características de su vegetación, de su accesibilidad, de la ausencia de molestias y perturbaciones y de las barreras que tenga que atravesar y de su integración en el modelo territorial. Igual que sucede con cualquiera de las infraestructuras descritas en este trabajo, las dimensiones y, sobre todo, la superficie final es uno de los principales factores a considerar.

#### **4.6. La conectividad ecológica en la planificación espacial formada en el Instituto Universitario de Urbanística de la Universidad de Valladolid**

La sensibilidad ecológica, el objetivo de protección de los espacios valiosos frente a su transformación y el uso del paisaje como argumento planificador han sido claves de la mayoría de los planes urbanos, territoriales, culturales y ambientales formados por equipos del Instituto Universitario de Urbanística de la Universidad de Valladolid (en adelante IUU). Contra corriente en algunos casos, con mejor o peor desempeño técnico y con mejores o peores resultados reales, lo cierto es que poco a poco hemos coadyuvado en la paulatina conformación de una cultura planificatoria y hemos conseguido consolidar asuntos que hasta bien entrado el siglo eran todavía tabús en la planificación espacial, al menos en nuestro país: los riesgos naturales y derivados, los riesgos tecnológicos y los suelos contaminados, el transporte de mercancías peligrosas, la contaminación lumínica, el impacto paisajístico... y, por lo que concierne a este libro, la concepción en red de los espacios de protección por valor ecológico desde la idea de la conectividad.

Éstos son los trabajos de asesoría para la formación de instrumentos de ordenación espacial de escala territorial en los que el IUU ha venido trabajando:

- 1996-2001: DIRECTRICES DE ORDENACIÓN DEL TERRITORIO DE VALLADOLID Y ENTORNO, DOTVAENT. Equipo: Instituto Universitario de Urbanística de la Universidad de Valladolid. Director técnico: Juan Luis de las Rivas Sanz. Aprobación: Decreto 206/2001, de 2 de agosto, por el que se aprueban las Directrices de Ordenación de Ámbito Subregional de Valladolid y Entorno. (Boletín Oficial de Castilla y León -BOCyL-, nº 154, del 8 de agosto de 2001). Disponible en formato pdf en Internet en el Archivo de Planeamiento Urbanístico y Ordenación del Territorio vigente.
- 1999-2005: DIRECTRICES DE ORDENACIÓN DEL TERRITORIO DE SEGOVIA Y ENTORNO, DOTSE. Equipo: Instituto Universitario de Urbanística de la Universidad de Valladolid e Inzamac-Tecopy S.A. Director técnico: Juan Luis de las Rivas Sanz. Aprobación: Decreto 74/2005, de 20 de octubre, por el que se aprueban las Directrices de Ordenación de Ámbito Subregional de Segovia y Entorno. (BOCyL, nº 207, del 26 de octubre de 2005). Disponible en formato pdf en Internet en el Archivo de Planeamiento Urbanístico y Ordenación del Territorio vigente.
- 2000-2005: DIRECTRICES DE ORDENACIÓN DE ÁMBITO SUBREGIONAL DEL ÁREA FUNCIONAL DE ZAMORA, DOAF-ZA. Equipo: Instituto Universitario de Urbanística de la Universidad de Valladolid e Inzamac-Tecopy S.A. Director técnico: Juan Luis de las Rivas Sanz. Trabajo al nivel de documento-propuesta, sin aprobar, y publicación del libro «Territorios de encrucijada. Pensando el Área Funcional de Zamora» (Junta de Castilla y León, 2006).
- 2000-2005: DIRECTRICES DE ORDENACIÓN DE ÁMBITO SUBREGIONAL DEL ÁREA FUNCIONAL DE PALENCIA, DOAF-PA. Equipo: Instituto Universitario de Urbanística de la Universidad de Valladolid e Inzamac-Tecopy S.A. Director técnico: Juan Luis de las Rivas Sanz. Trabajo al nivel de documento-propuesta, sin aprobar, y reorientación hacia un plan provincial.
- 2004-2009: DIRECTRICES DE ORDENACIÓN PROVINCIAL DE PALENCIA, DOP-Palencia. Equipo: Instituto Universitario de Urbanística de la Universidad de Valladolid y Centro de Observación y Teledetección Espacial S.A. Director técnico: Luis Santos y Ganges. Aprobación: Decreto 6/2009, de 23 de enero,

por el que se aprueban las Directrices de Ordenación de Ámbito Subregional de la provincia de Palencia. (BOCyL, nº 18, del 28 de enero de 2009). Disponible en Internet en el Archivo de Planeamiento Urbanístico y Ordenación del Territorio vigente.

- 2008-2010: DIRECTRICES DE ORDENACIÓN DE ÁMBITO SUBREGIONAL DEL ÁREA URBANA DE BURGOS, DOABU. Equipo: PLANZ Planeamiento Urbanístico S.L., con la colaboración del Instituto Universitario de Urbanística de la Universidad de Valladolid. Director técnico: Gregorio Vázquez Justel. Orden de inicio (BOCyL nº 39, de 26-02-10). Trabajo al nivel de documento final, sin aprobación.
- 2006-2007 y 2009: PLAN DE ADECUACIÓN Y USOS DEL ESPACIO CULTURAL SIERRA DE ATAPUERCA (BURGOS). Equipo: Instituto Universitario de Urbanística de la Universidad de Valladolid. Director técnico: Luis Santos y Ganges. Aprobación: Resolución de 24 de febrero de 2011, de la Dirección General de Patrimonio Cultural, por la que se inicia el procedimiento de aprobación del Plan de Adecuación y Usos del Espacio Cultural de la Sierra de Atapuerca (Burgos) y se abre un trámite de información pública. (BOCyL, nº 57, de 23 de marzo). Documento de aprobación disponible en Internet.
- 2006-2012: REVISIÓN DE LAS DIRECTRICES DE ORDENACIÓN DE ÁMBITO SUBREGIONAL DE VALLADOLID Y ENTORNO. Equipo: Instituto Universitario de Urbanística de la Universidad de Valladolid. Director técnico: Juan Luis de las Rivas Sanz. Trabajo al nivel de documento final, pendiente de aprobación.
- 2009-2011: REVISIÓN Y ACTUALIZACIÓN DE LAS BASES PARA LA ORDENACIÓN, EL USO Y LA GESTIÓN DE LOS ESPACIOS NATURALES DE COVALAGUA Y LAS TUERCES (PALENCIA). Equipo: Gama Alternativas Medioambientales SL e Instituto Universitario de Urbanística de la Universidad de Valladolid. Directores técnicos: Pedro María Herrera Calvo y Luis Santos y Ganges. Orden FYM/250/2012, de 9 de abril, por la que se modifica la Orden MAM/1525/2010, de 2 de noviembre, por la que se acuerda la iniciación del Plan de Ordenación de los Recursos Naturales de Covalagua y Las Tuerces en la provincia de Palencia. (BOCyL nº 78 de 25 de abril de 2011).

¿En qué ha consistido la protección del patrimonio natural en red en la ordenación del territorio de ámbito subregional? Desde un principio, como base protectora, la consideración de los espacios con especiales valores naturales en el planeamiento sigue dos pautas diferenciadas en función de la consideración legal de dichos espacios. La planificación territorial distingue claramente entre los espacios naturales protegidos y aquellos otros que aún con valores y recursos de interés no se encuentran recogidos en la normativa vigente.

En general, la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad establece la prevalencia de los espacios naturales protegidos sobre el desarrollo urbanístico, por lo que, con carácter general, la planificación de espacios naturales protegidos prevalece sobre el planeamiento urbanístico y territorial.

En Castilla y León, los espacios naturales protegidos que disponen de Plan de Ordenación de los Recursos Naturales deben incorporar, de forma automática, las determinaciones del PORN a la normativa de los instrumentos urbanísticos. En Castilla y León es la ya caduca Ley 8/1991, de 10 de mayo, de Espacios Naturales la encargada de regular estos aspectos.

Una situación peculiar es, en la actualidad, la de los espacios pertenecientes a la Red Natura 2000. Estos espacios proceden de la aplicación de la Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres, transpuesta al ordenamiento jurídico español a través del Real Decreto 1997/1995, de 7 de diciembre, por el que se establecen medidas para contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestre, modificado posteriormente por el Real Decreto 1193/1998, de 12 de junio. La principal regulación aplicable en la actualidad en relación a los lugares Natura 2000 figura en el artículo 6 de la Directiva 92/43/CE, cuyo texto es literalmente transcrito en el artículo análogo del Real Decreto 1997/1995, de 7 de diciembre, por el que se establecen medidas para contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestre. El citado artículo sexto, en su apartado 3 establece los límites de los instrumentos de planificación que se realicen sobre dichas áreas:

“... 3. Cualquier plan o proyecto que, sin tener relación directa con la gestión del lugar o sin ser necesario para la misma, pueda afectar de forma apreciable a los citados lugares, ya sea individualmente o en combinación con otros planes y proyectos, se someterá a una adecuada evaluación de sus repercusiones en el lugar, teniendo en cuenta los objetivos de conservación de dicho lugar. A la vista de las conclusiones de la evaluación de las repercusiones en el lugar y supeditado a lo dispuesto en el apartado 4, las autoridades nacionales competentes sólo se declararán de acuerdo con dicho plan o proyecto tras haberse asegurado que no causará perjuicio a la integridad del lugar en cuestión y, si procede, tras haberlo sometido a información pública.”

Este artículo recoge las medidas de gestión y mecanismos de prevención a considerar en los espacios que conforman la Red Natura 2000; no obstante, resulta evidente que presenta una elevada ambigüedad. La interpretación correcta de los contenidos del mismo ha sido objeto de continuas controversias, por lo que la Comisión Europea elaboró el informe «Gestión de Espacios Natura 2000. Disposiciones del artículo 6 de la Directiva 92/43/CEE sobre hábitats». Este documento (de 73 páginas íntegramente dedicadas a la interpretación del artículo anteriormente transcrito) se considera que es el que ha de ser oficialmente asumido como esclarecedor de toda duda en cuanto al significado del texto normativo citado.

En general, los instrumentos urbanísticos que se desarrollan sobre espacios vinculados a la Red Natura 2000 (en Castilla y León, los Planes Generales de Ordenación Urbana y las Normas Urbanísticas Municipales) no disponen de instrucciones o metodologías normalizadas para la incorporación de los lugares de la Red Natura 2000 a sus normas. Esta incorporación depende, fundamentalmente, de la capacidad del equipo redactor y de los informes emitidos por la administración competente (el servicio de Espacios Naturales de la Consejería de Medio Ambiente) al revisar dichos instrumentos. En estas condiciones pueden aparecer situaciones dispares dentro del mismo espacio natural en función, por ejemplo, del planeamiento municipal vigente.

Las Directrices de Ordenación de Ámbito Subregional en Castilla y León, en general, incorporan la Red Natura 2000 a su propuesta de suelos protegidos, bien

los espacios completos en el caso de lugares discretos que no incluyen núcleos urbanos bien incorporando el suelo rústico en los lugares que acogen, en su interior, núcleos urbanos o entornos habitados.

El resto de espacios naturales, es decir, aquellos que poseen valores ambientales relevantes pero que no se encuentran protegidos por la legislación vigente, son tratados de forma diferente por las distintas herramientas de ordenación territorial, aunque se pueden apreciar una serie de características comunes.

Si se analizan las diferentes Directrices de Ordenación de Ámbito Subregional, cabe establecer una situación similar a todas ellas, que pasa, en primer lugar, por establecer la consideración de estos espacios con valores naturales y ambientales como suelos no urbanizables especialmente protegidos. El planeamiento urbanístico general deberá recoger dicha clasificación.

La propuesta de ordenación de estos espacios suele estar realizada, por tanto, a partir de un catálogo de espacios de interés, cuyos principales objetivos se refieren a su protección frente a usos y actuaciones que puedan degradarlos y a la potenciación de usos aprovechamientos y actividades compatibles con su conservación. También se propone, por lo general, conservar la estructura rural existente, potenciar aquellos usos tradicionales vinculados a los valores a proteger, fomentar el uso público y recreativo en dichos espacios, prevenir riesgos naturales o restaurar espacios degradados por la actividad humana.

La normativa de dichas Directrices responde a las pautas anteriores, estableciendo una serie de medidas de protección como la clasificación del suelo como suelo protegido, la determinación de usos prohibidos, usos condicionados y usos compatibles o algunas propuestas concretas de usos a potenciar para conservar y mejorar el espacio propuesto. Este tipo de propuestas se fundamentan en espacios singulares insertados en una matriz territorial más amplia, sin que hayan sido tenidas en cuenta las relaciones entre dichos espacios ni sus necesidades en cuanto a conectividad o a intercambio con otros espacios (especialmente valiosos o no) de su entorno.

Las Directrices de Ordenación del Territorio en las que ha participado el Instituto de Urbanística han ido desarrollando paulatinamente un modelo territorial coherente, que trasciende la mera catalogación de espacios y elementos valiosos buscando una protección más paisajística y global. Las Directrices de Valladolid y Entorno (DOTVAENT), las de Segovia y Entorno (DOTSE), las propuestas descartadas de Directrices de las Áreas Funcionales de Palencia y Zamora (DOAF-PA y DOAF-ZA) y, finalmente, las Directrices de Ordenación de la Provincia de Palencia (DOP-Palencia) han ido incorporando nuevos criterios y propuestas de forma progresiva, mejorando el modelo y las normas, e incorporando nuevas ideas cada vez más maduras.

Las Directrices de Ordenación de Ámbito Subregional de Valladolid y Entorno (DOTVAENT, 2001) ya marcaban un modelo territorial más ambicioso que la mera conservación de espacios singulares, como puede apreciarse en la dedicación de un capítulo completo de la normativa a la protección de espacios por su valor natural. En cabecera de esta propuesta de protección estaba la definición de unas Áreas de Singular Valor Ecológico (ASVE) como espacios protegidos por las propias Directrices, en los que la calidad ambiental es muy elevada, tanto por sus valores naturales como por su fragilidad frente a los usos urbanos. Las ASVE son espacios destinados principalmente a la protección del medio ambiente y tienen

la condición de utilidad pública e interés social. Su protección se materializa en un título propio en la normativa de las DOTVAENT.

Además de las ASVE, más próximas a una concepción tradicional de espacios naturales protegidos pero incorporados ya como figura relevante en el planeamiento urbanístico, las DOTVAENT definían otros espacios de protección, en los que se iban incorporando nuevos planteamientos. Podría decirse que el segundo nivel de protección venía definido por la figura de las Áreas de Interés Paisajístico, Histórico y Agrícola (APHA) y por el sistema subregional de parques y corredores verdes, que establecía una red de corredores basada en elementos tradicionales (vías pecuarias, caminos tradicionales, riberas...), conectada con los núcleos de población y orientada al uso recreativo y disfrute de los entornos naturales.

La idea de las redes ecológicas no fue trabajada de forma explícita pues a las dificultades propias de ser el primer instrumento de ordenación del territorio en la Comunidad Autónoma se le sumaba el hecho de que los “ríos y arroyos”, los “canales” y las “cuesta y laderas” aparentemente garantizaban la conectividad. Fue un asunto política y técnicamente considerado como absolutamente menor.

Otra aportación ambiental de las DOTVAENT fue el planteamiento de protección paisajística, mediante la aplicación de directrices de conservación sobre las diferentes unidades de paisaje definidas en el ámbito de las Directrices, de forma complementaria al resto de las regulaciones. Se incorporan así por primera vez algunos criterios y directrices de protección paisajística sobre el conjunto del territorio, incorporando la conservación de la biodiversidad, los recursos naturales y los usos adecuados del territorio sobre espacios productivos y urbanísticamente activos, lo que también supone un salto adelante en la consideración global del territorio. El paisaje en las DOTVAENT se consideraba como una matriz cuyo cambio refleja las condiciones de todo el sistema territorial, planteándose la intervención protectora sobre el paisaje como una herramienta de mejora global del territorio.

Las DOTVAENT incluían, además, otro aspecto destacado, la protección de los paisajes agrarios como elementos de indudable valor paisajístico y territorial. A partir de un estudio *–Landscape evaluation–* realizado para dichas Directrices por paisajistas expertos de la Arizona State University, que remarcaba el gran valor de los paisajes agrarios por factores tan dispares como la diversidad, la riqueza ecológica o la calidad visual. En este sentido las DOTVAENT dedicaban un capítulo a la protección de espacios agrarios valiosos y a la definición de directrices para la protección de la agricultura periurbana.

Por su parte, la principal aportación de las Directrices de Ordenación de Ámbito subregional de Segovia y su entorno (DOTSE, 2005) respecto del modelo propuesto en las DOTVAENT fue la consideración integrada de los aspectos paisajísticos como la clave de la ordenación propuesta. El territorio segoviano se definía fundamentalmente por su valor ecológico y paisajístico global como parte de la Sierra de Guadarrama y su piedemonte, y la fisiografía se convertía en el argumento principal del proceso de ordenación. La calidad ambiental del territorio quedaba manifiesta en el extenso catálogo de espacios protegidos, además de los espacios naturales y la red Natura 2000; las DOTSE consolidaban la figura protectora propia de las Directrices, las Áreas de Singular Valor Ecológico incluían además un tipo de ASVE de tamaño muy reducido, los Lugares de Interés Natural (LIN), y ampliaban la propuesta de espacios de protección en un segundo nivel más flexible mediante la figura de los Paisajes Valiosos (PV).

Las DOTSE marcaron, además, la instrumentación en Castilla y León del concepto de red ecológica como matriz de la propuesta de protección del territorio, incorporándose por primera vez la continuidad de los espacios protegidos como un valor añadido. En este sentido, el programa de corredores verdes no se limitaba ya al concepto de las DOTVAENT de 2001, de espacios fundamentalmente recreativos, sino que se empezaba a valorar ya una red continua de suelos protegidos que debían garantizar la conectividad ecológica del territorio.

Son, no obstante, las Directrices de Ordenación de Ámbito Subregional de la Provincia de Palencia (DOP-Palencia, 2009) y las Directrices de Ordenación de ámbito subregional del Área Urbana de Burgos (DOABU), las que han desarrollado de modo más completo un modelo coherente de protección ecológica basada en una “arquitectura en red”.

El modelo propuesto en este instrumento en vigor es una red ecológica que sigue la estructura propuesta por los principales organismos internacionales de conservación de la naturaleza, fundamentada en tres elementos: zonas núcleo o nodos, zonas de amortiguación y zonas de conexión (corredores). Un modelo que ya estaba asumido por la comunidad científica y por las diferentes administraciones y aparecía destacado, por ejemplo, en el Plan de Acción para los Espacios Naturales Protegidos de España o en las propuestas legislativas de varias comunidades autónomas.

El modelo de zonificación de estas Directrices contenía tres elementos principales. Por un lado las zonas núcleo, formadas por los espacios naturales protegidos, los espacios de la Red Natura 2000, las ASVE y el resto de los espacios de protección definidos por cada una de las directrices. Además, se definían áreas de amortiguación, orientadas a la protección del entorno de las zonas núcleo y a garantizar su conexión con la red de protecciones. No obstante, el principal avance de estas Directrices fue la definición de corredores ecológicos. El diseño de una estructura continua en red como base de la propuesta de protección implicaba la localización y protección de los espacios lineales que favorecen la conectividad ecológica del territorio, enlazando entre sí los diferentes núcleos. Se trata, además, de una propuesta eminentemente ecológica, que aunque en ocasiones estaba relacionada estrechamente con los corredores verdes (definiendo espacios conectivos polivalentes) en otras ocasiones se desarrollaba de forma completamente independiente con respecto a ellos. Finalmente, el modelo debía identificar las barreras y puntos conflictivos, es decir, aquellos espacios y lugares en los que se podía romper la arquitectura de la red de protección, presentando problemas y tensiones en su relación con el sistema de protección.

De hecho, a partir de las DOABU y las DOP-Palencia de 2009, nos hemos servido de esta metodología de trabajo en otros instrumentos planificatorios de signo distinto pero donde el modelo de protección era fundamental. Así, hemos hecho este tipo de planteamientos en el Plan de Adecuación y Usos del Espacio Cultural Sierra de Atapuerca (Burgos), que es un instrumento de protección espacial y a la vez de puesta en valor como espacio cultural de un bien patrimonio mundial, así como en las Bases para la Ordenación, el Uso y la Gestión de los Espacios Naturales de Covalagua y Las Tuerces (Palencia), con vistas a optimizar los valores ecológicos de ambos espacios de la Red de Espacios Naturales de Castilla y León.

El trabajo en las Directrices de Ordenación del Territorio de Valladolid y su entorno (DOTVAENT), y específicamente su actualización del año 2010, permitió detectar en el “área metropolitana en formación” de Valladolid la presencia de abundantes manifestaciones de variados procesos de fragmentación ecológica,

especialmente los relacionados con la ocupación del suelo, las infraestructuras y la industrialización de la producción agraria. El análisis posterior de estos factores, que se expresará en el estudio de caso incluido en el capítulo 6, se ha realizado fundamentalmente de forma gráfica a partir de las capas del SIG y la información urbanística, además de la evaluación de los procesos realizada por el Instituto de Urbanística de la Universidad de Valladolid y la Junta de Castilla y León a lo largo de la elaboración de las DOTVAENT. Estos trabajos permiten extraer, entre los factores de fragmentación, aquellos relevantes en esta zona: los procesos de urbanización y ocupación de suelo, incluida la suburbanización, el desarrollo de infraestructuras y específicamente las infraestructuras cerradas de alta intensidad (rondas, autovías, autopistas, líneas de gran velocidad ferroviaria), así como las infraestructuras energéticas y los diferentes procesos de intensificación de la producción. La prevención y control de este tipo de procesos centra las propuestas de conectividad ecológica recogidas en dicho capítulo y la parte más voluminosa del trabajo práctico recogido en esta publicación.

Éstas son las obras editadas y ponencias a raíz de nuestra investigación y experiencia en Ordenación del Territorio y en planeamiento en general desde una vertiente paisajística y “ambientalmente protectora” (ordenadas cronológicamente):

- DE LAS RIVAS SANZ, Juan Luis (1990): “Los sistemas de Planeamiento en Europa y el horizonte del Planeamiento Regional en el Estado Español”, en *Directrices de Ordenación Territorial de la Comunidad Autónoma del País Vasco*, Departamento de Urbanismo, Vivienda y Medio Ambiente, Gobierno Vasco, pp. 37-51.
- DE LAS RIVAS SANZ, Juan Luis (1997): “La Naturaleza en la Ciudad–Región: paisaje, arteificio y lugar”, en MADERUELO, Javier –coord.- *El Paisaje: arte y naturaleza: Huesca 1996*. Diputación de Huesca, Huesca, pp. 173–207.
- DE LAS RIVAS SANZ, Juan Luis (1997): “Methodology for a New Plan: Valladolid as City–Region”, en *Second International Symposium on Urban Planning and Environment: strategies and methods for improving environmental quality in compact cities*”, Groningen, 11-14 de marzo de 1997.
- DE LAS RIVAS SANZ, Juan Luis (1998): “Corridori verdi a Valladolid e i suoi dintorni” en *Revista Rassegna di Architettura e Urbanistica*, Anno XXXII nº 95/96, pp. 39-52.
- DE LAS RIVAS SANZ, Juan Luis (1998): “Valladolid and its Environs: sustainable basis in a proposal of City-Region”, en *Creating Sustainable Places*. Herberger Center for Desing Excellence, Arizona State University, pp. 29-36.
- DE LAS RIVAS SANZ, Juan Luis; CASTRILLO ROMÓN, María de los Ángeles; HOYUELA JAYO, Antonio; PEIRET I CARRERA, Antoni; SANTOS Y GANGES, Luis & VÁZQUEZ JUSTEL, Gregorio (1998): *Avance de Directrices de Ordenación Territorial de Valladolid y Entorno*. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Junta de Castilla y León, Valladolid.
- DE LAS RIVAS SANZ, Juan Luis; CASTRILLO ROMÓN, María de los Ángeles; CLAVERO RODRÍGUEZ, Ramiro; RODRIGO GONZÁLEZ, Enrique & SANTOS Y GANGES, Luis (1999): “El paisaje como elemento estructurante de la ciudad futura: el caso del avance de directrices de ordenación territorial de Valladolid y Entorno”, en *El paisaje urbano en el marco de la sostenibilidad: IX Jornadas sobre el Paisaje*. Segovia, 30 de octubre de 1998. Asociación para el Estudio del Paisaje y Centro Nacional de Educación Ambiental, pp. 91-98.
- DE LAS RIVAS SANZ, Juan Luis (1999): “La Naturaleza en la Ciudad–Región: Paisaje, Arteificio y Lugar” en *Revista URBANA*, nº 24, pp. 11-35.

- DE LAS RIVAS SANZ, Juan Luis (2000): “Modos de urbanización y desarrollo sostenible. Sobre el sentido de la planificación espacial”, en ROMANO VELASCO, Joaquín —coord.- *Evaluación de impacto ambiental: del impacto al pacto con nuestro entorno*. Ámbito, Valladolid, pp. 107-147.
- DE LAS RIVAS SANZ, Juan Luis; SAN MARTÍN, Ignacio & STEINER, Fritz (2000): *Introducción a la edición española de Proyectar con la Naturaleza de Ian McHarg*. Gustavo Gili, Barcelona. (DE LAS RIVAS y SAN MARTÍN, dirección técnica de la traducción y de la edición en castellano).
- DE LAS RIVAS SANZ, Juan Luis (2000): “Paisajes frágiles”, en IGLESIAS GIL, José M. —ed.- *Cursos sobre el Patrimonio Histórico 4*, Universidad de Cantabria y Ayuntamiento de Reinosa, pp. 255-264.
- DE LAS RIVAS SANZ, Juan Luis (2001): “El Paisaje en las Directrices Territoriales de Valladolid y Entorno”, en *II Biennal Europea de Paisatge*, Barcelona, 19-21 de abril.
- DE LAS RIVAS SANZ, Juan Luis (2001): “En los paisajes de la ciudad-región” en *OP ingeniería y territorio*, núm. 54, pp. 74-83.
- DE LAS RIVAS SANZ, Juan Luis & ESCOBEDO CARDEÑOSO, F. (2002): “Planificación subregional: aspectos estructurales y singulares: los casos de España, Reino Unido, Irlanda y EE. UU.” en *OP ingeniería y territorio*, núm. 60, pp. 54-65.
- SANTOS Y GANGES, Luis; MARTÍN DUQUE, José Francisco; DE LAS RIVAS SANZ, Juan Luis & DÍEZ HERRERO, Andrés (2002): “La orientación fisiográfica en la formulación de las Directrices de Ordenación Territorial de Segovia y Entorno”, en *Actas del III Congreso Internacional de Ordenación del Territorio*. Gijón, 3 de julio de 2001. FUNDICOT, Madrid, pp. 1068-1070.
- LÓPEZ TRIGAL, Lorenzo; PLAZA GUTIÉRREZ, Juan Ignacio; MOLINERO HERNANDO, Fernando; MANERO MIGUEL, Fernando; SÁNCHEZ BLANCO, Ángel; DE LAS RIVAS SANZ, Juan Luis; CABERO DIÉGUEZ, Valentín; CALONGE VELÁZQUEZ, Antonio y PRIETO SARRO, Ignacio (2002): *La ordenación del territorio en Castilla y León: documento técnico*. Consejo Económico y Social de Castilla y León, Valladolid.
- DE LAS RIVAS SANZ, Juan Luis (2003): “El papel de la planificación en la ciudad sostenible: viejas ideas para problemas nuevos”, en *Ciudad, Patrimonio y Territorio: materiales de investigación II*. Universidad Iberoamericana, Puebla (México).
- DE LAS RIVAS SANZ, Juan Luis (2003): “Planificación del paisaje en el actual marco de ordenación del territorio: dificultades y resultados desde algunas experiencias en Castilla y León”, en *Actas de las II Jornadas Ibéricas de Ecología del Paisaje: presente y futuro de la ecología del paisaje en la Península Ibérica*, Universidad de Alcalá de Henares.
- DE LAS RIVAS SANZ, Juan Luis —dir.- (2003): “Directrices de Ordenación Territorial de Segovia y Entorno”, trabajo para exposición en la *Biennial of Towns & Town Planners in Europe, Congreso Internacional de Urbanismo*, Barcelona, del 10 al 12 de Abril de 2003.
- DE LAS RIVAS SANZ, Juan Luis (2003): “Planificación del paisaje en el actual marco de ordenación del territorio: dificultades y resultados desde algunas experiencias en Castilla y León”, en *II Jornadas Ibéricas de Ecología del Paisaje: presente y futuro de la ecología del paisaje en la Península Ibérica*, 24-26 de septiembre.
- SANTOS Y GANGES, Luis (2003): “Las Directrices de Ordenación de Ámbito Subregional de Valladolid y Entorno, un instrumento pionero de ordenación del territorio”, en *La ciudad: nuevos procesos, nuevas respuestas: VI Coloquio de Geografía Urbana del Grupo de Geografía Urbana de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 23 de junio de 2002, Universidad de León, pp. 309-317.
- SANTOS Y GANGES, Luis & DE LAS RIVAS SANZ, Juan Luis (2003): “En torno al papel del paisaje en la planificación espacial”, en *IV Congreso Internacional de Ordenación del Territorio: nuevos territorios para nuevas sociedades*. Gobierno de Aragón y Universidad de Zaragoza. Madrid, pp. 476-480.

- HERRERA CALVO, Pedro María; SANTOS Y GANGES, Luis; CEBALLOS AYUSO, Miguel Ángel & PARRILLA DOMÍNGUEZ, Orlando (2005): "Un modelo de protección del sistema ecológico local para aplicar en las directrices de ordenación territorial de ámbito subregional", en FERNÁNDEZ MANSO, Alfonso; SAN ROMÁN RODRÍGUEZ, José M<sup>a</sup> y VALBUENA RELEA, M<sup>a</sup> Luz –dirs.- *Nuevos retos de la Ordenación del Medio Natural*. Universidad de León, Campus de Ponferrada, Ponferrada, pp. 104-116.
- SANTOS Y GANGES, Luis (2005): "Aplicación de la Ley de Ordenación del Territorio", en SÁNCHEZ GOYANES, Enrique –dir.- *Derecho urbanístico de Castilla y León*, La Ley-Actualidad, Madrid, pp. 145-168.
- DE LAS RIVAS SANZ, Juan Luis; SANTOS Y GANGES, Luis; DOMINGO VAQUERO, Manuel & RODRIGO GONZÁLEZ, Enrique (2006): *Directrices de Ordenación de ámbito subregional de Segovia y Entorno*. Consejería de Fomento de la Junta de Castilla y León, Valladolid.
- HERRERA CALVO, Pedro María; SANTOS Y GANGES, Luis; PARRILLA DOMÍNGUEZ, Orlando & CEBALLOS AYUSO, Miguel Ángel (2006): "La protección de la biodiversidad en el planeamiento urbanístico: aplicación a cuatro municipios españoles", en *XII Congreso Iberoamericano de Urbanismo*, Asociación Española de Técnicos Urbanistas y Junta de Castilla y León, Salamanca.
- DE LAS RIVAS SANZ, Juan Luis; SANTOS Y GANGES, Luis; HOYUELA JAYO, Antonio; DOMINGO VAQUERO, Manuel & RODRIGO GONZÁLEZ, Enrique (2006): *Territorios de encrucijada: pensando el Área Funcional de Zamora*. Consejería de Fomento de la Junta de Castilla y León, Valladolid.
- DE LAS RIVAS SANZ, Juan Luis (2006): "El paisaje como regla: el perfil ecológico de la planificación espacial", en CASTRILLO ROMÓN, María y GONZÁLEZ-ARAGÓN CASTELLANOS, Jorge –coords.- *Planificación territorial y urbana*, Universidad de Valladolid y Universidad Autónoma Metropolitana de México.
- SANTOS Y GANGES, Luis; MARTÍN DUQUE, José Francisco & DÍEZ HERRERO Andrés (2006): "Aspectos geomorfológicos en las Directrices de Ordenación Territorial de Segovia y Entorno (DOTSE)", en PÉREZ ALBERTI, Augusto y LÓPEZ BEDOYA, Juan –coords.- *Geomorfología y Territorio: actas de la IX Reunión Nacional de Geomorfología*, Santiago. USC, Santiago de Compostela, pp. 945-961.
- SANTOS Y GANGES, Luis (2007): "La provincia como ámbito de planificación territorial: las Directrices de Ordenación Provincial de Palencia (España)", en *Actas del V Congreso Internacional de Ordenación del Territorio: Agua, territorio y paisaje: de los instrumentos programados a la planificación aplicada*. Málaga, 22-24 de noviembre de 2007. Universidad Complutense de Madrid y FUNDICOT.
- HERRERA CALVO, Pedro María & SANTOS Y GANGES, Luis (2008): "A model to improve ecological connectivity and biodiversity protection in land planning: application to regional scale in some Guidelines of Territorial Arrangement in Castilla y León (Spain)", poster en *Environment Workshops 2008: habitat fragmentation and cultural landscapes: the role of connectivity and biological corridors*. Universidad Internacional de Andalucía.
- SANTOS Y GANGES, Luis (2009): "Segovia y su entorno periurbano: perspectivas de la planificación territorial y políticas de paisaje", en PILLET CAPDEPÓN, Félix; CAÑIZARES RUIZ, María del Carmen y RUIZ PULPÓN, Ángel Raúl –coords.- *Geografía, territorio y paisaje: el estado de la cuestión: actas del XXI Congreso de Geógrafos Españoles*, Ciudad Real, del 27 al 29 de octubre de 2009. Asociación de Geógrafos Españoles y Universidad de Castilla-La Mancha, pp. 671-683.
- HERRERA CALVO, Pedro María (2009): "De paisajes, ecologías y, por qué no, seguimientos...", en IGLESIAS MERCHÁN, Carlos –dir.- *Ecología del Paisaje y Seguimiento Ambiental: Feedback en Materia Ambiental*. ECOPÁS, Madrid, pp. 23-42.

- SANTOS Y GANGES, Luis (2009): “Paisajes culturales y planificación espacial”, en IGLESIAS MERCHÁN, Carlos —dir.- *Ecología del Paisaje y Seguimiento Ambiental: Feedback en Materia Ambiental*. ECOPÁS, Madrid, pp. 45-68.
- SANTOS Y GANGES, Luis (2010): “Instrumentos de sostenibilidad urbana en la normativa de Castilla y León de cara a la planificación urbanística y territorial”, en CASANUEVA GÓMEZ, Patricia y FERNÁNDEZ MORILLA, Mónica —eds.- *Estrategias medioambientales y sostenibilidad urbana*. Universidad Europea Miguel de Cervantes, Valladolid, pp. 101-121.
- SANTOS Y GANGES, Luis & HERRERA CALVO, Pedro María (2010): “Nuevas perspectivas en la planificación de Espacios Naturales: el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales de Las Tuerces y Covalagua (Palencia, España)”, en *Actas del VI Congreso Internacional de Ordenación del Territorio: caminando hacia un compromiso con el territorio*, Pamplona, 27-29 octubre, 2010. FUNDICOT, Madrid, pp. 1168-1182.
- HERRERA CALVO, Pedro María & SANTOS Y GANGES, Luis (2010): “El paisaje como elemento integrador en el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales de Covalagua y Las Tuerces (Palencia)”, en IGLESIAS MERCHÁN, Carlos —coord.- *Estudios de paisaje: ámbitos de estudio y aplicaciones prácticas*. ECOPÁS, Madrid, pp. 55-81.
- DE LAS RIVAS SANZ, Juan Luis (2011): “The Meaning of Spatial Planning, Guidelines for the Territorial Planning of Segovia and Surrounding Areas, Segovia, Spain”, en DAMIANAKOS, Damianos; VENTURA, Paolo & ZAVRIDES, Neophytos —eds.- *Minor Communities and Natural and Cultural Heritage: an Asset or a Liability?*. McGraw Hill, pp. 165-166.

#### 4.7. Referencias bibliográficas del capítulo cuarto

- AHERN, Jack (2004): “Theories, methods and strategies for sustainable landscape planning”, en TRESS, B.; TRESS, G.; FRY, G. & OPDAM, P. —eds.- *Proceedings of the Frontis Workshop From Landscape Research to Landscape Planning: aspects of Integration, Education and Application*. Wageningen (Netherlands).
- ANDERSON, Anthony B. & JENKINS, Clinton N. (2006): *Applying Nature’s Design: corridors as a strategy for biodiversity conservation*. Columbia University Press, Nueva York.
- BONNIN, M.; BRUSZIK, A.; DELBAERE, B.; LETHIER, H.; RICHARD, D.; RIENTJES, S.; VAN UDEN, G. & TERRY, A. (2007): “The Pan-European Ecological Network: taking stock” en *Nature and Environment*, nº 146.
- CAUQUELIN, Anne (2007): *L’invention du paysage*. París. PUF.
- CIFUENTES, Pedro; GONZÁLEZ, Santiago & ALONSO, Ángel (1992): *Diccionario de la Naturaleza: Hombre, Ecología, Paisaje*. Espasa-Calpe, Madrid.
- DUBINI, Renzo (1994): *Geografie dello sguardo: visione e paesaggio in età moderna*. Torino.
- FARINA, Almo (2008): “The landscape as a semiotic interface between organisms and resources” en *Journal of Biosemiotics*, nº 1.
- FORMAN, Richard T. (1995): *Lands Mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press.
- FORMAN, Richard T. & GODRON, Michael (1986): *Landscape Ecology*. Wiley & Sons, Nueva York.
- GONZÁLEZ BERNÁLDEZ, Fernando (1981): *Ecología y paisaje*. Madrid.
- GURRUTXAGA, M.; DE FRANCISCO, M. & ARANBURU, A. (2006): “Red de corredores ecológicos de la Comunidad Autónoma del País Vasco”, en *XVI Congreso de Estudios Vascos*. San Sebastián.
- HERRERA CALVO, Pedro María (2008): “Infraestructuras de soporte de la Biodiversidad”, en *Ciudades*, nº 11, pp. 167-188.

- HERRERA CALVO Pedro María; SANTOS y GANGES Luis; CEBALLOS AYUSO, Miguel Ángel & PARRILLA DOMÍNGUEZ, Orlando (2005): "Un modelo de protección del sistema ecológico local para aplicar en las directrices de ordenación territorial de ámbito subregional", en *Nuevos retos de la ordenación del medio natural*. Universidad de León, Ponferrada.
- HIGUCHI, T. (1988): *The visual and spatial structure of landscapes*. Cambridge.
- JACKSON, John Brinkerhoff (1980): *The Necessity for Ruins and Other Topics*. University of Massachusetts Press.
- JONGMAN, R. H. & KAMPHORST, D. (2002): "Ecological corridors in land use planning and development policies" en *Nature and Environment*, nº 125.
- LABASSE, Jean (1984): *La organización del espacio: elementos de geografía aplicada*. IEAL, Madrid.
- McHARG, Ian L. (1992): *Design with Nature*. John Wiley & Sons. (Ed. orig., 1969).
- MADERUELO RASO, Javier (2005): *El paisaje: génesis de un Concepto*. Madrid.
- MATA OLMO, Rafael & TARROJA COSCUELA, Álex -dirs.- (2006): *El paisaje y la gestión del territorio: criterios paisajísticos en la ordenación del territorio y el urbanismo*. Diputación de Barcelona.
- NAVEH, Z. (1995): "Interactions of landscape and culture" en *Landscape and Urban Planning*, nº 32.
- ORTEGA VALCÁRCEL, José (2000): *Los horizontes de la geografía*. Ariel, Madrid.
- RISSER, P. G.; KARR, J. R. & FORMAN, R. T. (1984): *Landscape ecology: directions and approaches*. Illinois Natural History Surveys, Champaign (ILL).
- DE LAS RIVAS SANZ, Juan Luis (2001): "En los paisajes de la ciudad-región" en *OP ingeniería y territorio*, nº 54.
- DE LAS RIVAS SANZ, Juan Luis (2006): "El paisaje como regla: el perfil ecológico de la planificación espacial", en *Planificación territorial y urbana*. Universidad de Valladolid y Universidad Autónoma Metropolitana de México.
- ROGER, Alain (2000): *Breu tractat del paisatge: història de la invenció del paisatge i denúncia dels malentesos actuals sobre la natura*. Barcelona.
- SANTOS y GANGES, Luis (2009): "Segovia y su entorno periurbano: perspectivas de la planificación territorial y políticas de paisaje", en *XXI Congreso de Geógrafos Españoles: geografía, territorio y paisaje: el estado de la cuestión*, Ciudad Real. Asociación de Geógrafos Españoles y Universidad de Castilla-La Mancha.
- SANTOS y GANGES, Luis, MARTÍN DUQUE, José Francisco y DíEZ HERRERO, Andrés (2006): "Aspectos geomorfológicos en las Directrices de Ordenación Territorial de Segovia y Entorno (DOTSE)", en *Geomorfología y Territorio*, Universidad de Santiago de Compostela.
- STEINER, Frederick (1991): *The Living Landscape: ecological Approach to Landscape Planning*. McGraw-Hill, Nueva York.
- TURRI, Eugenio (1974): *Antropología del paesaggio*. Comunitá, Milán.
- ZONNEVELD, Isaac (1994): *Landscape ecology and ecological networks*. Ámsterdam.



# 5.

## LA IMPLEMENTACIÓN DE LA CONECTIVIDAD ECOLÓGICA A DISTINTAS ESCALAS ESPACIALES

Mikel GURRUTXAGA SAN VICENTE

*Departamento de Geografía, Prehistoria y Arqueología de la Universidad del País Vasco (UPV/EHU)*

### RESUMEN

La conectividad ecológica es un atributo funcional del territorio que tiene gran relevancia en la conservación de la biodiversidad. La transición desde un modelo de protección de espacios naturales discretos hacia la configuración de redes funcionales de espacios abiertos requiere de una adecuada planificación espacial a distintas escalas. La necesaria complementariedad entre las distintas escalas de planeamiento refuerza el carácter multiescalar del proceso. La implementación multiescalar de la conectividad ecológica en el planeamiento es factible mediante distintos instrumentos de planificación existentes. El desigual desarrollo de los distintos instrumentos y la prevalencia del planeamiento municipal hacen que, en términos generales, en España quede mucho por recorrer para optimizar dicha implementación multiescalar.

**Palabras clave:** conectividad ecológica, planificación espacial, multiescalaridad, España.

# 5.

## MULTI-SCALE IMPLEMENTATION OF ECOLOGICAL CONNECTIVITY

Mikel GURRUTXAGA SAN VICENTE

*Departamento de Geografía, Prehistoria y Arqueología de la Universidad del País Vasco (UPV/EHU)*

### ABSTRACT

Ecological connectivity is a functional attribute of landscape that has great relevance for biodiversity conservation. The transition from a protection model of discrete natural areas to the configuration of functional open spaces networks requires an adequate spatial planning at different scales. The necessary complementarity between the different scales of planning strengthens the multiscale character of this process. The multiscale implementation of ecological connectivity in planning is possible thanks to the use of different planning instruments. The unequal development of these instruments and the prevalence of local planning mean that, in general, in Spain there is still much to be done to optimize the multi-scale implementation.

**Keywords:** ecological connectivity, Spatial Planning, multiscale, Spain.

La Ley 42/2007 del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad insta a las administraciones públicas a prever mecanismos para lograr la conectividad ecológica del territorio, estableciendo o restableciendo corredores ecológicos, en particular entre los espacios protegidos Natura 2000 y entre aquellos espacios naturales de singular relevancia para la biodiversidad. Dicha Ley define “corredor ecológico” como aquel territorio, de extensión y configuración variables, que, debido a su disposición y a su estado de conservación, conecta funcionalmente espacios naturales de singular relevancia para la flora o la fauna silvestres, permitiendo, entre otros procesos ecológicos, el intercambio genético entre poblaciones de especies silvestres o la migración de especímenes de esas especies.

### 5.1. La relevancia de la conectividad ecológica del territorio

El contenido de la Ley 42/2007 muestra que existe una creciente toma de conciencia sobre la importancia de mitigar los procesos de reducción y fragmentación de hábitats, cuyos efectos negativos sobre la funcionalidad ecológica del territorio ponen en cuestión la sostenibilidad de algunas políticas de planificación espacial, en general, y de conservación de la naturaleza, en particular (Jongman, 2000; Fischer y Lindenmayer, 2007). En este sentido, se ha evidenciado que la designación de áreas protegidas resulta insuficiente para la conservación de la biodiversidad y de los recursos naturales y culturales asociados (Fischer *et al.*, 2006, Martín-López *et al.*, 2011), de forma que es necesario contemplar, entre otras variables, los procesos ecológicos que tienen lugar en el conjunto del territorio (De Lucio *et al.*, 2003).

Para ello es preciso integrar en la planificación espacial criterios para salvaguardar la conectividad ecológica o conectividad del paisaje, definida como el grado en el que territorio facilita o dificulta el movimiento de las especies entre las teselas con recursos (Taylor *et al.*, 1993). La conectividad ecológica es un atributo funcional del paisaje, específico para cada especie, que tiene gran relevancia en la persistencia de poblaciones, junto a otros factores fundamentales como la cantidad y calidad de hábitat (Taylor *et al.*, 2006). La conectividad ecológica es regulada en buena medida por políticas con elevada incidencia territorial, como las de infraestructuras de transporte, urbanística y agraria.

El escenario deseable en el que tendría cabida la integración de los criterios de conectividad ecológica en la planificación espacial se ha conceptualizado a nivel internacional con el término de redes ecológicas (Jongman *et al.*, 2004), o infraestructura verde (Sundseth y Sylwester, 2009). Las redes ecológicas pueden considerarse, de forma genérica, como todo sistema coherente de espacios abiertos que se constituye y se gestiona con el objetivo de mantener o restaurar las funciones ecológicas del territorio como medio para conservar la biodiversidad. Se pone énfasis en mantener y/o fortalecer la coherencia ecológica territorial, considerando los usos sostenibles del suelo y la restauración de lugares degradados donde sea prioritario.

Se ha constatado que la transición desde un modelo de protección de espacios naturales discretos hacia la configuración de redes funcionales de espacios abiertos requiere de una adecuada planificación a diferentes escalas (Mata, 2005; Mata y Olcina, 2010). La relevancia de la conectividad ecológica del territorio en la planificación espacial presenta incluso mayor relevancia al tomar en consideración las variaciones en las condiciones ambientales derivadas del cambio climático, que junto con los cambios en los usos y cubiertas del suelo puede tener un efecto

sinérgico sobre la dinámica de los procesos ecológicos a través del paisaje (Opdam y Wascher, 2004).

## **5.2. La dimensión multiescalar de la conectividad ecológica**

La escala espacial a la que se considera la estructura del paisaje a la hora de diagnosticar y planificar el territorio presenta dos componentes: el ámbito espacial, o extensión, y el tamaño mínimo de los elementos del paisaje, o teselas, que se incluyen en el análisis (resolución o tamaño de grano). La planificación de redes ecológicas o sistemas funcionales de espacios abiertos ha de ser multiescalar, dado que la conectividad ecológica se manifiesta en el territorio a diferentes escalas espaciales, en función de la estructura y la configuración territorial detectable en cada nivel de planeamiento, y según los procesos ecológicos y los grupos biológicos considerados.

Los procesos ecológicos están regulados por múltiples factores que operan a distintas escalas espaciales. Uno de estos factores corresponde a la estructura espacial del territorio, entendido como mosaico heterogéneo compuesto por conjuntos de ecosistemas que interaccionan. Los patrones de la estructura territorial varían en el espacio y en el tiempo, fruto de la interacción entre el medio biofísico y las actividades humanas. La estructura territorial y su dinámica influyen sobre la regulación de diversos flujos de organismos, materia y energía a través del paisaje (Forman y Godron, 1986), como los que intervienen en la dinámica hidrológica y biogeoquímica, en las redes tróficas o en la dinámica de poblaciones de flora y fauna silvestre. La influencia de la estructura territorial sobre los flujos ecológicos se manifiesta de diferente manera en función de la escala espacial considerada. Por ello, la escala de estudio de la estructura territorial debe adecuarse para detectar las relaciones que puedan existir entre dicha estructura y un proceso ecológico determinado. Por ejemplo, el estudio de la conectividad ecológica en función de la influencia de la estructura territorial sobre los desplazamientos de individuos entre las teselas de hábitat de una especie determinada requiere considerar la escala de percepción de la heterogeneidad del mosaico territorial por la especie concernida, a la que ésta responde a dicha estructura (With y Crist, 1995). Además, una misma especie requiere realizar movimientos de diferentes tipos, con distinto alcance espacial y temporal. Estos movimientos potencialmente abarcan desde la dispersión y ocupación de territorios adecuados en los que asentarse, desplazamientos para acceder a los lugares de alimentación, refugio o cría, migraciones estacionales e incluso el cambio de área de distribución en respuesta al cambio climático.

## **5.3. La implementación de la conectividad a distintas escalas**

Los instrumentos normativos por los que se desarrolla la planificación espacial se enmarcan dentro de un esquema jerárquico, multiescalar, de niveles administrativos competentes. Paralelamente, la conectividad ecológica se manifiesta a distintas escalas espaciales. Por todo ello, integrar criterios adecuados sobre conectividad ecológica en la planificación espacial es relevante en los distintos niveles de toma de decisiones, desde el de plan estratégico hasta la escala de proyecto.

Afrontar el reto de integrar la conectividad ecológica en la planificación espacial implica necesariamente crear una serie de sinergias positivas entre los instrumentos de conservación de la naturaleza -dirigidos fundamentalmente a la

protección de espacios y, en menor medida, de especies- y los de planificación territorial -integral y sectorial- y urbanística, con objeto de plantear una gestión de la matriz territorial desde una visión de conjunto (Gurrutxaga, 2004).

Dentro de las normativas de conservación de la naturaleza, destaca la Directiva 92/43/CEE o Directiva Hábitats, que regula la red europea de espacios Natura 2000, e insta a las administraciones públicas a integrar el mantenimiento de la conectividad ecológica en sus políticas de desarrollo y de ordenación territorial. En este sentido, la Directiva Hábitats insta a gestionar aquellos elementos del paisaje que revistan primordial importancia para la migración, la distribución geográfica y el intercambio genético de las especies silvestres (Kettunen *et al.*, 2007). Esta recomendación está siendo afrontada durante los últimos años de forma incipiente y no generalizada por distintas administraciones en España (Gurrutxaga, 2011). Paralelamente, la Directiva Hábitats pone énfasis en someter a evaluación ambiental aquellos planes y proyectos que puedan afectar negativamente la coherencia ecológica de la Red Natura 2000. Por ejemplo, la grave afección sobre la coherencia de la Red Natura 2000 fue uno de los criterios fundamentales en las declaraciones de impacto ambiental negativas de los proyectos de carreteras de gran capacidad Cuenca-Teruel, Córdoba-Toledo y Pesquera (Cantabria)-Miranda de Ebro (Burgos). Y más allá de la coherencia ecológica de la Red Natura 2000, la Directiva 2001/42/CE, somete a evaluación ambiental estratégica (EAE) a determinados planes y programas con incidencia sobre el medio ambiente, de forma que desde 2004 existe en España un instrumento aplicable al conjunto del territorio que potencialmente permite integrar criterios ambientales en la planificación espacial a diferentes escalas (Oñate *et al.*, 2002).

En España son las administraciones autonómicas, con amplias competencias tanto en conservación de la naturaleza como en ordenación del territorio, las principales responsables de integrar la conectividad ecológica en la planificación espacial, mediante planes territoriales integrales (regionales y subregionales) y planes territoriales sectoriales. Además, los ayuntamientos desarrollan el planeamiento urbanístico. Estos cuatro tipos de instrumentos de planificación espacial (Tabla 1), junto con la EAE de los mismos, tienen la capacidad de integrar criterios en materia de conectividad ecológica en distintos niveles de planeamiento. No obstante, no debe olvidarse contemplar las escalas nacional e internacional, entre otras cuestiones para evitar la falta de coordinación en la planificación entre ámbitos regionales y en espacios transfronterizos (Bennett y Wit, 2001). En la figura 5.1 se muestra una serie de ejemplos de estudios y planes, de distintas escalas espaciales y ámbitos geográficos, dirigidos a integrar criterios de conectividad ecológica en la toma de decisiones.

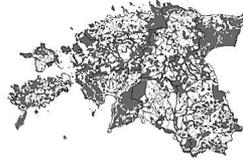
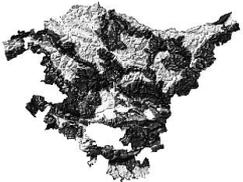
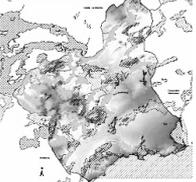
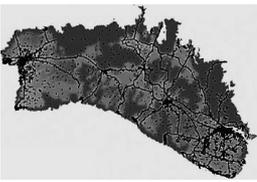
Escala	Ejemplos	
internacional	 <p data-bbox="375 385 576 414">Mesoamérica (CCAD, 2001)</p>	 <p data-bbox="669 367 842 414">Europa Central y del Este (Bouwma <i>et al.</i>, 2002)</p>
nacional	 <p data-bbox="375 586 548 607">Polonia (Liro, 1995)</p>	 <p data-bbox="669 586 912 607">Estonia (Raet <i>et al.</i>, 2010).</p>
regional	 <p data-bbox="375 797 618 826">País Vasco (Gurrutxaga, 2005)</p>	 <p data-bbox="669 797 865 826">Murcia (Olmeda <i>et al.</i>, 2007)</p>
subregional	 <p data-bbox="375 1015 632 1044">Menorca (Mata, 2005)</p>	 <p data-bbox="669 1015 893 1044">Comarcas Centrales catalanas (Generalitat de Catalunya, 2008)</p>
municipal	 <p data-bbox="375 1233 613 1266">Vitoria-Gasteiz (Mallarach <i>et al.</i>, 2004)</p>	 <p data-bbox="669 1233 879 1266">El Barraco (Ávila) (Herrera Calvo <i>et al.</i>, 2006)</p>

Fig. 5.1. Ejemplos de planes y estudios, de distintas escalas y ámbitos geográficos, que contemplan la integración de criterios sobre conectividad ecológica en la planificación espacial.

Fuente: elaboración propia.

El diagnóstico del medio físico y de la conectividad ecológica territorial, así como la planificación del sistema de espacios abiertos y la zonificación de redes ecológicas funcionales, debería de ser complementaria entre las distintas escalas, en un esquema de diagnóstico y planificación territorial en cascada. En esta complementariedad estriba el carácter multiscalar del proceso.

Paralelamente a la planificación territorial y urbanística, existen otros instrumentos aplicables en la creación de sinergias positivas para fomentar la integración de la conectividad ecológica en la toma de decisiones (Fig. 5.2). En primer lugar, los instrumentos sectoriales de conservación de la naturaleza, es decir de protección de espacios naturales y de especies amenazadas. Sus

limitaciones a la hora de afrontar por sí solos la conservación de la biodiversidad (Fischer *et al.*, 2006; Gaston *et al.*, 2008; Araújo *et al.*, 2010; Martín-López *et al.*, 2011; Pino y Marull, 2012), motivan la necesidad de abordarla también mediante otros instrumentos y políticas (MARM, 2010).

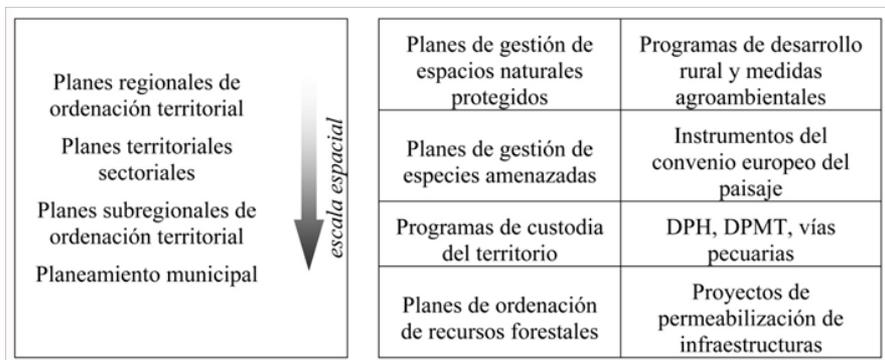


Fig. 5.2. Instrumentos disponibles para la integración de la conectividad ecológica en la planificación espacial.

Fuente: elaboración propia.

A la izquierda se muestran los instrumentos de planificación territorial y urbanística, ordenados de mayor a menor amplitud de escala. A la derecha se muestran otros instrumentos aplicables en el fomento de la conectividad ecológica.

En este sentido, es preciso destacar que el instrumento de los Planes de Ordenación de los Recursos Naturales (PORN), surgido para plantear la conservación de la naturaleza en marcos territoriales amplios, se ha empleado casi siempre de forma exclusiva dentro de los espacios naturales protegidos (Europarc-España, 2002). Por ello, si bien los PORN han de plasmar en sus contenidos la identificación de medidas para garantizar la conectividad ecológica en el ámbito territorial objeto de ordenación, en la práctica su alcance ha sido limitado. Algo similar ha ocurrido con los planes de gestión de especies amenazadas -potencialmente aplicables a la conservación y restauración de hábitats dentro y fuera de espacios naturales protegidos-, dado que hasta el momento se han aprobado para un porcentaje muy reducido de especies catalogadas (Yuste *et al.*, 2011). Por su parte, los programas de custodia del territorio conforman un instrumento cada vez más relevante para impulsar la conservación y gestión activa de parcelas rurales, independientemente de su ubicación, dada la capacidad de las entidades de custodia para establecer acuerdos con propietarios de la tierra, tanto dentro como fuera de espacios protegidos (Basora *et al.*, 2006).

Asimismo es preciso destacar la relevancia del papel que pueden jugar los instrumentos de planificación sectorial agraria, con capacidad para incidir sobre grandes extensiones del territorio, como por ejemplo los programas de desarrollo rural y las medidas agroambientales integradas en ellos (Oñate *et al.*, 2002). Por su parte, los Planes de Ordenación de los Recursos Forestales (PORF) tienen la capacidad de integrar criterios de conectividad ecológica a escala regional o subregional en el marco de los procesos de ordenación forestal (Pascual-Hortal y Saura, 2008; Saura, 2010).

Paralelamente, presentan potencialidades positivas para el desarrollo de redes ecológicas los instrumentos que en virtud del Convenio Europeo del Paisaje (Consejo de Europa, 2000) se establezcan para la protección, gestión y ordenación del paisaje, aplicables en el conjunto del territorio (Mata y Olcina, 2010).

La adecuada planificación y gestión de los espacios incluidos en el Dominio Público Hidráulico (y su correspondiente planificación hidrológica), el Dominio Público Marítimo Terrestre y las Vías Pecuarias, también tiene gran potencialidad en la conservación y restauración de la conectividad ecológica del territorio.

Por último, es preciso señalar el papel que pueden jugar aquellos planes y proyectos de restauración ambiental que incidan sobre aspectos relevantes para favorecer la conectividad ecológica, como los de desfragmentación o permeabilización de infraestructuras viarias problemáticas (MARM, en prensa), los de retirada o permeabilización de azudes y presas fluviales (Alonso *et al.*, 2009), o los de restauración de elementos de vegetación natural en el paisaje (Rodríguez *et al.*, 2009).

#### 5.4. Los retos a afrontar

Existe un elevado consenso científico-técnico sobre la necesidad de desarrollar una planificación espacial más sostenible (Tarroja y Camagni, 2006), especialmente ante los problemas ambientales derivados de dinámicas territoriales recientes como el gran aumento de la urbanización y de las infraestructuras (EEA, 2006; Prieto *et al.*, 2011). Es preciso reconocer que la conservación efectiva de la biodiversidad y de los recursos naturales y culturales asociados requiere superar la dualidad y contraposición territorial entre espacios protegidos y el resto, y enmarcarse en la ordenación integral del territorio, a distintas escalas. Los conceptos de conectividad y corredor ecológico están cuajando entre planificadores y políticos, si bien se corre el riesgo de que se utilicen de forma inadecuada, con planteamientos insuficientes para el mantenimiento de los procesos ecológicos (Rodá, 2003). A este riesgo se une el modesto desarrollo de planes de ordenación territorial supramunicipal en España y la clara prevalencia de los instrumentos del planeamiento urbanístico (Benabent, 2006; Agudo, 2010). Esta realidad hace que, en general, quede mucho por recorrer para optimizar la implementación multiescalar de la conectividad ecológica en la planificación espacial. En España, la integración por las administraciones públicas de criterios de conectividad ecológica del territorio en la planificación espacial es modesta e incipiente (Gurrutxaga, 2011). En términos relativos hasta el momento son poco numerosos los planes territoriales y urbanísticos que consideran explícitamente criterios de conectividad ecológica. A la ampliación del número de planes que integren criterios al respecto, se une el reto de optimizar y fomentar que dicha integración sea efectiva y multiescalar, plasmándose en último término en el planeamiento local, así como en la escala de proyecto.

#### 5.5. Referencias bibliográficas del capítulo quinto

- AGUDO, J. (2010): "La formalización jurídico-administrativa de la ordenación del territorio en España", en GALIANA, L. y VINUESA, J. —coords.- *Teoría y práctica para una ordenación racional del territorio*. Síntesis, Madrid, pp. 87-128.
- ALONSO, C.; BAEZA, D.; GORTÁZAR, J.; DE STEFANO, L. y SCHMIDT, G. (2009): *Liberando ríos. Propuestas de WWF para el desmantelamiento de presas en España*. WWF España.
- ARAÚJO, M. B., *et al.* (2011): "Climate change threatens European conservation areas" en *Ecology Letters*, núm. 14, pp. 484-492.
- BASORA, X., *et al.* (2006): *Custodia del territorio en la práctica: manual de introducción a una nueva estrategia participativa de conservación de la naturaleza y el paisaje*. Fundació Territori i Paisatge & Xarxa de Custòdia del Territori, Barcelona.

- BENABENT, M. (2006): *La ordenación del territorio en España. Evolución del concepto y de su práctica en el siglo XX*. Sevilla: Universidad de Sevilla y Junta de Andalucía.
- BENNETT, G. y WIT, P. (2001): *The development and application of ecological networks: a review of proposals, plans and programmes*. AIDEnvironment, Ámsterdam.
- BOUWMA, I. M.; JONGMAN, R. H. G. y BUTOVSKY, R. O. (2002): *Indicative map of the pan-European ecological network for central and Eastern Europe*. ECNC, Tilburg.
- CCAD (2001): *Proyecto para la consolidación del Corredor Biológico Mesoamericano*. Comisión Centroamericana de Ambiente y Desarrollo, Managua.
- CONSEJO DE EUROPA (2000): *Convenio europeo del paisaje*. CE, Florencia.
- EEA (2006): *Urban sprawl in Europe: the ignored challenge*. EEA, Copenhague.
- EUROPARC-ESPAÑA (2002): *Plan de Acción para los espacios naturales protegidos del Estado español*. Fundación González Bernáldez, Madrid.
- FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. y MANNING, D. (2006): "Biodiversity, ecosystem function, and resilience: ten guiding principles for commodity production landscapes" en *Frontiers in Ecology and the Environment*, núm 4, pp. 80–86.
- FISCHER, J. y LINDENMAYER, D. B. (2007): "Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis" en *Global Ecology and Biogeography*, núm. 16, pp. 265-280.
- FORMAN, R. T. T. y GORDON, M. (1986): *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons, Nueva York.
- GASTON, K. J.; JACKSON, S. F.; CANTÚ-SALAZAR, L. y CRUZ-PIÑÓN, G. (2008): "The ecological performance of protected areas" en *Annu. Rev. Ecol. Evol. S.*, núm. 39, pp. 93-113.
- GENERALITAT DE CATALUÑA (2010): *Plan Territorial Parcial de las Comarcas Centrales*. Generalitat de Catalunya, Barcelona.
- GURRUTXAGA, M. (2004): *Conectividad ecológica del territorio y conservación de la biodiversidad: nuevas perspectivas en ecología del paisaje y ordenación territorial*. Gobierno Vasco, Vitoria-Gasteiz.
- GURRUTXAGA, M. (2005): *Red de corredores ecológicos de la Comunidad Autónoma de Euskadi*. Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio del Gobierno Vasco, disponible en [http://www.euskadi.net/r33-2288/es/contenidos/informe\\_estudio/corredores\\_ecologicos/es\\_doc/adjuntos/memoria.pdf](http://www.euskadi.net/r33-2288/es/contenidos/informe_estudio/corredores_ecologicos/es_doc/adjuntos/memoria.pdf).
- GURRUTXAGA, M. (2011): "La gestión de la conectividad ecológica del territorio en España: iniciativas y retos" en *Boletín de la AGE*, núm 56, pp. 225-244.
- HERRERA CALVO, P. M.; SANTOS Y GANGES, L.; PARRILLA, O. y CEBALLOS, M. A. (2006): "La protección de la biodiversidad en el planeamiento urbanístico: aplicación a cuatro municipios españoles", en *XII Congreso Iberoamericano de Urbanismo*, Salamanca.
- JONGMAN, R. H. G. (2002): "Homogenization and fragmentation of the European landscape: ecological consequences and solutions" en *Landscape Urban Plan.*, nº 58, pp. 211-221.
- KETTUNEN, M.; TERRY, A.; TUCKER, G. y JONES, A. (2007): *Guidance on the maintenance of landscape features of major importance for wild flora and fauna*. IEEP, Brussels.
- LIRO, A. —ed.— (1995): *National Ecological Network EECNET: Poland*. IUCN, Warzaw.
- DE LUCIO, J. V.; ATAURI, J. A.; SASTRE, P. y MARTÍNEZ ALANDI, C. (2003): "Conectividad y redes de espacios naturales protegidos: del modelo teórico a la visión práctica de la gestión", en GARCÍA MORA, M. R. —coord.— *Conectividad ambiental: las áreas protegidas en la cuenca mediterránea*. Junta de Andalucía, Sevilla, pp. 29-54.
- MALLARACH, J. M.; COMAS, E.; PÉREZ, J. M.; DALMASES, M. y LÓPEZ, C. (2004): *Análisis y diagnóstico de la conectividad ecológica y paisajística en el sector sur del Anillo Verde de Vitoria-Gasteiz*. Centro de Estudios Ambientales, Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz.
- MARM (2010): "Conclusiones: prioridades de Cibeles: parar la pérdida de biodiversidad en Europa", en *Conferencia Meta y visión post 2010 en materia de biodiversidad. El papel de las áreas protegidas y de las redes ecológicas en Europa*. MARM, Madrid.

- MARM (En prensa): *Desfragmentación de hábitats. Orientaciones para reducir los efectos de las infraestructuras de transporte en funcionamiento*. MARM, Madrid.
- MARTÍN-LÓPEZ, B., et al. (2011): "The conservation against development paradigm in protected areas: valuation of ecosystem services in the Doñana social-ecological system (southwestern Spain)" en *Ecological Economics*, núm. 70, pp. 1481-1491.
- MATA, R. (2005): *Integración de los espacios naturales protegidos en la ordenación del territorio*. Fundación Fernando González Bernáldez, Madrid.
- MATA, R. y OLCINA, J. (2010): "El sistema de espacios libres", en GALIANA, L. y VINUESA, J. -coords.- *Teoría y práctica para una ordenación racional del territorio*. Síntesis, Madrid, pp. 87-128.
- OLMEDA C., et al. (2007): *Identificación y diagnóstico de la red de corredores ecológicos de la Región de Murcia*. Consejería de Desarrollo Sostenible y Ordenación del Territorio, Murcia.
- OÑATE, J. J., SUÁREZ, F. y COBO, J. (2002): "Conservación más allá de la Red Natura 2000: la ordenación del territorio", en ARÁUJO, J. —ed.- *Ecología: perspectivas y políticas de futuro*. Junta de Andalucía y Fundación Alternativas, Sevilla, pp. 97-116.
- OÑATE, J. J., et al. (2002): *Evaluación ambiental estratégica: la evaluación ambiental de políticas, planes y programas*. Mundi-Prensa, Madrid.
- PASCUAL-HORTAL, L. y SAURA, S. (2008): "Integración de la conectividad ecológica de los bosques en los instrumentos de planificación forestal a escala comarcal y regional: propuesta metodológica y nueva herramienta de decisión", en *Montes*, 94, pp. 31-37.
- PINO, J. y MARULL, J. (2012): "Ecological networks: are they enough for connectivity conservation? A case study in the Barcelona Metropolitan Region (NE Spain)" en *Land Use Policy*, núm. 29, pp. 684-690.
- PRIETO, F.; CAMPILLO, M. y DÍAZ, J. M. (2011): "Tendencias recientes de evolución del territorio en España (1987-2005): causas y efectos sobre la sostenibilidad" en *Ciudad y Territorio*, núm. 168, pp. 261-278.
- RAET, J.; SEPP, K.; KAASIK, A.; KUUSEMETS, V. y KÜLVIK, M. (2010): "Distribution of the green network of Estonia" en *Forestry Studies*, núm. 53, pp. 66-74.
- RODÁ, F. (2003): "La matriz del paisaje. Funciones ecológicas y territoriales", en FOLCH, R. -coord.- *El territorio como sistema: conceptos y herramientas de ordenación*. Diputació de Barcelona, Barcelona, pp. 43-55.
- RODRÍGUEZ, A., et al. (2009): "Reforestación con arbustos para favorecer la conectividad ecológica en el Corredor Verde del Guadiamar", en *5º Congreso forestal español*, Ávila.
- SAURA, S. (2010): "Del rodal al paisaje: un cambio de escala, nuevas perspectivas para la planificación y ordenación forestales" en *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, núm. 31, pp. 213-239.
- SUNDSETH, K. y SYLWESTER, A. (2009): *Towards green infrastructure for Europe: integrating Natura 2000 sites into the wider countryside*. European Commission, Brussels.
- TARROJA, A. y CAMAGNI, R. -coords.- (2006): *Una nueva cultura del territorio: criterios sociales y ambientales en las políticas y el gobierno del territorio*. Diputació Barcelona.
- TAYLOR P. D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K. y MERRIAM, G. (1993): "Connectivity is a vital element of landscape structure" en *Oikos* núm. 68, pp. 571-573.
- TAYLOR P. D.; FARHIG, L. y WITH, K. A. (2006): "Landscape connectivity: a return to the basis", en CROOKS, K. y SANJAYAN, M. —eds.- *Connectivity conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 29-43.
- WITH, K. A. y CRIST, T. O. (1995): "Critical thresholds in species' responses to landscape structure" en *Ecology*, núm. 76, pp. 2446-2459.
- YUSTE, C.; CALZADA, J. y ROMÁN, J. (2011): "Planes para la conservación de las especies amenazadas en España" en *Quercus*, núm. 309, pp. 24-31.

## 6.

# UNA APROXIMACIÓN A LA CONECTIVIDAD ECOLÓGICA APLICADA A LA PLANIFICACIÓN TERRITORIAL: MODELIZACIÓN PARA EL CASO DE VALLADOLID Y ENTORNO

Pedro María HERRERA CALVO

*Grupo de Alternativas Medioambientales y Territoriales Gama S.L. e  
Instituto Universitario de Urbanística de la Universidad de Valladolid*

### RESUMEN

Este capítulo plantea un diseño base de redes ecológicas para un territorio concreto, el entorno urbano de la ciudad de Valladolid. Partiendo de una serie de trabajos e investigaciones desarrolladas en diferentes territorios, tanto en España como en otros países europeos y americanos, fundamentalmente, se desarrolla sobre esta área urbana una propuesta de red de corredores ecológicos que trata de asegurar el papel de la conectividad ecológica en un territorio complejo y humanizado. La metodología de la propuesta se inicia con la implementación de un Sistema de Información Geográfica a una escala de trabajo detallada sobre el que se realiza una modelización de hábitats referidos a diferentes especies y comunidades de interés en el ámbito de trabajo: vegetación de ribera, varios tipos de espacios forestales, comunidades vegetales gipsófilas y calcícolas y algunas especies clave en los ecosistemas locales como el conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus* L.) o el gato montés (*Felis silvestris* Sch.). Esta modelización se resuelve en un Modelo de Idoneidad de Hábitat (HSM) para cada una de las especies y comunidades objetivo, a partir del cual se detectan las manchas de hábitats adecuados para cada especie o comunidad y, posteriormente, los itinerarios de mínimo coste que permiten comunicar entre sí estas manchas o nodos. La aplicación de la herramienta CorridorDesign permite revelar los espacios utilizados como corredores ecológicos por los diferentes objetivos elegidos. El análisis conjunto, la superposición de los diferentes corredores y la consideración de diferentes características locales vinculadas a los usos del suelo y la configuración urbana permiten, por último, proponer una serie de espacios susceptibles de acoger esta red de corredores ecológicos. El objetivo final de esta propuesta es facilitar la incorporación de este modelo de conectividad a los instrumentos de ordenación territorial que afecten al ámbito del trabajo. El capítulo se cierra con la elaboración de una serie de fichas descriptivas de cada uno de los espacios propuestos como potenciales corredores ecológicos.

**Palabras clave:** conectividad ecológica, redes ecológicas, corredores, planificación territorial, planeamiento urbanístico, Valladolid.

# 6.

## AN APPROACH TO ECOLOGICAL CONNECTIVITY APPLIED TOOL AND PLANNING: MODELLING THE CASE OF VALLADOLID AND ITS ENVIRONS

Pedro María HERRERA CALVO

*Grupo de Alternativas Medioambientales y Territoriales Gama S.L. e  
Instituto Universitario de Urbanística de la Universidad de Valladolid*

### ABSTRACT

This chapter develops a basic model of ecological network specifically designed for a certain territory: the urban environment of the city of Valladolid in Spain. The work out of this ecological network, aimed to ensure the role of ecological connectivity over a complex and intensely humanized territory, is based on several works and research developed in different countries: Spain, of course, but also other European and American countries. The methodology of this work starts with the implementation of a Geographical Information System on a fine work scale. The following step is to perform a modelling of the habitat referred to a set of specific targets chosen between the species and communities of interest located in the area. The targets picked are the riparian communities of plants, some forest communities, the vegetation linked to calcareous and gypsiferous soils and some key species for local ecosystems, like the rabbit (*Oryctolagus cuniculus* L.) or the wild cat (*Felis silvestris* Sch.). The habitat modeling provides a Habitat Suitability Model (HSM) for each target and allows to determine *patches* of suitable habitat and less cost paths between them. The use of the CorridorDesign Toolbox leads to reveal and define the areas used as ecological corridors by the different targets. The joint analysis, the overlapping of the diverse corridors revealed and the accounting of local characteristics linked to land use and urban shape allow to propose a continuous set of areas able to support the ecological network. The goal of this scheme is to allow the implementation of the connectivity model to local land planning and urban planning tools. The chapter ends with the elaboration of a set of fact sheets aimed to facilitate the use of each area as a potential support of ecological corridors.

**Keywords:** ecological connectivity, ecological networks, corridors, land planning, urban planning, Valladolid –Spain-.

El propósito de este capítulo es construir una propuesta de redes ecológicas para Valladolid y su entorno metropolitano. Partiendo del marco teórico y científico que ha sido establecido y explicado en los capítulos anteriores, este apartado pretende desarrollar, sobre el terreno, una propuesta técnicamente viable que permita asegurar la conectividad ecológica en un territorio complejo y humanizado como es el área urbana en torno a la ciudad de Valladolid mediante la definición de espacios concretos que puedan protegerse como corredores ecológicos.

La novedad del planteamiento no consiste en la propuesta metodológica en sí (ya que ésta ha sido compilada a partir de diferentes propuestas aceptadas por la comunidad científica, combinadas en un procedimiento cuidadoso y justificado en cada paso). La principal novedad reside, en cambio, en la implementación efectiva de la propuesta en un territorio determinado, teniendo en cuenta sus características y particularidades tanto ecológicas como sociales, económicas, urbanísticas y territoriales. Este planteamiento ya ha sido puesto en práctica anteriormente en la Planificación de la Red de Corredores Ecológicos de la Comunidad Autónoma de Madrid (CAM), un trabajo aún inédito contratado por la Consejería de Medio Ambiente, Vivienda y Ordenación del Territorio de la CAM en el año 2010, que fue codirigido por el autor junto con Carlos Sunyer. El grado de precisión alcanzado en este trabajo y el excelente rendimiento de la metodología propuesta impulsaron al autor a desarrollar una propuesta de corredores ecológicos en un territorio más pequeño y conocido (aunque con un grado similar de complejidad), que pudiera servir como modelo para normalizar la implementación de este tipo de propuestas en los instrumentos de planificación territorial.

El trabajo no se enmarca en ningún instrumento concreto de ordenación territorial o planeamiento urbanístico, aunque sí se concibe como base para elaborar los modelos territoriales de dichos instrumentos, especialmente de los más ajustados al ámbito territorial. Sus resultados se están utilizando ya como base conceptual en el planeamiento urbanístico de la ciudad de Valladolid y, en un futuro próximo, servirán como referencia al ajuste territorial de las Directrices de Ordenación Territorial de ámbito subregional que regulan este territorio. Mas allá de este propósito utilitarista, el valor de este trabajo (y la principal razón para publicarlo) consiste en establecer un puente, un enlace metodológico entre los planteamientos científicos de las redes ecológicas y la realidad de la ordenación del territorio y el planeamiento urbanístico tal y como se desarrollan en nuestro país. Una propuesta científicamente consolidada, técnicamente eficaz y muy ajustada a la realidad del territorio que se utiliza como referencia.

### **6.1. El contexto**

El origen de la propuesta de corredores ecológicos que aquí se propone se remonta al diseño e implementación de las propuestas de protección ecológica del suelo, planteadas para diferentes Directrices de Ordenación Territorial de ámbito subregional desarrolladas en Castilla y León a lo largo de la década de 2001. La participación del autor en los equipos que han ido elaborando estas Directrices ha desembocado en un trabajo intenso, a lo largo de estos años, para disponer de un modelo coherente de protección capaz de dar solución a algunas de las inquietudes que muchos planificadores manifiestan con relación a las políticas de conservación de la naturaleza y, en concreto y en el ámbito de la presente propuesta, de la conservación de la capacidad de conexión ecológica del territorio como una funcionalidad básica del paisaje, imprescindible para garantizar la supervivencia de los ecosistemas y la calidad de los servicios que dependen de

ellos. Hace ya años que el autor planteaba esta conectividad ecológica como un criterio básico de la propuesta de protección del suelo incorporada en estas Directrices (Herrera *et al.*, 2005), pero es en el año 2008, en el «Environment Workshop. Habitat fragmentation and cultural landscapes. The role of connectivity and biological corridors» organizado por la Universidad Internacional de Andalucía, donde el equipo redactor de algunas de estas Directrices (Herrera y Santos, 2008) desarrollaban una propuesta de protección definitiva, optando por la utilización de un modelo basado en redes ecológicas, siguiendo la estructura propuesta por Opdam (2001) de nodos, zonas tampón, corredores ecológicos y barreras.

Esta propuesta incluía la aplicación del modelo a las Directrices de Ordenación Territorial de Valladolid y entorno planteando una estructura basada en nodos locales, las Áreas de Singular Valor Ecológico (ASVE), enlazadas entre sí y con los espacios naturales valiosos de su entorno mediante corredores fluviales, corredores de cuevas, vías pecuarias y otros enlaces, y protegidas por una matriz territorial de suelos agrarios bien conservados. La definición de los enclaves protegidos y los corredores se realizaba, por su parte, a partir del análisis territorial a criterio de los planificadores, sin que en ese momento se planteara una modelización de hábitats o corredores para definir las conexiones ecológicas.

El gráfico siguiente, confeccionado para el citado *workshop*, muestra esta estructura adaptada a las características físicas del entorno urbano de las ciudades medias de Castilla y León.



Fig. 6.1. Modelo original para el sistema de protección del suelo en las Directrices de Ordenación Territorial.

Fuente: elaboración propia.

El trabajo que se expone en este capítulo tiene un doble valor de cara a este planteamiento inicial, por un lado, implementa un mecanismo, acreditado técnica y científicamente, para la definición de corredores ecológicos a partir de múltiples capas de información cartográfica. Los elementos más etéreos y difíciles de valorar en este tipo de propuestas en red, los corredores ecológicos, se dotan de una herramienta mucho más objetiva, contrastable y fácil de utilizar para su definición y el diseño de estas protecciones siguiendo un modelo en red, de un conjunto de

herramientas que facilitan el trabajo técnico y la categorización del territorio. Los criterios utilizados para su desarrollo son, además, claros y evaluables, mejorando la objetividad del resultado final.

En segundo lugar, el modelo que se exponía en dicho *workshop* planteaba algunas hipótesis cuya validez sería conveniente contrastar mediante algún sistema de evaluación, por ejemplo la validez real de los corredores fluviales, especialmente en los entornos urbanos, la importancia de las cuestas como corredores ecológicos o la viabilidad de utilizar las vías pecuarias como base de la conectividad ecológica del territorio.

Por otra parte, el trabajo práctico en ordenación del territorio llevado a cabo desde la segunda mitad de los años 1990 hasta el momento actual en diversas áreas de ámbito subregional en Castilla y León, han permitido el diseño e implantación progresiva de un modelo de carácter muy práctico y muy ajustado a las necesidades del territorio, que se ha ido construyendo a partir de su implantación y análisis en realidades territoriales muy diferentes.

La primera vez que se planteó el diseño de un nuevo modelo territorial para la conservación de los paisajes y ecosistemas locales fue en la Directrices de Ordenación Territorial de Valladolid y su entorno (DOTVAENT) aprobadas en el año 2001. En el desarrollo de este instrumento el equipo redactor se planteó por primera vez la necesidad de superar las tradicionales protecciones por catálogo que imperaban hasta ese momento en la planificación urbanística y territorial. Las DOTVAENT marcaron la aparición en la ordenación territorial de Castilla y León de figuras de protección cultural y paisajística además de las dirigidas a la protección de elementos y espacios de interés ecológico. Se planteó ya en ese momento la necesidad de disponer de un modelo que garantizara la continuidad física de los elementos protegidos, una estructura en red que en ese momento fue asumida por la estructura fluvial del área urbana de Valladolid, irrigada por cinco importantes ríos (Pisuerga, Duero, Esgueva, Cega y Adaja).

La cuestión de la conectividad ecológica fue planteada de nuevo en las Directrices de Ordenación Territorial de Segovia y Entorno (DOTSE) aprobadas en el año 2002, cuyo modelo territorial tenía una base geomorfológica y paisajística muy avanzada. No obstante, el gran alcance de la propuesta paisajística y la entidad de sus suelos protegidos enmascararon la necesidad de disponer de un modelo reticular para la protección.

Los Proyectos de las Directrices de Ordenación Territorial de las Áreas Funcionales de Zamora y Palencia, que nunca llegaron a aprobarse, incorporaban por estas mismas fechas una propuesta preliminar de protección en red basada en el modelo de Opdam de núcleos, áreas tampón y conectores, apoyada en la estructura territorial marcada por las áreas de singular valor ecológico (ASVE), la Red Natura 2000 y los principales cursos de agua. La paralización administrativa de ambos proyectos de Directrices se resolvió posteriormente con la transformación de las Directrices de Ordenación del Área Funcional de Palencia en unas nuevas Directrices de ámbito provincial, las DOP-Palencia (de Ordenación de Ámbito Subregional de la provincia de Palencia) aprobadas definitivamente en el año 2009.

El Decreto 6/2009, por el que se aprueban las DOP-Palencia contiene en su normativa dos artículos específicos sobre conectividad ecológica, el artículo 15, que recoge las Directrices sobre la Conectividad Espacial de las Zonas Sensibles y la Protección del Sistema Ecológico Local y el artículo 17 que recoge las Directrices sobre los Corredores Ecológicos. También la cartografía de síntesis de las DOP-Palencia recoge la conectividad ecológica como un aspecto clave de la

propuesta de protección, apoyándose para ello en la Red Natura 2000, las vías pecuarias y los corredores ecológicos naturales formados por las cuestas que separan los páramos de las vegas de los ríos en la cuenca sedimentaria. El resultado aparece recogido en la siguiente ilustración.

Espacios Protegidos

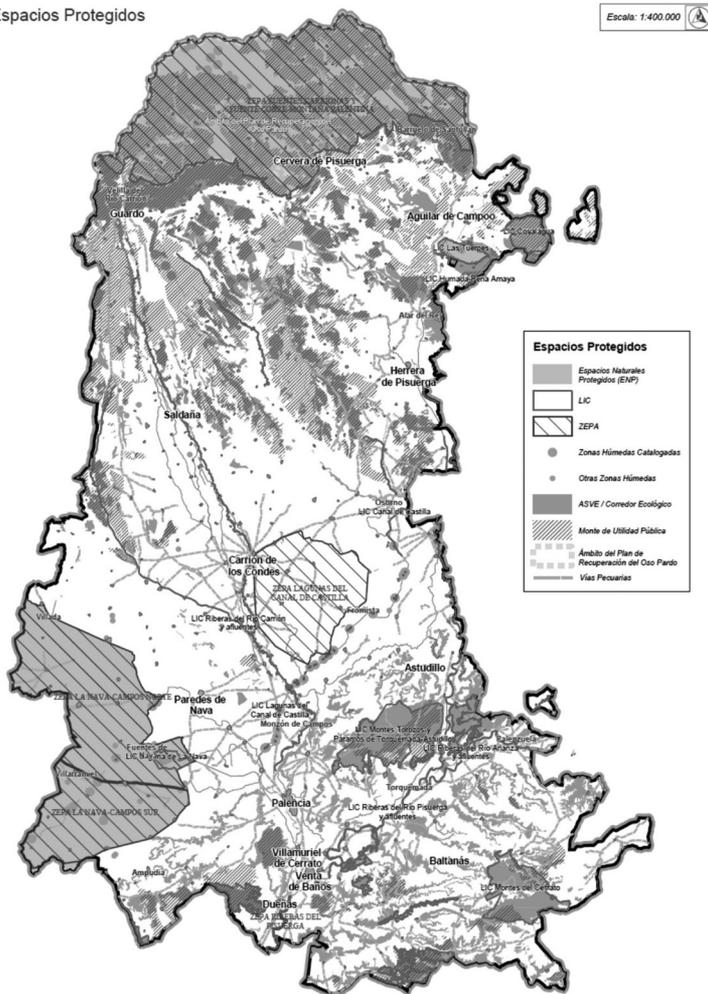


Fig. 6.2. Mapa de síntesis: espacios protegidos por las DOP-Palencia.

Fuente: Directrices de Ordenación de ámbito subregional de la provincia de Palencia. Junta de Castilla y León, 2009.

La puesta en marcha de las Directrices de Ordenación de ámbito subregional de Burgos y su Alfoz (DOABU), actualmente aún en tramitación, supuso la culminación de estos esfuerzos por incorporar un modelo de protección del territorio basado en redes ecológicas para un ámbito subregional. En estas Directrices, las primeras en las que el autor figuraba como redactor, se construye ya en su totalidad la propuesta de un modelo reticular de protección basado en zonas núcleos (ASVE, Espacios Naturales Protegidos, Espacios Culturales, Red Natura 2000), zonas de amortiguación o tampón y corredores ecológicos, que generan un mosaico continuo de suelos protegidos dentro de una matriz de base

paisajística. La aplicación de este modelo culmina las posibilidades de aplicar, en un instrumento de ordenación territorial, una propuesta de protección basada en redes ecológicas aplicada directamente sobre elementos territoriales discernibles. La figura siguiente recoge esta propuesta.

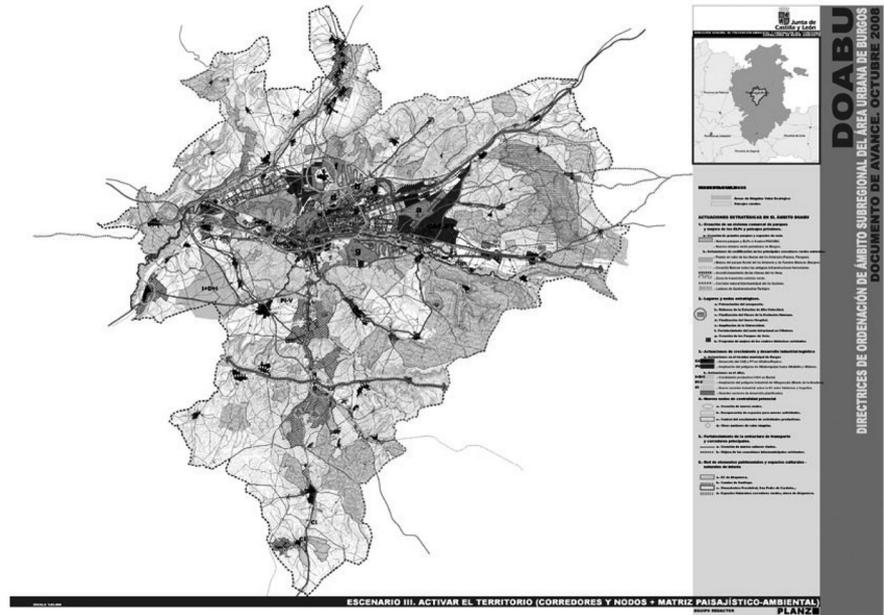


Fig. 6.3. Proyecto DOABU. Mapa de nodos, corredores y matriz de protección paisajístico-ambiental.

Fuente: Directrices de Ordenación de ámbito subregional del Área urbana de Burgos, en tramitación. Junta de Castilla y León 2010.

En el año 2010, Gama S.L., la consultora ambiental en la que participa el autor, resulta coadjudicataria, en UTE con Terra-Ecogest S.L. de un contrato con la CAM para la planificación de la red de corredores ecológicos de la Comunidad madrileña y la identificación de oportunidades para el bienestar social y la conservación del patrimonio natural.

Este trabajo, codirigido entre quien suscribe y Carlos Sunyer -y ya ejecutado y entregado a la CAM- sirvió como oportunidad para probar una serie de herramientas basadas en la modelización de hábitats y el empleo de Sistemas de Información Geográfica (SIG) para la definición de corredores ecológicos, permitiendo una definición mucho más imparcial y objetiva de las áreas utilizadas como conectores. El informe final contó, además, con el asesoramiento de un Comité Científico especializado con una gran experiencia tanto en territorio como en conservación, formado por los doctores Alejandro Rodríguez de la Estación Biológica de Doñana (CSIC), José Castro del Instituto Agronómico de Bragança (Portugal) y Luis Santos de la Escuela Técnica Superior de Arquitectura de Valladolid. El diseño de una red de corredores ecológicos para la CAM supuso, además, el inicio de un fructífero contacto con los principales investigadores de la conectividad ecológica en España, entre ellos Mikel Gurrutxaga, responsable de la Red de Corredores Ecológicos del País Vasco y Gabriel del Barrio de la Estación de Zonas Áridas del CSIC en Murcia y director científico de la Identificación y diagnóstico de la red de corredores ecológicos de la Región de Murcia, trabajos precursores de la red madrileña, que nunca negaron su ayuda ni su consejo a los recién llegados.

La gran extensión y enorme complejidad del territorio que abarcaba esta propuesta fue muy exigente, tanto con el equipo redactor como con las herramientas utilizadas. El producto de este trabajo fue el diseño de una red de corredores ecológicos para la totalidad del territorio de la CAM, muy bien definida a una escala territorial muy precisa (conforme, por ejemplo, con la escala general de los instrumentos de planeamiento urbanístico) y que ha conseguido un elevado grado de compatibilidad con otras propuestas anteriores realizadas por potentes grupos de investigación. Los resultados obtenidos suponen un avance considerable en cuanto a la aplicación práctica del diseño territorial de redes ecológicas en nuestro país.

El éxito obtenido en la red de corredores ecológicos de la CAM (que es considerado material reservado, por lo que no podemos dar cuenta de él) y el manejo adquirido de las herramientas de modelización de corredores durante el trabajo inspiraron al autor de cara a aplicar una metodología similar para el diseño de las protecciones incluidas en los instrumentos de ordenación del territorio, tratando de coordinar el modelo que se había ido generando a lo largo de las Directrices de Ordenación Territorial en Castilla y León con la potencia y la objetividad que ofrecían las herramientas de modelización basadas en SIG.

La revisión de las DOTVAENT vigentes en el año 2010 y la creación de la Comunidad Urbana de Valladolid generaban, además, un ámbito muy adecuado para este objetivo, ya que suponía la posibilidad de actualizar un instrumento que a lo largo de sus años de vigencia había demostrado una gran capacidad de intervención en el territorio, además de enriquecerlo con una base ecológica y paisajística más fornida. Por otra parte, se ofrecía la posibilidad de cerrar el ciclo iniciado más de diez años antes con las primeras DOTVAENT y su entonces embrionaria propuesta de protección. Se trataba, en fin, de una razón de oportunidad más personal que institucional. La propuesta recogida en las páginas siguientes aplica esta metodología al área urbana de Valladolid e intenta diseñar una red coherente de corredores ecológicos que sirva como soporte físico del modelo de protección vigente en las DOTVAENT, garantizando la existencia de un soporte físico continuo capaz de mantener las funciones ecológicas del paisaje y tratando, además, de dar respuesta a las preguntas que se planteaban en los primeros párrafos de este capítulo.

### **6.1.1. Aplicación del modelo de redes ecológicas a la ordenación territorial. Hacia una intervención territorial que restaure la conectividad en el ámbito regional**

La Ordenación del Territorio y el planeamiento urbanístico supramunicipal y municipal tienen siempre una incidencia notable sobre los sistemas ecológicos en los que se asientan, tanto desde la perspectiva de su evolución como de su calidad y en el grado de conservación de sus valores. Esta incidencia se refiere tanto a la adopción de criterios activos de ordenación del territorio que puedan tener determinados efectos ambientales de uno u otro signo como a la adopción de regulaciones pasivas que afecten a los usos del territorio, a su ocupación y a su comportamiento de cara al futuro.

La relación entre la planificación territorial y los espacios y valores naturales, no obstante, ha sido tradicionalmente muy reducida, a pesar de las obvias confluencias e interacciones comunes entre ambas disciplinas. La concepción tradicional de espacios naturales como islas de conservación ha demostrado ser una estrategia ineficaz para la conservación de los valores naturales de un territorio, mientras

que la ordenación territorial debe tener en cuenta las características y valores ecológicos para no convertirse en un agente de fragmentación y degradación del medio natural, como ha sucedido más veces de las deseables.

Las redes ecológicas, por tanto, concretan una estructura territorial coherente, bien definida y continua, que constituye, en la actualidad, uno de los aspectos cruciales para el éxito de la política de protección ambiental. El diseño de redes ecológicas puede aplicarse tanto al establecimiento de un modelo territorial capaz de proteger el patrimonio natural de un ámbito concreto como para el establecimiento de redes coherentes de áreas protegidas interconectadas entre ellas. El buen funcionamiento de un sistema de áreas protegidas implica, además, su integración en la planificación territorial, aunque sin perder sus características propias.

La importancia de esta “aproximación en red” radica en varios aspectos clave: la potencia del concepto en red como herramienta de planificación y gestión del territorio, el tratamiento simultáneo de la gestión y conservación del paisaje con la conservación de la biodiversidad, y la integración entre los objetivos del urbanismo y de la conservación de la naturaleza.

El ECNC diferencia, en el nivel europeo, tres tipos principales de redes ecológicas: las redes de importancia europea (Red Natura 2000), las redes ecológicas de conservación de la naturaleza a nivel local y las redes integradas en la planificación física, ya sea territorial o urbanística.

Zonneveld y otros autores advierten, desde hace muchos años, de la dificultad que entraña la creación de redes ecológicas multipropósito, advirtiendo que la inclusión de redes ecológicas en la planificación territorial exige un importante incremento en la investigación básica en ecología del paisaje y que cada actividad, cada especie y cada situación debe contar con su red específica. El valor real de los corredores ecológicos ha sido objeto de múltiples debates en medios científicos y ha ido ganando terreno poco a poco, debido fundamentalmente a que resulta fácil comprender, de un modo intuitivo, su función y valor y a que existe una base teórica fundamentada (la Teoría de Islas y Metapoblaciones) sobre la función de los corredores en el mantenimiento de poblaciones viables.

Una variable muy difícil de trabajar y un aspecto muy importante a definir en el futuro es el papel de los espacios agrícolas en la conectividad ecológica. Los espacios agrarios, aparte de mantener una comunidad vegetal y faunística más o menos especializada, cumplen un papel muy importante en los desplazamientos entre otros ecosistemas. La integración de estos espacios en el sistema territorial de protección, empero, resulta difícil en el estado actual debido a la uniformidad de estas superficies, a la frecuente ausencia de sebes, linderos y bordes vivos y a la agresividad de muchas de las técnicas agrícolas que se utilizan en la actualidad. A pesar de ello, los ecosistemas agrícolas caracterizados por parcelaciones pequeñas y separaciones vegetales entre ellas (mosaicos de huertos, frutales, pastizales y cultivos) sí pueden ser integrados en corredores ecológicos adecuados, vinculados generalmente a los espacios de ribera.

### **6.1.2. Definición de corredores específicos**

La herramienta CorridorDesign calcula una superficie de fricción a partir del HSM y sobre ella estima el coste de desplazamiento (*Cost Distance*) de cada píxel, igual que sucede con la práctica totalidad de herramientas disponibles para el diseño de corredores ecológicos (Beier, Majka & Jenness, 2007). El coste de desplazamiento de un píxel se define como la mínima resistencia acumulada desde ese píxel hasta

llegar al nodo destino. Un mapa de coste de desplazamiento produce itinerarios continuos de píxeles permeables, utilizados para la modelización de corredores.

Un reto para el diseño de corredores lo constituye siempre la definición de su anchura. Los corredores deben ser lo suficientemente anchos como para permitir el desplazamiento cómodo de las especies objetivo a través de ellos, pero con una anchura mínima de cara a optimizar los costes de mantenimiento.

Tras valorar los corredores obtenidos con la aplicación del modelo y las diferentes anchuras (*slices*) obtenidas, se ha optado por utilizar como medida de referencia un itinerario cuya anchura recoja los píxeles cuyo coste de desplazamiento se incluye dentro de un rango del 1% del coste mínimo. Esta razón permite definir corredores con una anchura, a priori suficiente para permitir el desplazamiento de las especies objetivo (en un territorio con las características de nuestro ámbito de trabajo), aunque la definición posterior de la propuesta de corredores tiende a ampliar estas dimensiones en función de las características topográficas del terreno.

### 6.1.3. Ajuste y verificación de los corredores

La aplicación del modelo de definición de corredores ecológicos sucesivamente a los distintos conjuntos, hábitats y especies objetivo, cada uno de ellos con un mínimo de cinco itinerarios con diferentes puntos de origen-destino generan una malla compleja de conectividad ecológica del territorio.

El análisis de esta malla permite la visualización de itinerarios en los que coinciden diferentes especies-objetivo y hábitats-objetivo que utilizan los mismos enlaces para su desplazamiento, permitiendo detectar áreas que son importantes de cara a la conectividad ecológica del territorio en su conjunto y que permiten plantear itinerarios multipropósito. La arquitectura de la propuesta de red de corredores ecológicos se apoya fundamentalmente en estos corredores que son utilizados por muchas especies diferentes.

Algunos itinerarios de mínimo coste que surgen del modelo pueden tener un significado ecológico reducido. El hecho de estudiar la conectividad en espacios periurbanos implica que algunos de los puntos de origen y destino planteados y que definen itinerarios que atraviesan las áreas urbanas más densas no sean realmente utilizados por las especies objetivo, aunque sí pueden utilizarse como itinerarios guía para favorecer el intercambio entre las zonas verdes urbanas y su entorno natural, por ejemplo. La evaluación del significado ecológico de los distintos itinerarios que surgen del modelo es otra labor complicada en la que se utiliza tanto las herramientas de análisis SIG como los criterios a nivel de experto sobre el territorio afectado. Además, la repetición del modelo ajustando los diferentes parámetros que proporciona la herramienta de modelización y el estudio de la variabilidad del corredor resultante proporcionan una valoración de la fortaleza del corredor frente a cambios en las condiciones de partida, lo que permite evaluar también su relevancia territorial.

El análisis y valoración de estos corredores permite jerarquizar su papel en el contexto territorial del ámbito de trabajo, lo que proporciona la base para elaborar una propuesta de corredores ecológicos a partir de aquellos que tienen un mayor significado ecológico.

## 6.2. Planteamiento general de la propuesta

La implementación de un algoritmo de modelización de hábitats y corredores que pueda proporcionar estas herramientas y validar la coherencia de este modelo se recoge, por tanto, entre los principales objetivos del trabajo, quedando su papel de validación del modelo anterior y la respuesta a estas hipótesis planteadas como un deseable efecto lateral.

Este planteamiento constituye la misión del trabajo que ahora se presenta, pero parte de una visión previa que ha tratado de recogerse en el tercer capítulo: la incorporación de forma estandarizada de criterios paisajísticos (incluidos en concreto los procedentes de la ecología del paisaje), a los instrumentos de planificación territorial, tratando de desarrollar modelos territoriales que garanticen la conectividad ecológica incluso en entornos fuertemente humanizados.

### 6.2.1. Meta y visión del trabajo

La meta del trabajo, por tanto, es elaborar una propuesta coherente de corredores ecológicos en el área metropolitana de Valladolid para su incorporación a los instrumentos urbanísticos y territoriales, que garantice la conectividad entre los espacios valiosos y los enlaces de las zonas verdes urbanas y periurbanas con los espacios naturales de su entorno. Esta propuesta deberá estar contrastada desde el punto de vista técnico y científico y servir como modelo para su implementación en diferentes condiciones.

Además de esta meta de carácter eminentemente práctico, el trabajo está diseñado para facilitar un mecanismo de incorporación de diseños de redes ecológicas a los instrumentos de ordenación del territorio, tratando de superar las dificultades que este modelo de protección enfrenta a los planificadores.

El trabajo tiene una visión estratégica. Las nuevas herramientas geográficas y la evolución política han ido depositando nuevas funcionalidades en los instrumentos de planificación del territorio, llegando a convertirlos en una pieza clave para los planes estratégicos y de desarrollo, especialmente aquellos vinculados a un modelo de sostenibilidad. En este sentido, se apuesta por un modelo de protección coherente, continuo en el territorio y con una entidad suficiente para soportar los ecosistemas más valiosos y los servicios que éstos prestan a las sociedades.

### 6.2.2. Objetivos del trabajo

Esta meta se desarrolla a partir de una serie de objetivos concretos, que guían la estructura y la metodología utilizada para el desarrollo de la propuesta y que permiten organizar los contenidos y la estructura del trabajo:

- Encajar la propuesta de trabajo en un marco científico y técnico tanto en lo relativo a la planificación y ordenación territorial como a las bases ecológicas que avalan el modelo de redes ecológicas.
- Desarrollar un SIG sobre el área metropolitana de Valladolid que permita la definición de los elementos de un sistema de conectividad ecológica.
- Definir los principales elementos territoriales vinculados al patrimonio natural del ámbito de estudio: ecosistemas representados, espacios valiosos, especies de interés...

- Analizar la conectividad y los principales corredores ecológicos utilizados en el entorno de Valladolid por diferentes especies y hábitats utilizados como indicadores.
- Desarrollar una propuesta coherente de corredores ecológicos para el ámbito de trabajo a partir del resultado de los análisis anteriores.
- Evaluar la viabilidad técnica de la propuesta de corredores, las perspectivas y necesidades y su interacción con los instrumentos territoriales y urbanísticos vigentes.

Tras diversos antecedentes y análisis previos, el trabajo expone los resultados del trabajo, definiendo las especies y hábitats objetivo, ejecutando la modelización de hábitats y corredores, sintetizando los resultados y proponiendo el diseño inicial de una red de corredores ecológicos para el área metropolitana de Valladolid. En un apartado final, mucho más breve, se analizan las perspectivas de futuro de un trabajo de estas características, valorando las necesidades del modelo de cara a su implementación, desarrollando una propuesta técnica y temporal para su puesta en funcionamiento y analizando alguno de los escenarios futuros en los que esta implementación pueda llevarse a cabo.

No obstante, este es un mero estudio de caso a modo de obra preliminar, propositiva, que desarrolla el modelo territorial y programa su puesta en marcha. La experiencia de la planificación muestra que aunque este tipo de trabajos se realicen con un conocimiento exhaustivo del ámbito geográfico y de sus condiciones ecológicas, socioeconómicas y paisajísticas, el choque con la realidad generará, con toda probabilidad, un escenario diferente del esperado. Es voluntad del autor y de los diferentes colaboradores<sup>44</sup> que han participado en el desarrollo de la propuesta, continuar trabajando en la puesta en funcionamiento del modelo y en la medida que se vayan produciendo avances completar los planteamientos expuestos e ir exponiendo los logros y dificultades de su puesta en funcionamiento. Así que esperemos que en un plazo breve haya una continuación de este trabajo de carácter mucho más concreto en el que se pueda desgranar una intervención real sobre el territorio para garantizar la conectividad ecológica y restaurarla en los lugares que lo demanden.

### 6.2.3. Metodología del trabajo

La metodología utilizada es común a la mayoría de los estudios similares publicados y se basa en el estudio de la permeabilidad del territorio para el desplazamiento de ciertas especies y hábitats objetivo seleccionados al efecto y que pueden actuar como base para definir un modelo de conectividad territorial válido para un amplio rango de especies. (Bruiderinck *et al.*, 2003, Van der Sluis, 2004; Noss & Daly, 2006).

Este modelo se enfoca desde un punto de vista funcional frente a modelos más estructurales cuyo enfoque se centra en las características y organización del paisaje (Forman, 1995). La conectividad funcional se plantea como una interacción entre el paisaje y las propiedades de una o más especies objetivo, definiéndose

44 Quisiera dejar constancia nuevamente de las múltiples colaboraciones que han hecho posible este trabajo: en textos, Luis Santos (Universidad de Valladolid), Carlos Sunyer (Terra ECOGEST, S.L.) y Lola Manteiga (Terra ECOGEST, S.L.); en temas específicos, Alejandro Rodríguez (Estación Biológica de Doñana-CSIC), José Ferreira do Castro (Instituto Superior Politécnico de Bragança, IPB) y Luis Santos; por consultas a distancia, Gabriel del Barrio (Estación Experimental de Zonas Áridas – CSIC) y Mikel Gurrutxaga (Universidad del País Vasco); por asesoramiento en cartografía, Ignacio Casado Llorente, y finalmente la participación de GAMA S.L. (Orlando Parrilla y Miguel A. Ceballos) y ECOPÁS en algunos aspectos técnicos y funcionales del trabajo.

como la medida en la que el paisaje favorece o dificulta el movimiento de las especies entre parcelas de hábitat favorable (Taylor *et al.*, 1993). Bajo esta perspectiva, las diferentes especies interactúan con el paisaje en escalas diferentes y son influenciadas de forma distinta en función de su nicho ecológico. Esta aseveración se puede utilizar incluso para definir la conectividad del paisaje de cara a fenómenos abióticos, por ejemplo el comportamiento del fuego en incendios forestales de superficie, bajo los mismos parámetros (Rodríguez *et al.*, 2008).

El desplazamiento de las especies objetivo en este tipo de trabajos requiere una asunción inicial sujeta a controversia: que las especies se desplazan por el territorio utilizando los mismos criterios que para la selección de su hábitat. Es decir, que si un hábitat es favorable para una especie, los individuos en desplazamiento lo elegirán frente a otros hábitats que son más desfavorables. Una alternativa a esta asunción es definir directamente la resistencia del territorio a la circulación de las especies objetivo, partiendo de datos de campo y estudios específicos. A lo largo de este trabajo se utilizan ambas opciones en función de los datos disponibles. El criterio de identificar parcelas de hábitat como las más favorables para la conectividad predomina cuando se eligen especies poco conocidas o modelos conjuntos para hábitats determinados, mientras que la resistencia de los distintos elementos del paisaje puede precisarse más cuando se trabaja con especies cuyos parámetros ecológicos y cuyo desplazamiento por el paisaje son más conocidos.

La herramienta básica para el estudio de la conectividad es la implementación de un SIG, sobre el que se realizan después los análisis geoestadísticos pertinentes para el análisis de conectividad. Estas metodologías se han ido desarrollando a lo largo de los últimos años, hasta el punto que se puede manifestar la existencia de un modelo más o menos consensuado de análisis de conectividad basado en SIG (Beier *et al.*, 2008; Gurrutxaga *et al.*, 2010) que se aplica en la actualidad para el diseño de redes ecológicas en diferentes partes del mundo. Este método pasa por las siguientes etapas:

1. Definición del ámbito territorial del trabajo.
2. Recopilación y optimización de la información, tanto información geográfica en forma de capas digitales como información ecológica relevante sobre el ámbito del trabajo.
3. Preparación de las capas del SIG. Una vez definido el ámbito de trabajo se procede a la implementación del SIG, ajustando las capas disponibles al ámbito territorial, decidiendo el tamaño de píxel que se va a utilizar para la ejecución de los análisis y homogeneizando las capas ráster que participan en dichos análisis.
4. Definir las especies y hábitats objetivo. En función de las características del ámbito territorial, de los objetivos de planificación del trabajo, de los ecosistemas, hábitats y espacios afectados y de la información disponible se definen una serie de especies para las que se van a definir los modelos de conectividad.
5. Modelar el hábitat incluyendo factores ecológicos, topográficos, geológicos, etc., para obtener un modelado del hábitat. Estas capas son idénticas para cada indicador, independientemente de los núcleos que se utilicen como puntos de origen y destino. Esta operación permite, además, obtener las parcelas o *patches*, que son las zonas que según el modelo, pueden albergar poblaciones viables de las especies indicadoras, ya se incluyan dentro o fuera de los núcleos.
6. La modelización del hábitat se resuelve en una capa cartográfica básica que asigna un valor de idoneidad del hábitat para cada píxel, en función de las preferencias de cada especie objetivo.

7. Establecer un algoritmo de cálculo que estime la resistencia del territorio al desplazamiento de cada especie objetivo. Esta resistencia se aplica a cada uno de los píxeles o unidades de superficie del mapa, y está relacionada con atributos territoriales ya sean topográficos, relativos a los usos del suelo, relacionados con molestias y amenazas, etc.
8. Estimar la superficie de coste o resistencia acumulada que le supone a la especie circular entre dos núcleos o, acceder a uno de los núcleos desde su situación actual. Este coste de fricción (*Cost Distance*, *Effective Distance*), se define como la resistencia mínima acumulada desde dicho píxel a cada espacio núcleo. El resultado es un mapa en donde se representa el coste de desplazamiento de cada celda para la especie objetivo. Este cálculo depende de los núcleos utilizados como origen y destino.
9. Definir la banda de territorio que supone un menor coste acumulado para circular entre dos núcleos elegidos al efecto.
10. Verificar el corredor diseñado mediante diferentes técnicas e incluir información difícil de manejar por el modelo, incorporando otros objetivos territoriales o de conservación.
11. Desarrollar la propuesta definitiva de corredores ecológicos combinando los itinerarios entre diferentes núcleos y las consideraciones incluidas en los puntos anteriores.

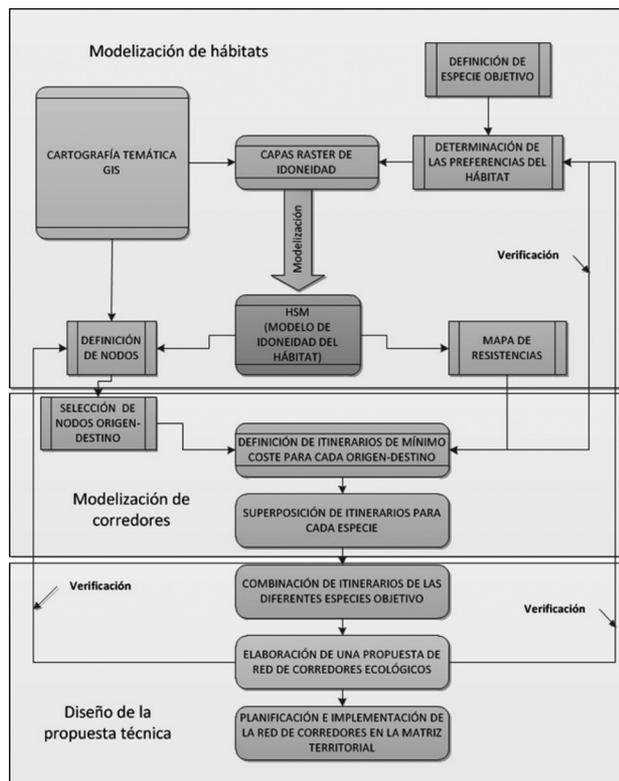


Fig. 6.4. Esquema metodológico general del diseño de una red de corredores ecológicos.

Fuente: elaboración propia.

#### 6.2.4. El Sistema de Información Geográfica

El SIG se ha implementado en su totalidad sobre la plataforma de ESRI ArcGIS 9.2. Las capas de información básica proceden de distintas fuentes, tanto públicas como privadas, en formato tanto vectorial como formato ráster. Las principales capas utilizadas son las siguientes: topografía (cartografía básica escala 1:10.000), Mapa Topográfico Nacional de España MTN25, curvas de nivel, hidrografía, Sistema de Información Geográfica de las DOTVAENT, Mapa Geológico Nacional de España (GEODE) escala 1:25.000, ortofotografías del PNOA, Modelo Digital del Terreno MDECYL 15x15 metros, Mapa Forestal de España (MFE) y Espacios Naturales protegidos y Red Natura 2000.

Las principales fuentes de información cartográficas son las Infraestructuras de Datos Espaciales públicas, especialmente la Infraestructura de Datos de Castilla y León (IDECYL) y la Infraestructura de Datos de España (IDEE) dependiente del IGN. Las principales capas proporcionadas por la IDECYL corresponden a la topografía básica: curvas de nivel, topografía, hidrografía, límites administrativos, etc.

Se ha utilizado como modelo digital del terreno el modelo descargado del FTP del Instituto Tecnológico Agrario de Castilla y León (ITACYL) con píxeles de 15x15 metros. La misma fuente proporciona la capa de pendientes a un tamaño de píxel de 5x5 metros.

La ortofotografía aérea procede del PNOA, descargado del FTP del ITACYL, tanto ortofotografías de máxima actualidad como de máxima precisión.

La cartografía básica procede del Mapa Topográfico de Castilla y León, disponible a escala 1:10.000 para todo el territorio de Castilla y León en la web del IDECYL (<http://www.sitcyl.jcyl.es>).

Se ha utilizado como fuente de información temática el SIG implementado por el Instituto de Urbanística de la Universidad de Valladolid para las DOTVAENT. Muchas de estas capas solapan información con otras fuentes utilizadas, dada la mayor precisión de la cartografía elaborada para las DOTVAENT se ha utilizado como opción preferente cuando se superponían varias posibilidades, complementado con otras fuentes cartográficas para el resto del ámbito de análisis.

El SIG del Medio Natural (SIGMENA) de la Junta de Castilla y León es la fuente de diversas capas relacionadas con los espacios naturales, la biodiversidad y el medio natural, entre ellas las capas de espacios naturales protegidos, lugares de importancia comunitaria (LIC), zonas de especial interés para las aves (ZEPA), montes de utilidad pública y otras afecciones del medio natural.

Las bases relativas a las vías pecuarias y hábitats de interés comunitario proceden del Ministerio de Medio Ambiente, aunque en el territorio DOTVAENT se ha utilizado la cartografía de vías pecuarias incluida en el instrumento.

La capa de usos del suelo procede del SIOSE, Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo de España, que integra la información de las bases de datos de coberturas y usos del suelo de las Comunidades Autónomas y de la Administración General del Estado. El SIOSE se enmarca dentro del Plan Nacional de Observación del Territorio en España (PNOT), que coordina y gestiona el Instituto Geográfico Nacional (IGN) y el Centro Nacional de Información Geográfica (CNIG). Las bases han sido descargadas del servidor FTOP del ITACYL.

Se utiliza, como base cartográfica básica, el Mapa Topográfico Nacional de España MTN25, en formato digital descargado del CNIG ([www.cnig.es](http://www.cnig.es)).

La cartografía geológica corresponde al Mapa Geológico Digital de España (GEODE), un programa de unificación cartográfica a escala 1:50.000 que tiene por objeto ajustar las cartografías producidas en los últimos 30 años y llevarlas a un mapa continuo que disponga de una leyenda única.

Se han utilizado también las capas temáticas y elaboradas de las Directrices de Ordenación del Territorio de Valladolid y Entorno (DOTVAENT) correspondientes a su revisión de 2010. Estas capas incluyen tanto capas de información (arbolado, cuestras, unidades ambientales, riberas, suelos urbanos y urbanizables, construcciones...) como capas de ordenación y propuestas técnicas (ASVE, otras áreas de protección, espacios de oportunidad, etc.).

Muchas capas han sido ajustadas específicamente para este trabajo, cuando el área recogida por las capas temáticas resultaba inferior a la evaluada en el trabajo o cuando resultaba necesario ajustar algunas características a las necesidades del trabajo.

Las autopistas y autovías han sido ampliadas con los últimos proyectos en ejecución mejorando la actualización de la capa, además se han incluido los viaductos que permiten el mantenimiento de una cierta conectividad ecológica bajo ellos, especialmente cuando sobrevuelan elementos valiosos de la conectividad (cursos de agua y riberas, fundamentalmente).

La cartografía de usos del suelo del SIOSE ha sido trabajada para obtener una leyenda unificada y más coherente que recoja los principales factores valorados en la modelización de hábitats.

La cartografía de hábitats ha sido también ajustada al territorio y unificados algunos de sus hábitats de características similares para facilitar la interpretación de los resultados.

Las capas temáticas producidas son los resultados cartográficos del trabajo, y sintetizan los resultados obtenidos en el diseño de la Red de Corredores Ecológicos. Las capas obtenidas se facilitan en formato compatible con ArcGIS 9.2 (Geodatabases de ArcGIS 9 y SHAPE), referenciadas en ETRS89 y organizadas en un SIG con funcionalidad completa. Las principales capas generadas son capas obtenidas de la aplicación de las herramientas de diseño de corredores. En cuanto al ámbito de trabajo, se obtiene una primera propuesta de corredores ecológicos diseñados para seis grupos de especies indicadoras: especies forestales, especies esteparias, especies esclerófilas, especies ligadas al agua, especies pertenecientes a hábitats gipsófilos y especies vinculadas al ámbito urbano. Para cada una de ellas se obtienen las siguientes capas: modelo de idoneidad del hábitat, zonas núcleo y manchas de hábitat idóneo, propuesta inicial de corredores y barreras y áreas de mejora de la conectividad.

### **6.2.5. Herramientas informáticas para la modelización de corredores**

La modelización de hábitats y el diseño de corredores se realizan sobre Sistemas de Información Geográfica, utilizando distintas herramientas.

La pauta básica es realizar una modelización del hábitat para obtener un mapa de resistencias para cada una de las especies objetivo sobre el que se realizan cálculos de itinerarios de mínima resistencia (LCP, *Least Cost Path*) entre un núcleo fuente o un núcleo destino. Estos itinerarios de mínima resistencia constituyen el germen de las propuestas de corredores, que se definen a partir de su combinación y consideración conjunta.

Existen actualmente a disposición de los investigadores y planificadores diversas herramientas informáticas capaces de desarrollar dichos análisis en diferentes plataformas y SIG, tanto la modelización de hábitats (que se describe en el apartado siguiente) como la definición de itinerarios de mínimo coste.

La herramienta elegida finalmente para el diseño de los corredores ha sido CorridorDesigner (Majka *et al.*, 2007) en su versión General Use CorridorDesigner Toolbox V.02 (2007) para ArcGIS. No obstante, se han realizado pruebas, además, con otras herramientas informáticas, a partir de modelos ecológicos realizados con herramientas específicas como Openmodeller o MaxEnt, realizando a continuación los correspondientes análisis LCP utilizando las herramientas integradas en el *Spatial Analyst* de ArcGIS 9.2. (utilizadas habitualmente para el diseño de redes de abastecimiento y líneas de transporte eléctrico y de materiales). Los resultados de estas pruebas, aunque significativos, deben mejorarse de cara a su uso en planificación territorial en esta escala subregional. La implementación de modelos predictivos de este tipo en un ámbito relativamente pequeño se ve perjudicada por el carácter uniforme del territorio, por la escasez de datos precisos a la escala del trabajo sobre la distribución (presencia y/o ausencia) de las especies objetivo y también, de capas cartográficas capaces de discernir las variables ecológicas con la precisión suficiente para la escala de trabajo.

Finalmente se ha optado por la herramienta CorridorDesign que integra modelización de hábitats, detección de nodos y definición de corredores en distintos niveles de esfuerzo. Sus principales ventajas sobre otras herramientas similares son:

- Ha sido específicamente desarrollado para el diseño de corredores ecológicos.
- Está avalada por numerosos estudios (por ejemplo [www.corridordesign.org](http://www.corridordesign.org)).
- Integra en una misma herramienta la modelización del hábitat, el cálculo de costes de desplazamiento y el diseño de corredores.
- Ofrece una gran versatilidad y una gran cantidad de opciones en las diferentes fases que permiten un mejor ajuste al territorio de estudio. Entre estas se incluye la posibilidad de ajustar la anchura del corredor resultante.
- Está específicamente desarrollada para ArcGIS, lo que facilita su aplicación y exportación, así como su compatibilidad con las bases cartográficas utilizadas en el ámbito de trabajo.
- Es de libre acceso y fácil de usar, proporcionando una versatilidad que la hace adecuada para su trabajo en ámbitos territoriales reducidos.

### 6.3. Selección de las especies y hábitats objetivo

Los elementos que pueden ser objeto de un análisis de conectividad para el diseño de redes ecológicas son numerosos. El método más utilizado se basa en el estudio de la permeabilidad del territorio para el desplazamiento de especies objetivo (Van der Sluis *et al.*, 2004; Opdam y Bouwma, 2005; Jongman *et al.*, 2006; Gurrutxaga, 2005; Beier *et al.*, 2008), pero también los hay que se basan en la distribución potencial de determinados hábitats (ATECMA, 2007). La selección de la especie u hábitat objetivo dependerá del objeto del estudio así como de la información disponible.

En el caso que nos ocupa el objetivo es el diseño de una red ecológica subregional, lo que implica una aproximación multispecífica. La selección de las

especies objetivo ha sido realizada en función de las necesidades de conservación de los principales paisajes del entorno de la capital vallisoletana. Estas han sido valoradas en función de los problemas de fragmentación existentes de estos paisajes y en las especies prioritarias que albergan. De este análisis se desprende que el diseño de corredores debe centrarse en los paisajes forestales y en una serie de espacios con un alto nivel de intervención, por lo que hay que seleccionar especies objetivo de estos ámbitos.

A partir de los análisis del medio físico y de las características ecológicas del ámbito de estudio se plantea una primera propuesta de especies y hábitats objetivo, que serán los que se implementen en el modelo de cálculo de corredores.

El análisis realizado por las DOTVAENT en el año 2000 de los ecosistemas del entorno del área metropolitana de Valladolid muestra, como elementos más relevantes, los siguientes: encinares y quejigares de cuevas y páramos; matorrales calcícolas y gipsófilos de las cuevas y páramos (salviares y esplegares, bolinares, tomillares pradera, pastizales nitrohalófilos y herbazales perennes y pastizales pobres); bosque de ribera; pinares y encinares de los arenales eólicos; saladares y hábitats de descarga; humedales no salinos; agroecosistemas, especialmente el ecosistema vinculado a la estepa cerealista.

Se ha utilizado, además, el concepto de especies clave (*keystone species*), de cuya función en el ecosistema dependen muchas otras especies y relaciones (Mills *et al.*, 1993) y cuya desaparición puede derivar en efectos en cascada, incluida la extinción de muchas otras especies a lo largo de todo el ecosistema. Algunas de las especies objetivo utilizadas se han elegido, precisamente, por este papel determinante en los ecosistemas vallisoletanos.

Se han definido, para el área metropolitana de Valladolid los siguientes hábitats y especies objetivo: hábitats y especies forestales, el medio agrario, hábitats y especies de matorrales de cuevas y páramos y especies vinculadas a mosaicos, bordes y hábitats complejos.

### 6.3.1. Hábitats y especies forestales

Este epígrafe incluye todas las zonas forestales, lo que implica bosques, zonas arboladas con distinto grado de cobertura y zonas de matorral. Este tipo de suelos ha sufrido algunos cambios en los últimos años. Las superficies de matorral han aumentado por el abandono de tierras de labor, especialmente en algunos terrenos marginales en cuevas y páramos aislados, y antiguas zonas arbustivas han evolucionado hacia el bosque, también en ámbitos de cuevas y montes.

La definición de corredores forestales se realiza a partir de la selección de un grupo de especies objetivo, sobre las que se evalúan las condiciones del territorio. Como especies objetivo se han seleccionado el corzo (*Capreolus capreolus*) y el jabalí (*Sus scrofa*), que aunque no amenazadas, son las especies más sensibles al efecto barrera de las infraestructuras de transporte y el diseño de corredores para ellas beneficiaría a otras muchas especies.

Para mejorar la definición de la herramienta se han estudiado corredores forestales autónomos para tres tipos de formaciones forestales de manera independiente: las formaciones caducifolias, los pinares y las formaciones mediterráneas esclerófilas y marcescentes. Utilizamos como punto de partida la hipótesis de que las comunidades forestales caducifolias y de montaña penetran hacia el interior de las cuencas sedimentarias utilizando como corredores

ecológicos los bosques de ribera que crecen a lo largo de los cursos de agua. La propuesta de corredores para esclerófilos trata de evitar este efecto a la hora de estudiar la conectividad de los montes mediterráneos, representados en el área de estudio fundamentalmente en ámbitos de cuestras y páramos. La conectividad entre formaciones de pinares, por su parte, es difícil de valorar, ya que muchas de las manchas de pinar tienen un origen artificial y se asientan sobre espacios que ecológicamente corresponderían a otras formaciones, mientras que otras superficies corresponden a formaciones típicas de arenales eólicos que pueden alcanzar un elevado grado de madurez. En este caso se ha utilizado como especie indicadora la ardilla roja (*Sciurus vulgaris*) para valorar la idoneidad del territorio.

### 6.3.2. El medio agrario

La agricultura es el uso dominante en el ámbito de estudio, abarcando más del 90% del territorio. Simplificando la situación se puede hablar de tres modelos diferentes de agricultura en el ámbito de trabajo:

- La agricultura de vega, que alterna regadíos y secanos, cultivos intensivos y extensivos con algunos huertos de pequeño tamaño, a veces vinculadas a infraestructuras de riego como canales y acequias. En el ámbito de estudio se concentra en las vegas de los grandes ríos, Pisuegra y Duero, compitiendo con usos más intensivos del territorio como usos urbanos, industriales e infraestructuras de comunicación.
- La estepa cerealista, que se extiende por las grandes extensiones del páramo y continúa por la llanura ondulada de Tierra de Campos al norte del ámbito. Se caracteriza por un cultivo poco intensivo de grandes superficies de cereal en el que se intercalan pequeñas superficies de otros usos: regadíos con pivot, montes y pastizales, pueblos...
- Los viñedos, que en el área de estudio se localizan hacia el noroeste, en el ámbito de la Denominación de Origen “Cigales”.

Desde el punto de vista de la conservación de la biodiversidad la estepa cerealista es el ecosistema más interesante, ya que acoge una comunidad faunística compleja, en la que destacan las aves esteparias cuya presencia se utiliza como principal indicador de calidad. Este grupo de especies, las aves esteparias, es una de las comunidades de vertebrados más amenazadas (BirdLife International, 2004; Santos y Suárez, 2005; Burfield, 2005). Su conservación requiere de amplias extensiones, por lo que los procesos ya mencionados han fragmentado considerablemente su hábitat.

Como especies objetivo se han seleccionado la avutarda (*Otis tarda*) y el sisón (*Tetrax tetrax*), aunque se ha tratado de incluir otras especies valiosas como la ganga (*Pterocles alchata*) y la ortega (*Pterocles orientalis*) que tienen una presencia muy reducida en el territorio. La aparente facilidad de desplazamiento de las aves debido a su capacidad de volar con respecto a especies indicadoras de desplazamiento exclusivamente terrestre no incide de forma significativa a la hora de plantear los condicionantes básicos del modelo de conectividad, aunque algunos aspectos concretos, por ejemplo el efecto de algunas infraestructuras eléctricas demandarían estudios específicos.

El ámbito de estudio se encuentra en un territorio no especialmente rico en aves esteparias, pero sí que presenta una característica interesante de cara a la conectividad al situarse entre espacios naturales valiosos de cara a la conservación

de este grupo de aves, en concreto La Nava y Tierra de Campos al norte y las riberas de Castronuño y la Campiña de Rueda al sur, lo que permite analizar, al menos someramente, las posibilidades de conexión entre estos espacios. La configuración de la Red Natura 2000 en la zona se define en la figura 3 y la tabla 1 que la acompaña.

### **6.3.3. Hábitats y especies de matorrales de cuestras y páramos**

La organización ecológica del ámbito de estudio se asienta en un sistema de páramos y vegas separados por cuestras, entre los que pueden disponerse algunos elementos aislados como cerros testigo. Las cuestras y páramos del ámbito de estudio acogen como principales formaciones vegetales las correspondientes a las etapas sucesionales de encinares y quejigares mediterráneos asentados sobre suelos calcáreos (Guerra Velasco, 1996). Esta vegetación original ha sido profundamente modificada para el cultivo de cereales y otras herbáceas en secano, especialmente en las áreas de páramo cuya topografía plana favorece el cultivo de grandes extensiones de terreno. La situación actual responde a la presencia de manchas relicticas de bosque mediterráneo, encinares y quejigares, distintas comunidades de matorrales seriales calcícolas (salviares y esplegares, bolinares), tomillares pradera y pastizales anuales y perennes que salpican el páramo en forma de pequeñas manchas y que colonizan fundamentalmente las cuestras. La presencia de margas yesíferas en estas cuestras supone la aparición de nuevos hábitats diferenciados con la presencia de comunidades vegetales gipsófilas, generalmente matorrales de bajo porte.

La definición de corredores ecológicos para este tipo de formaciones se hace a partir de dos sets de hábitats separados: hábitats de matorrales calcícolas y hábitats de matorrales gipsófilos, contando como especies indicadoras principalmente invertebrados a los que se presupone una alta especialización y una capacidad de movimiento relativamente reducida.

Las cuestras gipsófilas constituyen un ecosistema típico del interior de la meseta que presenta una gran continuidad espacial debido a lo restrictivo de sus condiciones edáficas y topográficas (fuertes pendientes, afloramientos rocosos, suelos margosos y presencia de sulfato cálcico en el suelo), lo que convierte a estas cuestras en posibles candidatos a corredores ecológicos. Esta continuidad, no obstante, se ve afectada localmente por procesos de fragmentación vinculados fundamentalmente al desarrollo de infraestructuras. Los hábitats gipsófilos albergan un gran número de especies prioritarias, entre las que destacan aves que también comparten medios cerealistas, pero también invertebrados y anfibios y, por supuesto, un nutrido grupo de especies vegetales muy específicas de estos entornos y que poseen un gran valor intrínseco debido a su singularidad. Dado que las aves esteparias han sido seleccionadas como especies objetivo y que el diseño de corredores para insectos y anfibios requiere una aproximación de menor escala, que escapa a los objetivos del presente estudio, la conectividad de este tipo de paisaje ha sido analizada a nivel de hábitat.

### **6.3.4. Especies vinculadas a mosaicos, bordes y hábitats complejos**

El reto de la conservación de la biodiversidad en un entorno periurbano de las características de Valladolid, no puede referirse únicamente a ecosistemas maduros o a comunidades muy valiosas desde el punto de vista de la conservación de las especies, sino que debe enfocarse también en los ecosistemas complejos,

con fuerte intervención humana que aún mantienen comunidades silvestres de interés.

En este sentido se ha tratado de utilizar como indicadores especies significativas en cuyos requerimientos puedan resultar favorecidos este tipo de entornos caracterizados por el contacto entre espacios agrícolas, matorrales, espacios forestales y mosaicos agrarios de diferentes tipos.

Se han elegido dos especies típicas de este entorno como indicadores y para la modelización del hábitat y el estudio de la conectividad. Por un lado el conejo (*Oryctolagus cuniculus*), como especie importante de los ecosistemas mediterráneos y muy abundante en todo el ámbito (hasta el punto de que en algunos medios se ha considerado que su situación demográfica pudiera ser peligrosa para algunos cultivos). Si bien el conejo no está incluido en ninguna de las categorías de especies amenazadas se plantean varias razones para su inclusión como especie objetivo. En primer lugar, el conejo es una especie clave multifuncional del ecosistema ibérico mediterráneo. Partiendo de que la disponibilidad de alimento es el principal factor que explica la selección de hábitat de las especies, la distribución del conejo explica la distribución de otras muchas especies, principalmente sus depredadores (Delibes e Hiraldo, 1981; Rogers *et al.*, 1994; Fernández *et al.*, 2003; Rodríguez y Delibes, 2002; Delibes y Gálvez, 2009).

Por otro lado el conejo es una especie típica de ecotonos (Lombardi *et al.*, 2003; Virgós *et al.*, 2003), la transición entre dos comunidades ecológicas diferentes que propicia la existencia de una alta biodiversidad (Odum, 1953; Kark & Van Rensburgh, 2006). Esta vinculación a bordes y fronteras entre hábitats diferentes le da al conejo una especial importancia de cara al estudio de la conectividad ecológica en ámbitos muy intervenidos y en la pequeña escala.

Además del conejo, hemos utilizado también como especie objetivo el gato montés (*Felis sylvestris*), uno de los mamíferos más singulares y amenazados que habitan el paisaje castellano. A pesar de que el gato montés ha sido asimilado tradicionalmente a ecosistemas forestales, las investigaciones más recientes apuntan a una especie típica de ecotonos y zonas de borde, que necesita una cobertura vegetal densa como refugio pero que puede adentrarse en espacios intervenidos en busca de alimento, seleccionando de hecho áreas de borde y mosaicos como hábitat principal. El gato montés es además una especie muy importante en el panorama faunístico local y son ya varios los proyectos que tratan de acercarse a su realidad y de poner en marcha medidas de conservación.

Así pues, el gato montés resulta una especie idónea para el diseño de corredores ecológicos en una zona eminentemente agrícola como es el área de estudio, ya que por un lado resulta ser un indicador bastante fiable de las áreas más valiosas desde el punto de vista ecológico y por el otro su vinculación a hábitats complejos y mosaicos, su sensibilidad a las molestias relacionadas con las actividades antrópicas y su capacidad de movimiento relativamente elevada favorecen la modelización de su hábitat y sus movimientos. No obstante, el nivel de conocimientos que se posee sobre la especie en la provincia de Valladolid es aún reducido, por lo que los resultados finales deben ser valorados con la debida precaución.

Finalmente, la propuesta de red ecológica que se plantea tiene también como objetivo facilitar a los ciudadanos la accesibilidad a la naturaleza como factor de bienestar, calidad de vida y salud. Para ello se ha estudiado de forma somera la conectividad en el ámbito de los sistemas urbanos, especialmente en lo referido a aquellos espacios y zonas verdes cuya biodiversidad depende en mayor o menor

medida de su intercambio con los espacios naturales del entorno. El valor de esta comunidad ecológica no depende tanto de la singularidad de sus especies, sino de otros factores con un fuerte componente educativo, cultural y de bienestar. Por ello la propuesta de conectividad referida a estos espacios no está ligada a la conservación de un hábitat ó especie, sino a potenciar a través de la biodiversidad el valor social de los ecosistemas urbanos.

#### **6.4. Modelización del hábitat para las especies objetivo**

El hábitat constituye el entorno donde una especie desarrolla su ciclo vital y, también, el conjunto de factores que cubren sus necesidades vitales de supervivencia y reproducción. A menudo el hábitat se divide en múltiples componentes dependiendo de las necesidades de la especie que se considera. Un hábitat faunístico, por ejemplo, puede dividirse en componentes como área de alimentación, agua, áreas de refugio (ya sea de los predadores, de las condiciones térmicas...), área de campeo o caza y áreas de nidificación o cría. La supervivencia y reproducción de una especie determinada depende de que tenga a su disposición un área mínima de cada uno de estos factores del hábitat para el desarrollo de su actividad, ya sea esta diaria, estacional o anual.

Esta visión del hábitat se relaciona estrechamente con la teoría de nichos ecológicos (Chase & Leibold, 2003) que plantea el nicho como una función que relaciona los requerimientos de una especie con su medio ambiente. La modelización de hábitats se define, en este ámbito, como la operación con las variables cuantitativas del nicho ecológico para analizar la presencia, ausencia y distribución de especies dentro de un determinado área (Hirzel & Le Lay, 2008).

La modelización de hábitats, por tanto, relaciona las variables ecológicas con los requisitos de una especie para cada porción del territorio, generando una salida que refleja la calidad del hábitat para dicha especie. Estos modelos que tratan de predecir la distribución de una especie en un ámbito territorial determinado (Guisan & Zimmermann, 2000; Pearce & Boyce, 2006) son los llamados modelos de idoneidad de hábitat (HSM), y son cada día más utilizados a la hora de analizar diferentes problemas en relación con la gestión de la biodiversidad.

Existen muchos tipos y herramientas diferentes para la modelización de hábitats. Generalmente, se utilizan procedimientos geoestadísticos implementados sobre SIG. Una primera clasificación atiende a los procedimientos estadísticos que se utilizan para la modelización de hábitats, según estos se refieran de forma prioritaria a procesos (procedimientos mecanicistas, que requieren información detallada sobre los procesos que subyacen en el comportamiento de la variable) o a patrones (procedimientos fenomenológicos, que ponen de manifiesto relaciones entre las variables y las observaciones sin tratar de explicar los mecanismos subyacentes). También se pueden clasificar los diferentes modelos en función de su dependencia del conocimiento previo de los requisitos de la especie objetivo (modelos de experto) o de la necesidad de disponer de datos empíricos sobre la distribución de la misma (modelos empíricos). También se pueden realizar otras clasificaciones de los modelos en función de los datos de partida que utilicen (modelos de sólo presencia o modelos de presencias y ausencias). Algunos modelos empíricos, por ejemplo, utilizan algoritmos estadísticos (regresión logística, análisis de correspondencias canónicas) mientras que otros utilizan algoritmos de aprendizaje automático como redes neurales o algoritmos de máxima entropía.

El gráfico siguiente, extraído de Brainerd *et al.* (2007), muestra una clasificación que agrupa a los principales modelos que se utilizan en la actualidad.

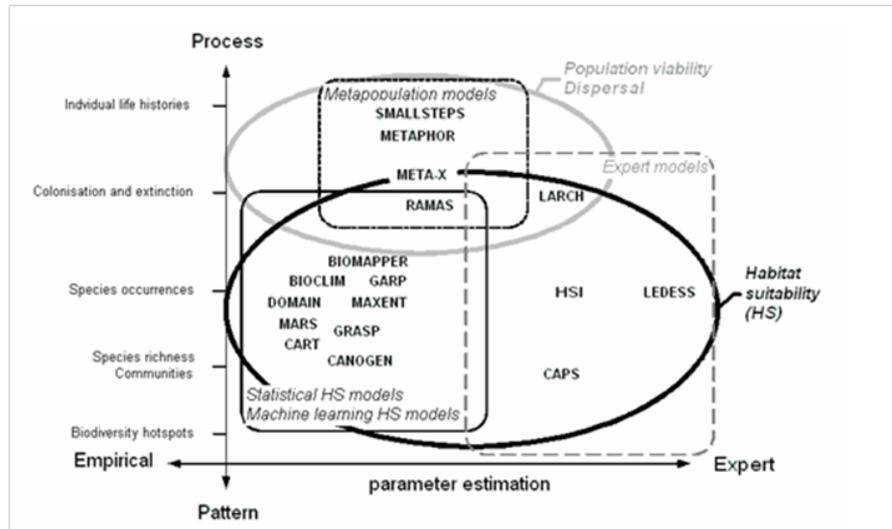


Fig. 6.5. Clasificación conceptual de las herramientas más comunes para la modelización de hábitat.

Fuente: Brainerd *et al.* (2007).

La herramienta elegida para la modelización del hábitat ha sido el HSM incluido en la suite CorridorDesigner. Se trata de un modelo de experto integrado en un paquete diseñado específicamente para el diseño de corredores ecológicos que se ha elegido fundamentalmente por su sencillez en el manejo y por su comportamiento adecuado a la hora de manejar variables ambientales discretas, como la vegetación, los usos del suelo, el planeamiento urbanístico y la litología.

La calidad de los HSM definitivos puede ser inferior a la de los obtenidos con herramientas diseñadas específicamente para la modelización de hábitats (utilizando, por ejemplo, datos empíricos tratados mediante aprendizaje automático o análisis estadístico), pero la ausencia de datos de localización lo suficientemente precisos a la escala de trabajo y la posibilidad de suplir esos datos con informaciones de expertos sobre las características del hábitat de las especies objetivo en el ámbito de trabajo han contribuido también a la decisión de utilizar CorridorDesign, unidos a su sencillez y al control de muchas de las variables que intervienen en el proceso.

El modelo de idoneidad del hábitat se traduce en una capa de información en la que se especifica la idoneidad del territorio para cada especie/hábitat en formato ráster. Se calcula a partir de la información existente sobre la selección de hábitat de la especie objetivo, para lo que se ha consultado la bibliografía existente y, en caso necesario, a expertos en la materia.

Para las especies forestales y cerealistas el modelo de idoneidad se ha fundamentado en un único indicador diseñado a partir de los datos de las especies consideradas sistema también empleado en otros diseños similares (Gurrutxaga, 2005). Los corredores para conejo y gato montés se han hecho a partir de criterios específicos de selección de hábitats, lo mismo se ha hecho para los hábitats vinculados a bosques de coníferas, utilizando los criterios de selección

específicos de la ardilla (*Sciurus vulgaris*). Los principales factores utilizados para la modelización de hábitats han sido:

- Cobertura vegetal y usos del suelo.
- Dificultad para superar determinadas barreras: canales, embalses, carreteras y ferrocarriles con vallado perimetral...
- Litología y tipologías de suelos, cuando existen condicionantes geológicos que claramente definen los hábitats o las especies objetivo.
- Factores topográficos. La altitud y otros factores, como la pendiente, rugosidad u orientación pueden ser también importantes en la resistencia al desplazamiento. Para la modelización de algunos hábitats se ha utilizado fundamentalmente la pendiente, ya que el resto de factores contribuyen poco a la diferenciación, ya que se trata de un área bastante uniforme en cuanto a sus características ecológicas. La altitud, no obstante, permite separar las zonas de páramos y vegas, por lo que también resulta relevante en algunos casos.
- Distancia al agua, evaluando la dependencia de las especies objetivo de la proximidad al agua para el desarrollo de su ciclo vital.
- Molestias humanas. Se ha utilizado la distancia a las carreteras, a zonas habitadas y núcleos urbanos. Otros aspectos directamente relacionados, como el volumen de tráfico reflejado en la IMD de las carreteras han sido incorporados a la capa de coberturas.
- Efecto borde. Para algunas especies, concretamente los trabajos sobre el conejo y el gato montés, se ha utilizado el efecto borde, señalando las zonas en las que se producen transiciones entre espacios forestales de monte mediterráneo, pastizales y matorrales y cultivos en secano, y desarrollando factores específicos para cada especie de proximidad a dichas zonas.

Las capas que cartografían el resto de factores para la modelización del hábitat se convierten en capas ráster ajustadas al ámbito y al tamaño de píxel definido (10x10 m), cada una de ellas independientes entre sí, en las que se representa un índice de idoneidad normalizado entre 0 y 100 según los siguientes criterios.

Valor	Criterios
100	Máxima idoneidad y mínima resistencia, señala el mejor hábitat, con mayores tasas de supervivencia y reproducción
90	Hábitats modificados que mantienen altas tasas de supervivencia y éxito reproductor, manifestando perturbaciones de baja intensidad
80	Idoneidad algo menor, generalmente asociada al éxito reproductor
60	Menor que el anterior, se puede comprometer el éxito reproductivo
30	Uso ocasional y no reproductivo
<30	Se evita
0	No se utiliza

Tabla 6.1. Valores de idoneidad para los diferentes usos del suelo asociados a los diferentes grupos de especies forestales.

Fuente: elaboración propia.

La herramienta de modelización de hábitats combina después todas las capas, para lo que tiene en cuenta la ponderación de cada factor en la selección del hábitat. Para ello se ha utilizado la media geométrica, que separa mejor los valores

extremos y concede mucha importancia a los valores nulos independientemente del peso relativo de cada factor (Beier *et al.*, 2008). El resultado final es un modelo que representa la idoneidad de hábitat para la especie objetivo, que, posteriormente, es normalizado en una escala de 0 a 100 para obtener la capa definitiva. Cada especie presenta, por tanto, un mapa de idoneidad de hábitat (HSM), que abarca la totalidad del ámbito de trabajo.

Dada la gran calidad de bases cartográficas utilizadas, se han realizado pruebas con diferentes tamaños de píxel, tratando de combinar precisión con velocidad de cálculo. Finalmente se ha optado por un tamaño de píxel de 10x10 metros, que permite distinguir obstáculos y manchas de pequeñas dimensiones sin perjudicar el rendimiento de los procesos de cálculo. Esta precisión finalmente se encuentra un poco por encima del rango de precisión de otros estudios<sup>45</sup> caracterizados por estudiar superficies mayores.

A partir del modelo de idoneidad de hábitat y teniendo en cuenta los nodos de origen y destino, el programa calcula un nuevo ráster que representa el coste de desplazamiento (*Cost Distance Raster*). Es decir, el esfuerzo que debería hacer un individuo de la especie objetivo para recorrer la distancia que lo separa desde su posición actual hasta el nodo de destino.

### 6.5. Selección de los nodos (áreas fuente)

La selección de nodos de origen y destino es otro aspecto clave del diseño de corredores ecológicos. Las herramientas de software disponibles para definir los corredores ecológicos exigen un punto de partida y un punto de llegada para establecer los itinerarios de mínimo esfuerzo. Una elección inadecuada de estos puntos de origen y destino puede disminuir el sentido ecológico de los itinerarios resultantes originando corredores vacíos o con menos uso del que se espera.

Los nodos de origen y destino, por tanto, deben ser espacios importantes para las especies objetivo, en los que su presencia sea conocida y que, en la medida de lo posible, mantengan poblaciones estables de dichas especies.

Se ha tratado siempre que ha sido posible de utilizar como nodos de origen y destino espacios protegidos, o al menos áreas con un cierto nivel de protección. Los puntos de partida básicos son los espacios pertenecientes a la Red Natura 2000 (LIC y ZEPA), aunque también se han utilizado otros espacios con un cierto nivel de protección (áreas de singular valor ecológico de las DOTVAENT, montes de utilidad pública...) y, en último caso, para completar un número mínimo de corredores para cada especie se han utilizado algunos espacios favorables para cada especie objetivo que no gozan de protección legal.

Las principales ventajas de utilizar como nodos de la red ecológica los espacios de la Red Natura 2000 (Directiva Hábitats 91/43/CE) son las siguientes:

- Son importantes para la conservación de hábitats y especies.
- Se les requiere conectividad ecológica.
- Han sido designados por la Comunidad Autónoma.
- Están amparados por la legislación nacional y comunitaria.

---

<sup>45</sup> Veinte por veinte metros para la red ecológica del País Vasco (Gurrutxaga 2005; 2007), 50x50 m para el estudio de corredores para el lince (Jiménez López, 2007), 90x90 m para la red ecológica de la Región de Murcia (ATECMA, 2007).

La figura siguiente presenta los siguientes espacios de la Red Natura 2000, los LIC y las ZEPA.

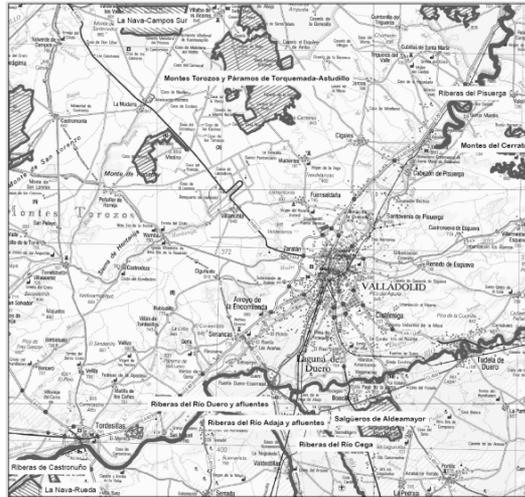


Fig. 6.6. Espacios de la Red Natura 2000 en el ámbito del trabajo.

Fuente: elaboración propia sobre Mapa Provincial de Valladolid.

Los LIC -Lugares de Importancia Comunitaria- son los siguientes.

Código	Nombre	Superficie (Has.)
ES4180147	Humedales de Los Arenales	3.328,28
ES4160062	Lagunas de Coca y Olmedo	1.232,69
ES4180017	Riberas de Castronuño	8.421,08
ES4180081	Riberas del Río Adaja y afluentes	1.390,68
ES4180070	Riberas del Río Cega	455,55
ES4180124	Salgüeros de Aldeamayor	1.185,65
ES4140129	Montes Torozos y Páramos de Torquemada - Astudillo	22.982,12
ES4140053	Montes del Cerrato	12.234,94

Tabla 6.2. Lugares de importancia comunitaria relacionados con el ámbito del trabajo.

Las ZEPA –zonas de especial protección para las aves-, por su parte, son cuatro espacios de gran importancia.

Código	Nombre	Superficie (Has.)
ES0000362	La Nava-Rueda	7.167,03
ES4180017	Riberas de Castronuño	8.421,08
ES0000220	Riberas del Pisuerga	625,99
ES0000216	La Nava-Campos Sur	39.209,87

Tabla 6.3. Zonas de Especial Protección para las Aves.

Estos lugares de la Red Natura 2000 representan los principales ecosistemas vallisoletanos, fundamentalmente las riberas, los montes mediterráneos de carácter mesetario y los humedales continentales, tanto vinculados a hábitats de descarga como a zonas de carácter endorreico muy valiosas para las aves esteparias.

Los ecosistemas valiosos que no se encuentran suficientemente representados en esta red de espacios protegidos son los ecosistemas de borde, las cuevas y los matorrales gipsófilos y calcícolas propios de estos espacios, cuya representación territorial hace mucho más difícil su adscripción a espacios protegidos concebidos en el sentido tradicional. De cara a la modelización de corredores ecológicos, nos encontramos, por tanto, con una muestra suficiente de nodos origen/destino para los corredores de carácter forestal y los esteparios, pero será preciso localizar nuevos puntos de origen y destino adecuados para el resto de las especies y hábitats que se utilicen como indicadores.

La localización de estos nodos se realiza de igual forma utilizando las herramientas de modelado de hábitat. A partir del HSM definido por el modelo, se extraen una serie de nodos utilizando los siguientes criterios básicos para su definición:

- Idoneidad, se utilizan aquellas áreas que sobrepasan los umbrales de idoneidad establecidos, según la tabla recogida en el apartado anterior. Los umbrales de idoneidad utilizados para definir estos nodos son del 80% y del 60% en el valor de idoneidad del píxel. El 80% como hábitat capaz de soportar poblaciones reproductivas de la especie objetivo y el 60% como hábitat adecuado para su supervivencia.
- Superficie mínima, definida a partir de los datos de selección de hábitat. Se utilizan dos superficies diferentes, la superficie del núcleo (superficie mínima capaz de acoger una población reproductora de la especie objetivo) o parcela (superficie mínima capaz de acoger temporalmente una población de la especie pero insuficiente para permitir su reproducción y viabilidad a largo plazo). Esta superficie se identifica con las parcelas o parches de hábitat (*patches*) utilizados como refugios temporales o *stepping stones*.

No obstante, y dadas las consideraciones legales y ecológicas expresadas anteriormente, el diseño final de corredores ecológicos se apoya fundamentalmente en nodos incluidos en la Red Natura 2000, y sólo se utilizan nodos externos para definir corredores entre orígenes y destinos alejados de este tipo de espacios.

## 6.6. Desarrollo de la propuesta concreta de corredores ecológicos

El presente trabajo elabora una primera propuesta de corredores para ser incorporada con posterioridad a los instrumentos urbanísticos y de ordenación del territorio en ámbitos locales y subregionales. Se ha optado, por tanto, por una propuesta de corredores con entidad territorial, definiendo sus límites, en la medida de lo posible, en función de elementos topográficos definidos y fáciles de identificar, aunque esto suponga incrementar la anchura del mismo.

Los corredores incluidos en esta red se diseñan a partir del proceso de integración y jerarquización de los modelos resultantes de la ejecución de la herramienta informática, lo que permite definir corredores en varios niveles de importancia, en función de sus características y de su versatilidad para acoger diferentes especies objetivo.

El diseño de la red de corredores recoge, finalmente, cuatro categorías diferentes, en función de su importancia territorial:

- Grandes corredores fluviales, articulan la conectividad ecológica del ámbito de trabajo con los grandes ecosistemas regionales, constituyendo la columna vertebral de la conectividad ecológica en la Meseta. Su enorme importancia se refleja en los resultados obtenidos al aplicar los distintos modelos, por lo que se sitúan en la base de cualquier propuesta coherente de corredores ecológicos para la zona.
- Corredores principales, son los corredores que enlazan los principales nodos de biodiversidad del ámbito de estudio (fundamentalmente los espacios de la Red Natura 2000) entre sí o con los corredores fluviales. Estos corredores presentan un carácter estratégico para garantizar la conectividad a nivel subregional y, a rasgos generales, son corredores multifuncionales utilizados por varias especies-objetivo diferentes.
- Corredores secundarios, son corredores de importancia local. Conectan nodos con corredores principales, corredores principales entre sí, o poblaciones aisladas con corredores primarios o nodos. En muchos casos son corredores específicos.
- Corredores del anillo verde, conectan las zonas verdes periurbanas con el resto de corredores o con nodos. Su objetivo es facilitar la accesibilidad de la naturaleza para los ciudadanos como factor de bienestar, calidad de vida y salud, por lo que su conectividad no está ligada a la conservación de un hábitat, especie o ecosistema prioritario.

Como anchura mínima de los corredores se ha utilizado una banda de coste de desplazamiento dentro del 1% de esfuerzo con respecto al mínimo. Las bandas de terreno en las que se superponen corredores de varias especies objetivo se definen a partir de la zona de contacto de dichos corredores, utilizando como anchura mínima la banda de terreno compartida por dos o más corredores específicos.

La anchura definitiva de los corredores incluidos en la propuesta se extiende desde estas anchuras mínimas hasta llegar a elementos topográficos definidos, capaces de ser reconocidos tanto en cartografía como en el propio territorio, con el fin de proponer límites identificables.

Esta metodología permite, hasta cierto punto, acomodar los corredores ecológicos a la planificación del suelo, dando un cierto margen de maniobra a los planificadores pero sin renunciar a una identificación rápida y precisa del espacio ocupado por estas conexiones.

Una vez disponible una propuesta inicial de la red, esta se ajusta en función de la clasificación actual del suelo, de la presencia de infraestructuras urbanas y de otros elementos (zonas verdes, canales, parques, *brownfields*...) que pudieran afectar localmente a la conectividad ecológica, atendiendo específicamente a las pautas siguientes:

- Identificación de los puntos de conflicto de la propuesta inicial, como intersecciones con infraestructuras de transporte, zonas urbanas, extracciones mineras, etc. Los principales conflictos identificados han sido evaluados sobre el terreno durante el trabajo de campo.
- Siempre que ha sido factible por la existencia de hábitats adyacentes adecuados, se han estudiado trazados alternativos para los puntos de conflicto.

- Trazado de los corredores siguiendo el límite de parcelas, vías pecuarias, etc. En ocasiones también se han añadido algunos elementos que reforzaban la coherencia ecológica, como elementos lineales del paisaje, charcas, riberas...
- La anchura de los corredores ha dependido de la información suministrada por el modelo, las características de los paisajes colindantes y los condicionantes mencionados con anterioridad.

A continuación, en esta propuesta modificada se representan, en la medida que lo permita la información disponible, las propuestas y prioridades territoriales, los proyectos y estrategias definidos sobre el territorio, los espacios de oportunidad y la planificación sectorial estratégica, con el objetivo de facilitar el ajuste territorial de la propuesta de corredores, de establecer las barreras a la conectividad existentes en la actualidad y de definir las áreas de conflicto, actuales, previstas o futuras que pudieran afectar a la función de conectividad ecológica del territorio.

El funcionamiento de esta red puede evaluarse así en función de diversos escenarios futuros, tratando de localizar cuáles pueden ser los espacios en los que la función de conectividad ecológica pueda verse más afectada por el desarrollo de las actividades socioeconómicas.

Una vez analizado el comportamiento de la red en estos escenarios futuros se realizan los ajustes adecuados para garantizar el mejor funcionamiento posible de la red. El resultado es una propuesta definitiva de red de corredores ecológicos coherente en su diseño, de carácter global e integrada en el devenir del territorio en el que se asienta.

El siguiente paso, que queda ya fuera del ámbito del trabajo, es la implementación real de la red de corredores ecológicos mediante una herramienta adecuada de planificación u ordenación territorial ya sea de carácter específico o integrado en un instrumento de carácter más global.

La implementación de esta red requiere también un programa de gestión y una adecuada inversión orientada a mantener la funcionalidad ecológica del diseño. El alcance y contenidos de este programa de inversión y gestión queda también fuera del ámbito del trabajo, requiriendo una voluntad y una implicación social y política que debe coordinarse con las demandas y necesidades del conjunto del área metropolitana de Valladolid.

### **6.7. Resultados del trabajo: diseño inicial de corredores ecológicos para las especies y hábitats objetivo**

Los apartados siguientes muestran los resultados obtenidos mediante la aplicación de los procedimientos informáticos definidos anteriormente para cada una de las especies, conjuntos de especies o hábitats considerados como indicadores de importancia de cara a la conectividad ecológica del territorio.

La estructura de cada uno de los apartados es similar, para facilitar la comparación entre diferentes condiciones y especies objetivo, reflejando también la coherencia y homogeneidad con la que se ha querido dotar a las diferentes etapas desarrolladas.

Cada apartado corresponde a una especie (grupo o hábitat) objetivo. En los casos en los que para una misma especie objetivo se han ejecutado varios procedimientos con condiciones de partida diferentes, éstos se desarrollan dentro del mismo apartado.

### 6.7.1. Espacios forestales

Los espacios forestales considerados en el modelo incluyen todos los paisajes forestales del ámbito, lo que implica superficies arboladas con distinto grado de cobertura y zonas de matorral. Estas zonas han experimentado algunos cambios en los últimos años promovidos por un cierto abandono de las labores agrícolas tradicionales y por la actividad urbanística y de desarrollo de infraestructuras. Así, algunas superficies de matorral han aumentado por el abandono de tierras de labor y antiguas zonas arbustivas han evolucionado hacia el bosque. Por otro lado algunos bosques y zonas de matorral han sido transformados en zonas artificiales (Plata *et al.*, 2009). Salvo en la zona de la sierra, los bosques de la región se encuentran bastante fragmentados, factor que se ve potenciado por el carácter mediterráneo de los mismos, lo que supone una pérdida de biodiversidad importante (Santos y Tellería, 1998).

El modelo de corredores de especies forestales se ha desarrollado a partir de cuatro propuestas diferentes:

- Un modelo forestal elaborado a partir de un *cluster* de especies forestales típicas en el mismo sentido que se ha planteado para otras propuestas de corredores en España (Gurrutxaga, 2005; UCM...). Se utilizan los criterios de selección de hábitat para un conjunto de especies forestales (corzo y jabalí, fundamentalmente), relativamente abundantes en el entorno de Valladolid.
- Un modelo para formaciones de coníferas basado en los criterios de selección de hábitat de la ardilla común (*Sciurus vulgaris*), especie utilizada como indicador para este tipo de hábitats.
- Un modelo para corredores de especies caducifolias en el que se selecciona este tipo de formaciones frente a las típicas del monte mediterráneo o las distintas formaciones de pinares presentes en la zona.
- Un modelo para el monte mediterráneo, basado en las condiciones de los usos del suelo (dada la dificultad de localizar especies indicadoras específicas de estos bosques y que en la zona de estudio no ocupen también los bosques de ribera o las formaciones caducifolias de vega).

En el ámbito forestal genérico, se ha seleccionado como especies objetivo el corzo (*Capreolus capreolus*) y el jabalí (*Sus scrofa*). Estas especies no están amenazadas pero sí son muy sensibles al efecto barrera de las infraestructuras de transporte (Rosell *et al.*, 2003). El diseño de corredores con criterios específicos para ellas también debe beneficiar a otras muchas especies forestales, razón por la cual suelen ser utilizadas como especies indicadores (Bruinderink *et al.*, 2003) (Anexo 2). Si bien el jabalí tiene una tendencia ubiquista y se adapta bien a ambientes mediterráneos, el corzo tiende más a bosques caducifolios, aunque en el ámbito se le pudo localizar en cuevas de quejigos y encinares de páramo. Ambas especies se desarrollan muy bien en una gran diversidad de ambientes forestales, incluyendo un cierto grado de fragmentación y contacto con cultivos y matorral, ambientes predominantes en la región.

Los datos de selección de hábitat de estas dos especies han sido aglutinados en un único índice de idoneidad, aproximación similar a la de otros estudios regionales (Gurrutxaga, 2005).

La modelización de los hábitats forestales ocupados por pinares y coníferas trata de diferenciar una serie de ecosistemas muy importantes en la zona y ampliamente extendidos debido a la acción humana. Los pinares aparecen en la

zona en dos grandes grupos, muy difíciles de separar a partir de las coberturas del SIOSE y otras capas disponibles: los pinares de campiña y los pinares de cuesta. Los pinares de campiña se sitúan en origen sobre los mantos eólicos de arenas del cuaternario que se extienden hacia el sureste del núcleo urbano de Valladolid y que se extienden por parte de las provincias de Valladolid, Ávila y Segovia formando los depósitos eólicos más extensos de la Península Ibérica (Bernat Rebollal y Pérez González, 2005). Se trata de pinares dominados por el pino piñonero (*Pinus pinea*) y el pino resinero (*Pinus pinaster*) que habitualmente forman masas monoespecíficas en las que ambas especies suelen estar separadas en función de los objetivos de producción del pinar. Aparecen, no obstante, algunos pinares más ricos con presencia de sotobosque mediterráneo y carrascas arbustivas (y también algunas formaciones complejas en los puntos en los que los pinares interaccionan con las formaciones ribereñas, especialmente en el entorno del Duero (Tudela de Duero) y sobre todo en el Cega y el Adaja (Viana - Boecillo - Valdestillas) donde generan algunos de los ecosistemas más singulares de la provincia).

Los pinares de cuesta proceden de la forestación de las áreas de transición entre páramos y campiñas con el objeto de reducir la erosión sobre terrenos utilizados de forma tradicional para el pastoreo. La especie dominante en este caso es el pino carrasco (*Pinus halepensis*), aunque aparecen en ocasiones pino resinero, piñonero e incluso varias especies de cipreses (*Cupressus sempervirens*, *Cupressus arizonica*) formando manchas más o menos conspicuas. A estas dos formaciones de pinar se les une una tercera, consecuencia de la reforestación de tierras agrarias y similar a los pinares de campiña, ya que se trata de plantaciones de pino piñonero, acompañados en mayor o menor medida de quercíneas y otras especies acompañantes que se han ido plantando sobre tierras agrarias como alternativa a la producción de cereal en terrenos poco productivos, impulsada por los sucesivos planes forestales.

La modelización del hábitat se ha realizado, en este caso, para la ardilla común (*Sciurus vulgaris*), una especie que en la zona se encuentra vinculada a los pinares que ofrecen frutos adecuados para su alimentación y a la presencia de árboles de gran porte para su nidificación (Cagnin *et al.*, 2000).

Los datos más relevantes para la determinación del hábitat de la ardilla se han obtenido también de Ferreira *et al.* (2001), Hernández (1999) y Verboom & Van Apeldoorn (1990). En resumen y de cara a la modelización de este hábitat se ha considerado que las ardillas demandan árboles grandes con abundante producción de semilla. Las semillas de coníferas constituyen, en todas las estaciones del año, el alimento con mayor porcentaje de ocurrencia, enriqueciéndose en otoño con otros frutos, incluyendo bellotas de *Quercus spp*, fragmentos de hongos, materia vegetal verde (tejidos vegetales con clorofila) y líquenes en mucha menor cantidad.

Las ardillas utilizan, de forma preponderante árboles y arbustos de gran porte en cuyas partes altas construyen sus nidos. Verboom & Van Apeldoorn (1990) consideran que, en Bélgica, 5 ha de coníferas de gran porte son suficientes para que aparezcan nidos de ardilla.

Los requisitos de hábitat utilizados finalmente para la modelización de estos corredores han sido los siguientes:

- El hábitat idóneo consiste en espacios forestales con presencia abundante de grandes ejemplares de pino piñonero y resinero.
- La ardilla se mueve por zonas arboladas, desapareciendo a distancias superiores a unos 100 metros del arbolado.

- No le molestan los núcleos urbanos ni es especialmente sensible a molestias.
- Presenta una alta mortalidad en carreteras por atropellos, lo que le hace sensible a la proximidad de vías de comunicación.
- Aprecian la proximidad de otros árboles con semillas.
- El tamaño mínimo de parche de hábitat puede establecerse, aproximadamente en 1,3 ha, mientras que a partir de 5 ha ya se pueden mantener poblaciones reproductoras en buenas condiciones.

La modelización de hábitats ligados a formaciones caducifolias resulta más complicada debido a la dificultad de utilizar una especie indicadora que seleccione claramente en la zona bosques caducifolios pero que no sea una especie dependiente estrictamente de las riberas. Algunas especies singulares, como el turón (*Mustela putorius*) aparece en la zona vinculado siempre a estas formaciones de ribera, pero sus características y el precario conocimiento de los requisitos de su hábitat en la zona. El corzo parece seleccionar positivamente este tipo de ambientes y se ha utilizado ya como especie indicadora del conjunto de espacios forestales, pero en el ámbito de trabajo sus requisitos de hábitat se flexibilizan bastante, apareciendo en numerosos espacios de transición (quercíneas, pinares, grandes matorrales, etc.).

Finalmente, la opción elegida consiste en utilizar un modelo similar al conjunto forestal pero dando un mayor valor de idoneidad a los bosques caducifolios representados en el mapa de usos del suelo.

Las formaciones de quercíneas del área de estudio responden a tres situaciones diferentes, igualmente muy difíciles de discriminar en la cartografía: por un lado los encinares y quejigares de cuesta, que se localizan sobre margas en situaciones de fuertes pendientes formando matorrales más o menos desarrollados o manchas arboladas de porte medio o bajo, los encinares y quejigares del páramo, abundantes en los Montes Torozos y en El Cerrato, bien representados en ambos LIC y, finalmente, los carrascales que se asientan sobre los mantos eólicos, frecuentemente asociados a formaciones de pino piñonero, y que constituyen uno de los ecosistemas más valiosos del entorno.

La conectividad ecológica entre estas formaciones de encinares y quejigares se realiza de forma genérica, seleccionando los espacios forestales alejados de los hábitats de ribera y con presencia de quercíneas.

### 6.7.2. Modelización del hábitat

El modelado de la idoneidad del hábitat (HSM) se realiza utilizando la herramienta integrada en la *suite* CorridorDesign, utilizando un algoritmo basado en la media geométrica que se aplica sobre las diferentes capas cartográficas utilizadas como factores relevantes de cara a la idoneidad.

La principal capa utilizada es la de vegetación y usos del suelo, obtenida a partir de la adaptación de la capa del SIOSE para el ámbito de trabajo. A partir de esta capa se elabora un primer mapa de idoneidad en función de dichos usos del suelo, aplicando las tablas de factores que se recogen en el Anexo I.

El resto de capas utilizadas para la realización del HSM aparecen reflejadas en la tabla siguiente con los factores de ponderación que se utilizan para la confección del modelo. Los valores de idoneidad para cada uno de estos factores se recogen en las diferentes tablas del Anexo I.

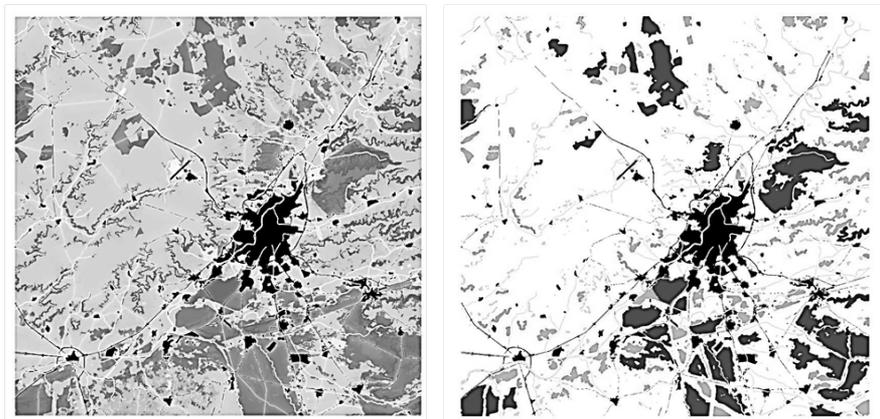
CAPAS	Forestal (conjunto)	Coníferas	Caducifolias	Encinares y quejigares
Usos del suelo SIOSE	60	40	50	60
Pendientes	10		10	
Efecto barrera (autovías, AVE)	10	20	10	10
Distancia a los núcleos de población	10			
Distancia a cursos de agua			10	20
Distancia a carreteras	10	10		10
Distancia arbolado porte		30	20	

Tabla 6.4. Coeficientes de ponderación de cada capa de cara a la elaboración del modelado de la idoneidad del hábitat (HSM).

#### Modelo forestal conjunto >

La combinación de estas capas para el anexo I produce el HSM para el hábitat forestal conjunto, que queda recogido en la figura 6.7.

El hábitat de mayor idoneidad forestal en el ámbito de trabajo se concentra, a la vista de este modelo, en los pinares que ocupan el manto eólico situado al sureste del área urbana (Pinar de Antequera, El Esparragal o Las Arenas), los encinares y quejigares de Montes Torozos, en los páramos situados al norte y oeste de la capital y de los Montes del Cerrato, en el cuadrante nororiental del ámbito y, de forma ubicua, buena parte de las cuestas que separan páramos y vegas (ocupadas por quejigares y pinares de pino carrasco) y las formaciones de ribera de los grandes ríos del ámbito: Duero, Pisuerga, Cega y Adaja, fundamentalmente. A partir de este HSM se extraen los nodos o núcleos principales de hábitats de alta calidad, definidos a partir de dimensiones mínimas de 20 ha para los parches y 200 ha para los núcleos forestales (fig. 6.8.).

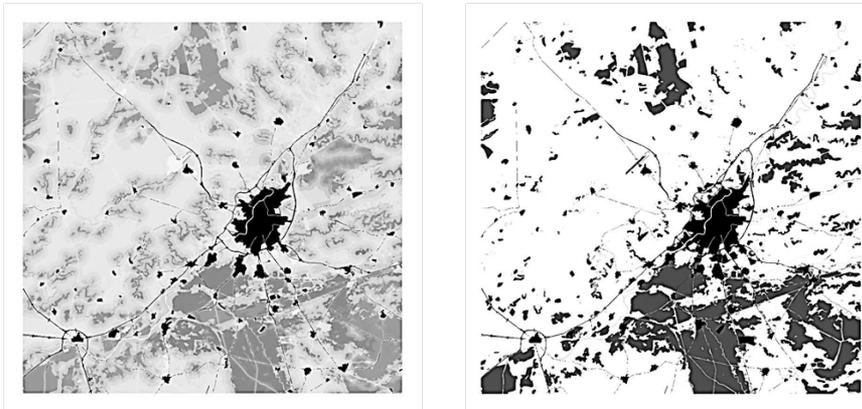


Figs. 6.7. y 6.8. Modelo de Idoneidad de Hábitat (HSM) para el clúster de especies forestales (izquierda) y nodos de hábitat forestal (derecha).

### Modelo forestal para el hábitat de la ardilla (bosques de coníferas) >

El HSM para el hábitat de la ardilla queda recogido en la figura 6.9. La coincidencia con el modelo de idoneidad obtenido para el modelo forestal conjunto resulta notable. La gran abundancia de la tres especies de pino presentes en la zona, que aparecen frecuentemente mezcladas con otras especies forestales favorecen la presencia de hábitats idóneos para la ardilla casi en cualquier formación que posea arbolado de porte medio o alto, obteniéndose las mayores superficies en los pinares del sur del ámbito, especialmente en la zona de contacto entre los pinares y los bosques de ribera del Duero, Cega y Adaja.

A partir de este HSM se extraen los nodos o núcleos principales de hábitats de alta calidad, definidos a partir de dimensiones mínimas de 2 Ha para parches y 5 Ha para los núcleos que albergan poblaciones reproductoras. Destacan, además de las grandes superficies de la zona de pinares, los núcleos de Torozos al norte y las cuestas del entorno de Cabezón y del Cerrato al noreste de la capital (fig. 6.10.).

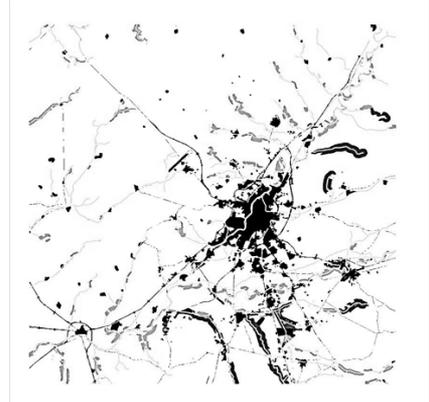
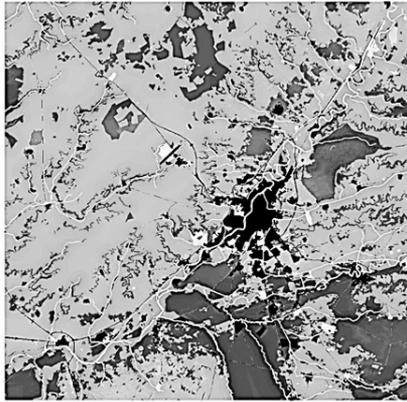


Figs. 6.9. y 6.10. Modelo de Idoneidad de Hábitat (HSM) para la ardilla (izquierda) y nodos de hábitat para la ardilla (derecha).

### Modelo forestal para el hábitat genérico de bosques caducifolios >

El HSM para los bosques caducifolios se encuentra en todo el ámbito claramente vinculado a los cursos de agua con la excepción de los quejigares de páramos y cuestas localizados en el Cerrato y Torozos (fig. 6.11.).

A partir de este HSM se extraen los nodos o núcleos principales de hábitats de alta calidad, definidos a partir de dimensiones mínimas de 2 Ha para parches y 5 Ha para los núcleos. Los nodos más significativos se encuentran en los bosques de ribera de los ríos principales: Duero, Pisuerga, Adaja, Cega. Destaca también la gran mancha de quejigares en el Valle del Doctor, en terrenos de Cabezón de Pisuerga, con una parte importante incluida dentro del Campo de Maniobras (fig. 6.12.).



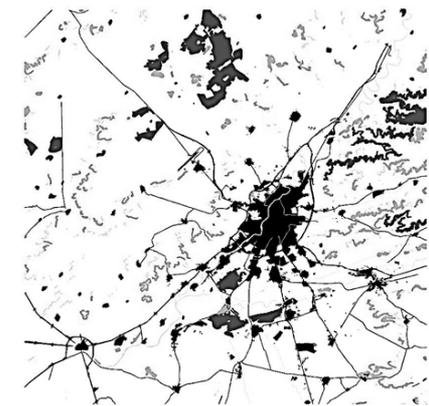
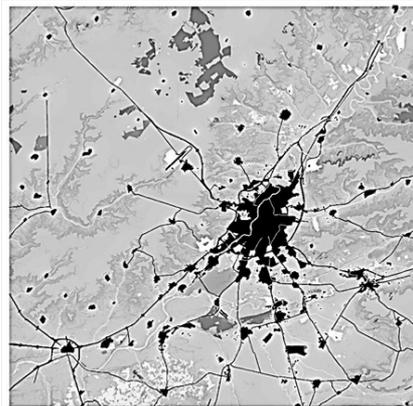
Figs. 6.11. y 6.12. Modelo de Idoneidad de Hábitat (HSM) para las formaciones caducifolias (izquierda) y nodos de hábitat para las formaciones caducifolias (derecha).

#### Modelo forestal para el hábitat genérico de quercíneas >

El HSM para los bosques esclerófilos (incluyendo también los quejigares, ya que en la información cartográfica disponible resultan muy difíciles de separar de las formaciones dominadas por la encina) queda recogido en la ilustración siguiente. Se trata de un HSM en el que aparece una gran presencia de valores de idoneidad intermedios (prácticamente todo el ámbito constituye un hábitat adecuado para formaciones de encinar) pero muy poco territorio desarrolla formaciones maduras de monte mediterráneo, sustituido en gran parte del ámbito por cultivos y reforestaciones.

A partir de este HSM se extraen los nodos o núcleos principales de hábitats de alta calidad, definidos a partir de dimensiones mínimas de 2 ha para parches y 5 ha para los núcleos que albergan poblaciones reproductoras.

Los núcleos principales de las formaciones de quercíneas se encuentran en el Cerrato, en las cuestas de Cabezón y San Martín de Vallvení, en los Montes Torozos y algunos interesantes ejemplos de encinares sobre arenas eólicas en el Monte Blanco y las Hornias entre Puente Duero y Villanueva de Duero, en estrecho contacto con este río.

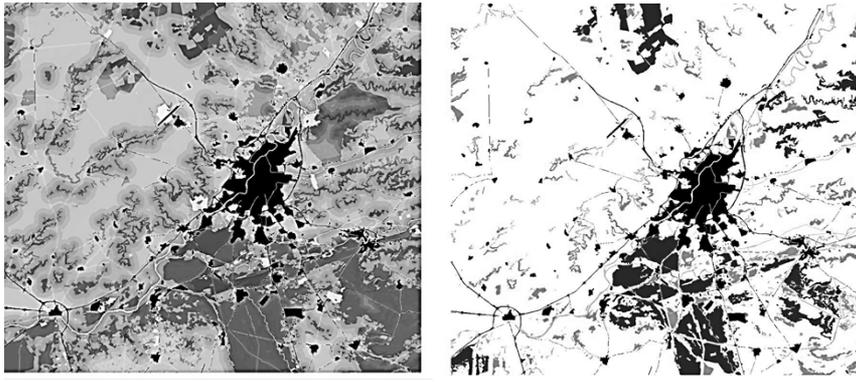


Figs. 6.13. y 6.14. Modelo de Idoneidad de Hábitat (HSM) para encinares y quejigares (izquierda) y nodos de hábitat para encinares y quejigares (derecha).

Un segundo modelo forestal conjunto elaborado a partir de los tres modelos forestales específicos >

La combinación de los tres HSM obtenidos para coníferas, caducifolias y quercíneas permite elaborar un segundo modelo forestal conjunto. Este modelo se obtiene a partir de la combinación, basada en la media geométrica del valor de idoneidad para cada píxel, obteniendo un nuevo HSM combinado que define las áreas de mayor idoneidad. Este modelo permite una nueva aproximación a la conectividad forestal en conjunto, facilitando, además, la comprobación y corrección de la propuesta inicial.

El HSM conjunto permite, además, obtener los principales nodos de carácter forestal en el área de estudio, independientemente de las diferentes características de las masas forestales que ocupan el ámbito de trabajo.



Figs. 6.15. y 6.16. Modelo de Idoneidad de Hábitat (HSM) obtenido a partir de la combinación de los tres anteriores utilizando un algoritmo basado en la media geométrica (izquierda) y nodos para la combinación de los tres hábitats forestales (derecha).

A partir de este HSM se extraen los nodos o núcleos principales de hábitats de alta calidad, definidos a partir de dimensiones mínimas de 20 ha para parches y 200 Ha para los núcleos que albergan superficies forestales significativas de alta idoneidad. Los espacios forestales más valiosos incluyen ejemplos de cada una de las tres categorías anteriores (caducifolias y formaciones de ribera, esclerófilas y pinares) ofreciendo una visión bastante certera de los ecosistemas forestales del ámbito de estudio y sus ejemplos más relevantes.

La comparación entre los HSM obtenidos por combinación de estos tres y el obtenido mediante la aplicación de un modelo forestal conjunto muestra un grado muy elevado de correlación, en el que las principales diferencias destacables proceden de una mayor influencia de la proximidad a los núcleos sobre los valores de idoneidad, apareciendo una influencia elevada de efectos fronterizos. La definición de nodos resulta también bastante similar, con una gran superposición entre ambas propuestas.

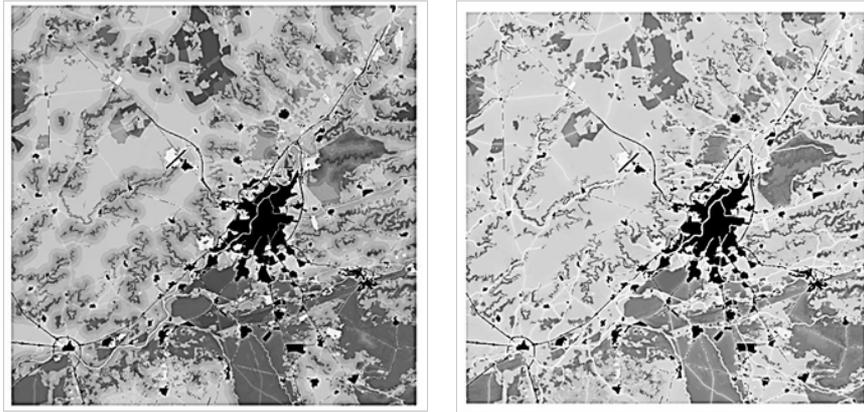


Fig. 6.17. Comparación entre los HSM realizados a partir del cluster de especies forestales (izquierda) y de la combinación de los modelos de las tres formaciones específicas (derecha).

## 6.8. Definición de corredores ecológicos

A partir de los modelos HSM anteriores se ejecuta, de forma repetida, la herramienta de diseño de corredores ecológicos entre nodos situados en los extremos del ámbito de trabajo y cuyas características coincidan con los criterios de selección de nodos fuente y destino expresados en apartados anteriores.

La superposición de todos estos corredores proporciona una idea genérica de la distribución de la conectividad ecológica en el territorio con respecto a las especies objetivo de carácter forestal.

### 6.8.1. Corredores para el modelo forestal inicial

La aplicación de la herramienta de diseño sobre el primer modelo forestal muestra una red de corredores ecológicos cuyas pautas son fácilmente identificables en tres sentidos principales:

- El papel clave de los cursos de agua como estructura básica de la conectividad territorial, ya que canalizan muchos de los recorridos definidos. Además, los corredores fluviales constituyen los pasillos prioritarios para el desplazamiento por el interior de los espacios urbanos.
- La tendencia claramente marcada a utilizar los bordes de los páramos y las cuestas que los separan de las vegas como vía de desplazamiento, debido a la permanencia de vegetación arbórea y arbustiva desarrollada en esas cuestas que sirve como refugio, mientras que la llanura y facilidad de los páramos permite desplazarse con mucho menos esfuerzo.
- El alejamiento de los desplazamientos de las áreas urbanas y, en general, de las vegas de los grandes ríos (si exceptuamos los corredores fluviales). Los desplazamientos tienden a producirse lejos de los valles fluviales, mucho más sometidos a procesos de fragmentación y urbanización.

Los gráficos siguientes muestran los corredores ecológicos definidos sobre el modelo forestal conjunto, el primero únicamente los corredores y el segundo incluyendo los nodos forestales.

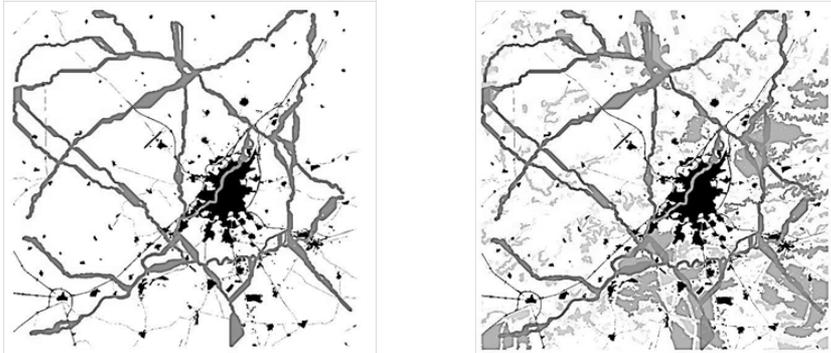
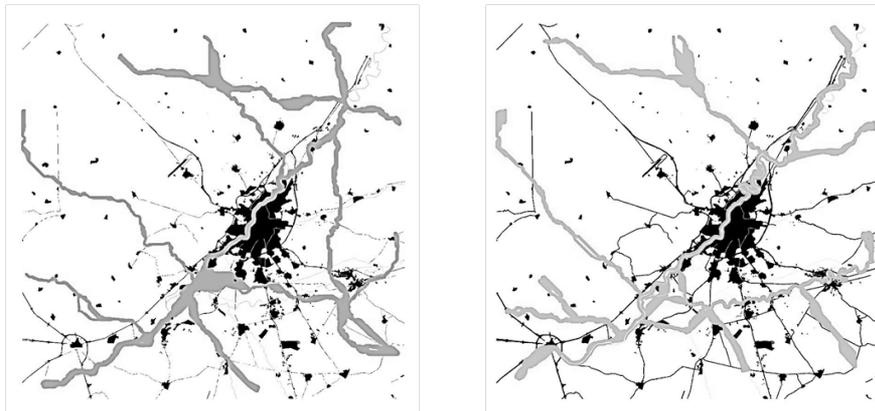


Fig. 6.18. Corredores forestales basados en el HSM definido para el cluster de especies forestales y relación con los nodos.

### 6.8.2. Modelos de corredores forestales específicos

La herramienta de definición de corredores se ejecuta a continuación sobre los tres modelos específicos de espacios forestales: pinares y coníferas, caducifolios y esclerófilos.

Los resultados obtenidos se muestran en los gráficos siguientes para cada uno de los modelos elaborados. Los corredores basados en las formaciones de coníferas muestran una disposición igualmente ligada a los cursos de agua (si exceptuamos el cuadrante suroriental del ámbito en el que la gran abundancia de pinares de pino piñonero y pino resinero facilita notoriamente el desplazamiento de la especie objetivo). La utilización de la ardilla como especie objetivo y su gran dependencia del arbolado implica una gran canalización de desplazamientos a través de las riberas, que mantienen buena parte de los árboles de gran porte localizados en los espacios abiertos y urbanos.



Figs. 6.19 y 6.20. Corredores forestales basados en pinares y coníferas (izquierda) y en formaciones caducifolias (derecha).

El modelo de idoneidad para las formaciones caducifolias, por su parte, extrema aún más esta dependencia de las formaciones riparias, situación lógica

teniendo en cuenta que sus núcleos principales también son bosques de ribera. Las únicas alteraciones de este patrón se producen en los páramos de la margen derecha del Pisuerga y el Duero después de su desembocadura, en las que las especies caducifolias están representadas por quejigares de páramo, mucho más independientes de los cursos de agua.

### 6.8.3. Corredores adaptados a formaciones esclerófilas: encinares y quejigares

El último modelo forestal específico está diseñado para hábitats mediterráneos formados por especies esclerófilas, fundamentalmente encinares. Este tipo de formaciones desaparecen con la presencia de agua en el suelo, por lo que evitan las formaciones de ribera. Los corredores adecuados para el monte mediterráneo tienden a ocupar las cuestas y bordes de los páramos, atravesando las zonas de vega en recorridos transversales que se concentran al sur del ámbito en la zona de contacto con la Tierra de pinares.



Fig. 6.21. Corredores forestales basados en formaciones mediterráneas.

### 6.8.4. Segundo modelo de corredores forestales conjuntos

La combinación de los tres modelos específicos en un segundo modelo forestal conjunto proporciona una nueva propuesta de corredores ecológicos adaptados a formaciones forestales muy similar al obtenido a partir del *cluster* de especies. La superposición entre los corredores definidos utilizando ambos modelos resulta muy significativa.

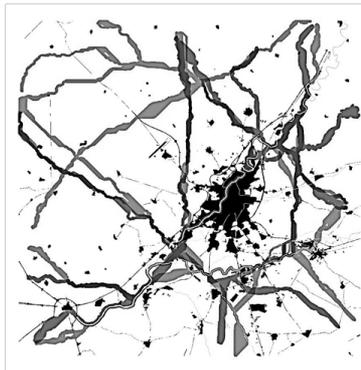


Fig. 6.22. Superposición de corredores forestales basados en el modelo conjunto y en el *cluster* de especies forestales mostrando el alto grado de solapamiento.

## 6.9. Hábitats esteparios

Los hábitats esteparios se entienden como llanuras amplias, pobladas por vegetación de pequeño porte (herbáceas, pastizales, tomillares pradera) incluyendo amplios espacios agrarios, en los que predominan cultivos extensivos en secano de cereales y/o leguminosas.

Este tipo de paisaje estepario presenta, entre sus principales valores faunísticos, una comunidad ornitológica muy especializada, que acoge diferentes especies amenazadas, lo que contribuye a su consideración como una de las comunidades más frágiles de nuestra fauna (BirdLife International, 2004; Santos y Suárez, 2005; Burfiled, 2005). Su conservación requiere de amplias extensiones continuas de territorio, por lo que los procesos de fragmentación ya mencionados son susceptibles de afectar notoriamente a sus poblaciones, originando una necesidad de conectividad mayor quizá que cualquier otro tipo de hábitats considerado.

El ámbito de trabajo constituye un espacio intermedio entre zonas de gran valor para la comunidad esteparia, tanto por la presencia de importantes poblaciones de estas aves como por la presencia de humedales y zonas húmedas que concentran una enorme biodiversidad. Al norte y noroeste del ámbito se localiza la Tierra de Campos, incluyendo la ZEPA de La Nava y Campos Sur (localizada en el borde del ámbito) y al Sur la ZEPA de La Nava-Rueda, también limítrofe con el área de estudio. Otras áreas de gran valor relativo a sus comunidades esteparias se localizan ya fuera del área de estudio, incluyendo, por ejemplo, las Lagunas de Villafáfila al oeste y el Campo de Medina al este. El ámbito de trabajo, por tanto, constituye una zona de valor más reducido pero que forzosamente debe utilizarse como área de paso para el intercambio entre estas especies, que transitan entre las distintas áreas de alta calidad.

La comunidad de aves esteparias utilizada como indicador para la modelización de hábitats está representada por la avutarda (*Otis tarda*). Otras especies presentes en la zona son mucho menos abundantes y su hábitat más difícil de modelizar a partir de la información disponible; nos referimos, sobre todo, al sisón (*Tetrax tetrax*), la ganga (*Pterocles alchata*) y la ortega (*Pterocles orientalis*). También se consideran como aves esteparias algunas especies de rango de distribución más amplio y requerimientos menos específicos como los aguiluchos pálido y cenizo, el búho campestre o muchos representantes de la familia de los aláudidos.

Tanto la avutarda como muchas de estas especies precisan de extensas superficies de hábitat adecuado, por lo que se consideran como buenas indicadoras de hábitats cerealistas y esteparios de alta calidad de cara a la conservación. La aparente facilidad de desplazamiento de estas aves (debido a su capacidad de volar) con respecto a especies de desplazamiento exclusivamente terrestre, no incide de forma significativa a la hora de plantear los condicionantes básicos del modelo de conectividad, aunque algunos aspectos concretos, por ejemplo el efecto de algunas infraestructuras eléctricas, demandarían estudios más concretos.

No obstante, dadas las características del ámbito de trabajo, un área metropolitana, fuertemente intervenida y segmentada por las vegas que forman los cursos medios de los ríos que la atraviesan, no se espera la presencia de poblaciones permanentes de estas especies, salvo las ubicaciones mencionadas en el borde del mismo. En este sentido, el análisis de la conectividad y la propuesta de corredores se limitan a estudiar la conexión entre las dos ZEPA mencionadas y a localizar el de mínimo coste entre ellas, sin que tenga una incidencia final

apreciable en la propuesta de corredores ecológicos en el área metropolitana. El modelo de idoneidad HSM para estas especies se ha confeccionado a partir de la cartografía de usos del suelo y las siguientes capas de referencia.

CAPAS	Hábitat estepario
Usos del suelo SIOSE	50
Altitud	10
Efecto barrera	10
Distancia a los núcleos de población	50
Distancia a ZEPA esteparias	20

Tabla 6.5. Coeficientes de ponderación de cada capa de cara a la elaboración del HSM.

La idoneidad de los usos del suelo es máxima en los cultivos de secano y los prados y pastizales. La falta de discriminación de la cartografía disponible no permite afinar más en los hábitats preferentes (zonas de cultivo extensivo con mezcla de pastizales, cultivos de cereal, cultivos de leguminosas y barbechos en zonas llanas, extensas y cercanas a lugares con acumulación de agua). La tabla recogida en el Anexo I discrimina todos los valores de idoneidad utilizados para cada cobertura disponible.

La altitud permite separar las zonas de las vegas fluviales, poco adecuadas para estas comunidades, de las llanuras de los páramos y la Tierra de Campos. La distancia a zonas de pastizal es un factor importante porque define el acceso a algunas zonas de alimentación importantes para muchas de estas especies. La distancia a núcleos de población se utiliza como indicador de molestias derivadas de la actividad humana a las que estas especies son bastante sensibles y, finalmente, la distancia a las ZEPA esteparias recoge la presencia de las poblaciones estables presentes en el ámbito de estudio. El resultado es el modelo de idoneidad HSM que recoge la siguiente ilustración.

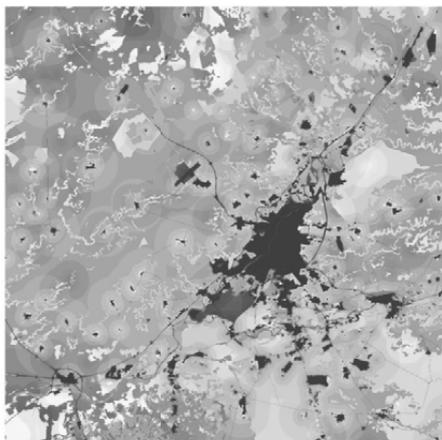
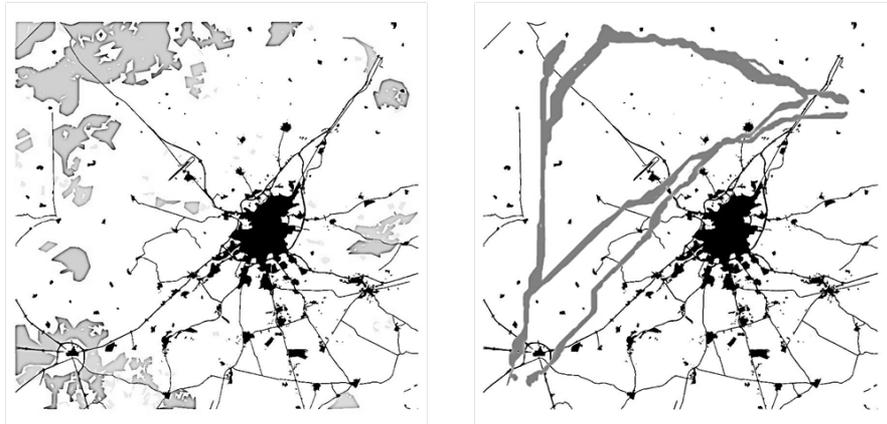


Fig. 6.23. Modelo de Idoneidad de Hábitat (HSM) para las formaciones caducifolias.

A partir de este HSM se extraen los nodos o núcleos principales de hábitats de alta calidad, definidos a partir de dimensiones mínimas de 100 Ha para parches y 500 Ha para los núcleos. Los nodos se concentran hacia el oeste del área de estudio,

hacia las grandes campiñas de Tierra de Campos. También hacia el sur, las campiñas del entorno de Castronuño y Rueda que enlazan, ya fuera del ámbito con el Campo de Medina. Hacia el este se localizan únicamente algunos núcleos esteparios algo más aislados y que se van diluyendo hacia la Tierra de pinares (fig. 6.24).

La conectividad a nivel de especies esteparias se manifiesta, sobre todo, por el intercambio entre las grandes poblaciones del norte y del sur del ámbito, la Tierra de Campos y la zona de Rueda–Castronuño–Medina. Este intercambio se realiza, fundamentalmente a través de los grandes páramos situados entre poblaciones como La Mudarra, Villanubla, Peñaflor de Hornija o Torrelobatón, entre otras localidades, que canalizan los principales corredores vinculados a las especies esteparias. Al noreste del núcleo urbano de Valladolid, los terrenos utilizados como campo de tiro en los páramos de Cabezón muestran una vegetación esteparia dominada por pastizales y tomillares pradera y que recoge algunas especies faunísticas significativas, aunque no las especies propuestas como indicadores (avutarda, sisón o gangas). A nivel informativo se ha estudiado también la conectividad entre este núcleo y los núcleos de Tierra de Campos, principal fuente de desplazamientos. Los corredores definidos al aplicar la herramienta a partir de las condiciones anteriores quedan recogidos en la figura 6.25.



Figs. 6.24. y 6.25. Nodos de hábitat para las especies esteparias (izquierda) y corredores de mínimo esfuerzo para especies esteparias (derecha).

### 6.10. Los hábitats complejos: mosaicos y biodiversidad en áreas periurbanas

Hemos definido los hábitats forestales como los principales objetivos de la propuesta de conectividad ecológica para el área metropolitana de Valladolid, debido al papel ecológico fundamental que sostienen las formaciones arboladas en un entorno eminentemente agrario.

No obstante, buena parte de la biodiversidad de este tipo de áreas dependen de hábitats complejos, sobre todo mosaicos de formaciones agrarias, pastizales, huertos, matorrales, zonas como las cuestas que separan las vegas de los páramos, áreas grises del entorno periurbano con multiplicidad de usos o distintos tipos de formaciones seriales que, si bien no responden a ecosistemas muy maduros o diversos, sí acogen una importante muestra de la biodiversidad local.

El análisis de corredores orientado a especies forestales no manifiesta buena parte de la conectividad que demanda este tipo de espacios, que debe estudiarse a partir de otras especies y hábitats que puedan tomarse como indicadores.

El modelo de conectividad para este tipo de espacios se estudia a partir de dos modelos diferentes que toman como referencia dos especies indicadoras muy significativas en el panorama faunístico vallisoletano: el conejo (*Oryctolagus cuniculus*) y el gato montés (*Felis sylvestris*). Ambas comparten una relación bastante estrecha y una cierta preferencia por hábitats de mosaico en zonas intermedias entre espacios forestales, matorrales, pastizales y terrenos de cultivo.

La elección del conejo responde a dos consideraciones fundamentales. En primer lugar, que el conejo es una especie clave y multifuncional en el ecosistema mediterráneo (Delibes y Gálvez, 2009). Por otro lado, es una especie típica de ecotonos (Lombardi *et al.*, 2003; Virgós *et al.*, 2003), las zonas de transición entre dos comunidades ecológicas diferentes que propicia la existencia de una alta biodiversidad (Odum, 1953; Kark & Van Rensburgh, 2006) y otros efectos vinculados a su posición marginal (efecto borde).

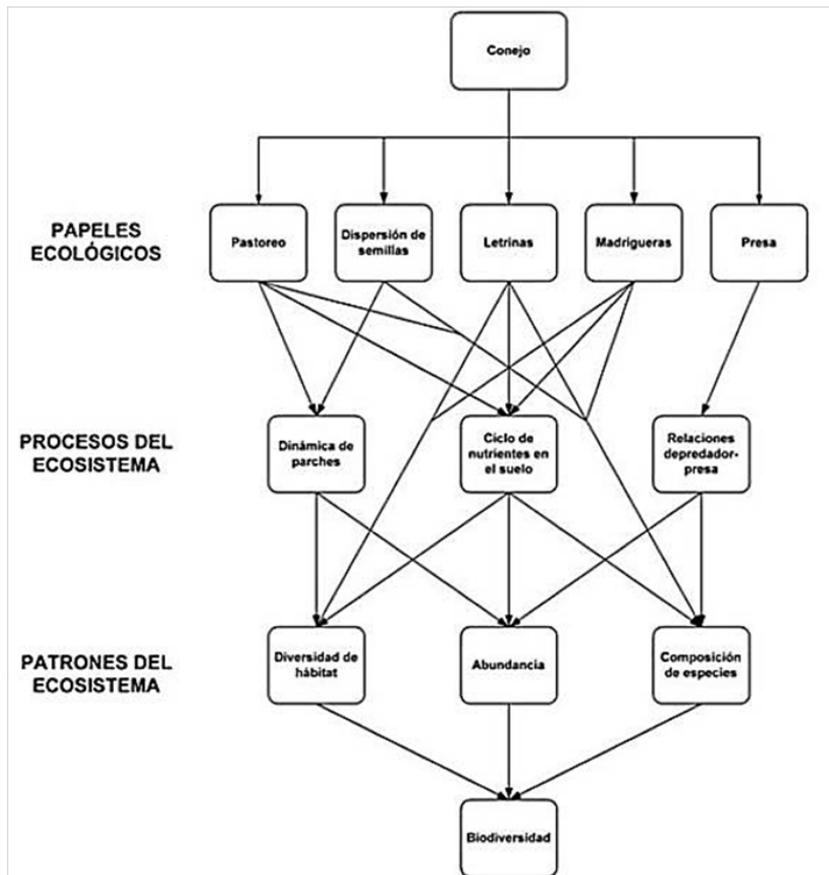


Fig. 6.26. El papel clave del conejo en los ecosistemas mediterráneos.

Fuente: según Delibes y Gálvez, 2009.

La elección del hábitat del conejo depende fundamentalmente de la disponibilidad de alimento y refugio, lo que concentra esta elección en zonas de transición entre cultivos y matorrales. Esta vinculación a bordes y fronteras entre hábitats diferentes le da al conejo una especial importancia de cara al estudio de la conectividad ecológica en ámbitos muy intervenidos y en la pequeña escala.

Además, y como consideración final, es importante entender que la distribución del conejo explica la distribución de otras muchas especies, principalmente sus depredadores (Delibes e Hiraldo, 1981; Rogers *et al.*, 1994; Fernández *et al.*, 2003; Rodríguez y Delibes, 2002; Delibes y Gálvez, 2009).

El gato montés, por su parte, es una de las especies amenazadas más interesantes de los ecosistemas castellanos. A pesar de su amplia distribución y de estar presente en casi todas las provincias interiores, aún existen muchas lagunas en lo referido a los factores que inciden en la elección del hábitat y en la situación real de sus poblaciones. Las razones de su elección son, fundamentalmente, su consideración como especie amenazada, su dependencia de mosaicos y hábitats complejos, su sensibilidad a la fragmentación del paisaje causada por los procesos de urbanización y construcción de infraestructuras y su importancia como especie emblemática de la fauna vallisoletana.

La definición de las características del hábitat se ha realizado fundamentalmente a partir del trabajo de Jorge Lozano (2008), cuya tesis doctoral compila buena parte del conocimiento de la ecología de los gatos castellanos. A modo de resumen podemos citar como principales criterios a la hora de modelizar el hábitat y los corredores vinculados al conejo montés, los siguientes:

- Dependencia de paisajes en mosaico, fundamentalmente de matorrales y pastizal, frente a la idea tradicional de que se trata de una especie forestal.
- La presencia de matorrales es clave para la presencia de gato montés. Es importante señalar, en este sentido, que la mayor parte de los montes de páramos y cuestras en el área de estudio son montes mediterráneos en los que el estrato arbustivo predomina o resulta ser, al menos, muy abundante.
- La presencia y abundancia de gato montés está relacionada con la presencia de conejo, que constituye un importante aporte a su dieta, desplazando a los roedores en las zonas en las que la abundancia de conejo es manifiesta. El gato montés es una especie que en el ámbito mediterráneo accede a recursos alimenticios diversos (conejos, roedores, invertebrados...).
- El gato montés es menos abundante en zonas forestales, especialmente en aquellas con alta densidad de ungulados silvestres, en concreto y en el ámbito de estudio, el jabalí, debido probablemente al efecto negativo que éstos tienen sobre los recursos alimenticios del gato montés.

Las tablas recogidas en el Anexo I recogen los valores de idoneidad aplicados a la cartografía de usos del suelo utilizada para la modelización de hábitats. Además de estos valores de idoneidad se ha diseñado, para la modelización de ambas especies, una capa de bordes, en la que se clasifican con valores altos las zonas fronterizas entre espacios forestales, matorrales y pastizales en el caso del gato montés e incluyendo los cultivos en secano en el caso del conejo. Esta capa de bordes se incorpora al proceso de modelización del hábitat junto con las siguientes.

CAPAS	Conejo	Gato Montés
Usos del suelo SIOSE	50	40
Efecto borde	30	30
Efecto barrera (autovías, AVE)	10	10
Distancia a los núcleos de población		10
Distancia a cursos de agua	10	

Tabla 6.6. Coeficientes de ponderación de cada capa de cara a la elaboración del HSM.

Las tablas correspondientes en el Anexo I recogen los criterios de clasificación del hábitat para los diferentes factores considerados. La definición de los bordes da como resultado sendas capas de idoneidad para cada especie (para su ponderación utilizando la tabla anterior) en las que las zonas de borde alcanzan los valores más altos. La figura siguiente recoge ambas propuestas de idoneidad en función de la distancia a fronteras entre distintos usos del suelo.

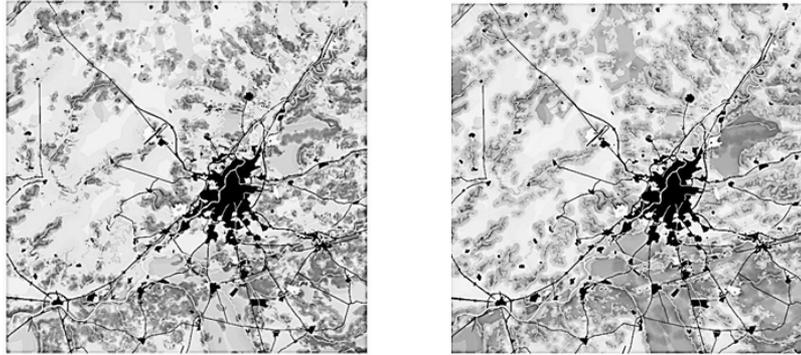
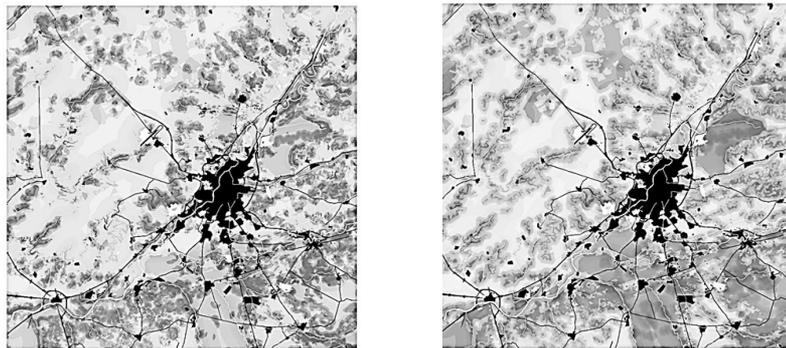


Fig. 6.27. Comparación entre el efecto borde aplicado al conejo (izquierda) y al gato montés (derecha).

Las diferencias entre ambos efectos se deben a la mayor capacidad del gato montés de penetrar en el interior de cada uno de los hábitats en contacto frente al conejo, que tiende a permanecer en las proximidades de sus refugios, lo que se manifiesta en el modelo con una menor definición de las áreas. Además, en el caso del conejo la incidencia del borde de los terrenos de cultivo es mayor, mientras que en el caso del gato montés es mayor la influencia de los bordes de las formaciones forestales. En general, en el caso del gato tienden a aparecer más valores intermedios mientras que en el del conejo los valores de idoneidad se encuentran más extremados, tanto por arriba como por abajo.

El modelo de idoneidad para el conejo, elaborado a partir de los criterios recogidos en las tablas anteriores se refleja en la siguiente ilustración, al igual que sucede con la definición de los bordes, la mayor querencia por las zonas de refugio del conejo proporciona un HSM más preciso y enfocado, con menos zonas de incertidumbre. En general ambos modelos de idoneidad resultan ser similares, con una preferencia por el entorno de los espacios forestales, las cuevas y las áreas de mosaico.



Figs. 6.28. y 6.29. Modelo de Idoneidad de Hábitat (HSM) para el conejo (izquierda) y Modelo de Idoneidad de Hábitat (HSM) para el gato montés (derecha).

En cuanto a los nodos, las poblaciones de conejo precisan superficies pequeñas para establecerse, mientras que los territorios que ocupan los gatos monteses son mucho más extensos.

La definición de nodos se ha realizado siguiendo estos criterios: a partir de superficies de 1 ha para *patches* y de 5 ha para poblaciones estables en el caso del conejo, mientras que para el gato montés se utilizan como referencia valores de 1 y 100 ha respectivamente.

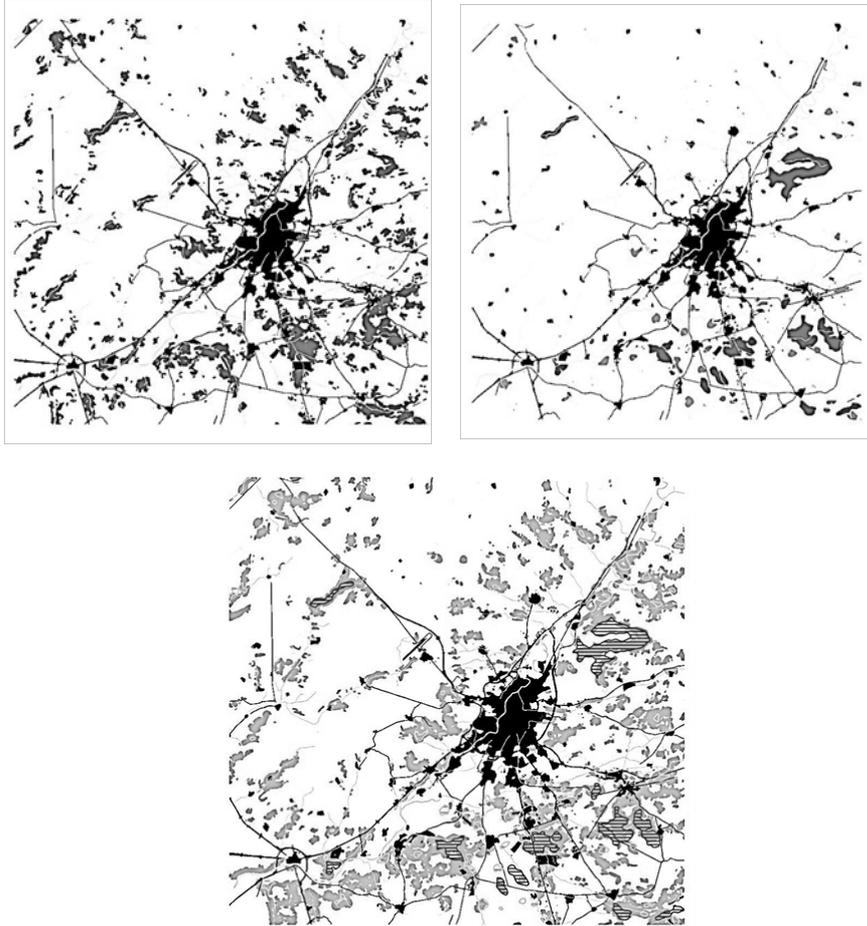


Fig. 6.30. Comparación entre los *patches* de hábitat favorables para el conejo (izquierda) y el gato montés (derecha), y vista conjunta.

Los corredores ecológicos definidos por el modelo para el conejo y el gato montés coinciden en buena parte, sobre todo en las principales vías de desplazamiento representadas en el modelo: el gran corredor que se sitúa inmediatamente al sur del Duero en paralelo al río y que recoge los desplazamientos de individuos procedentes de la Tierra de Pinares, los corredores que se sitúan en el entorno de las cuevas al norte y noreste de la ciudad como las de Villanubla, Zaratán... y los corredores que se sitúan al este atravesando el Valle del Esgueva hacia la confluencia del Cega y el Duero. La menor sensibilidad del conejo a molestias derivadas de la actividad humana le proporciona a mayores

algunos corredores adecuados próximos a núcleos de población que no parecen adecuados para los gatos monteses, por ejemplo el entorno de Renedo de Esgueva o en algunas urbanizaciones junto a Laguna de Duero.

Los gráficos siguientes muestran los corredores definidos para cada una de las especies junto con un gráfico que superpone ambos.

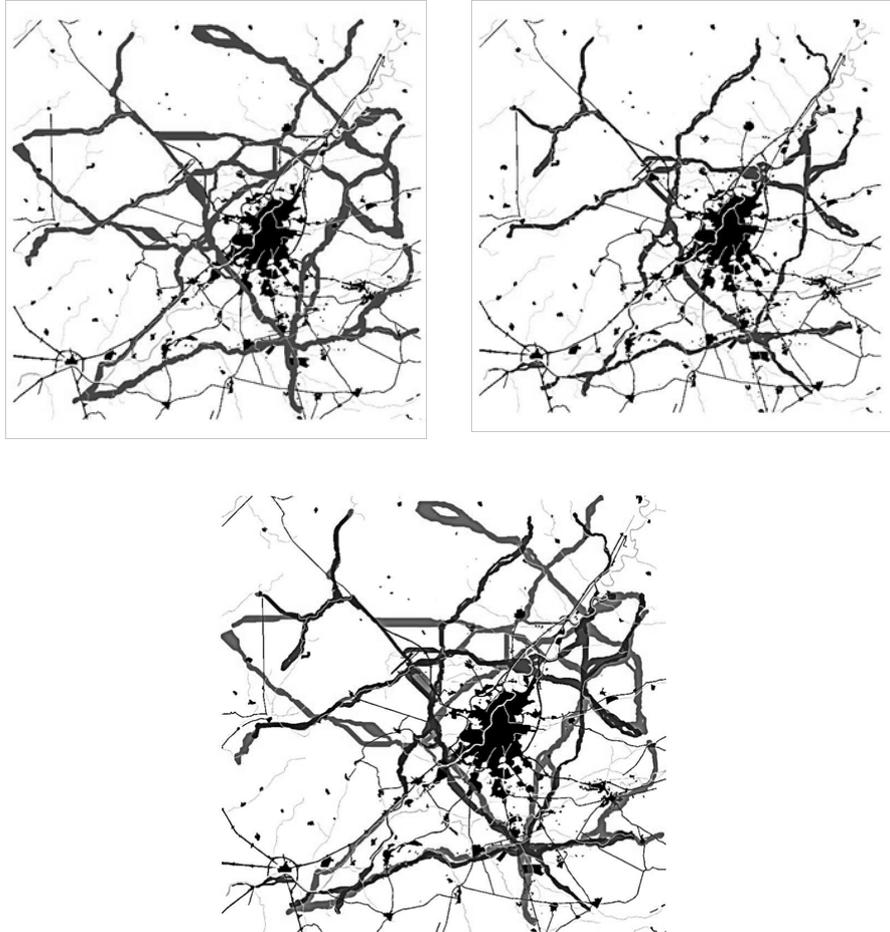


Fig. 6.31. Comparación entre los corredores definidos para el conejo (izquierda) y el gato montés (derecha), y vista conjunta.

### 6.11. Matorrales seriales

El último conjunto de hábitats considerados para el desarrollo de una propuesta de corredores ecológicos en el ámbito son los matorrales seriales, procedentes de la degradación y el proceso de recuperación de las formaciones maduras presentes antaño en el ámbito. Los hábitats concretos sobre los que se ejecuta el modelo de conectividad son hábitats genéricos de pastizales y matorrales pertenecientes a etapas tardías de la sucesión de los encinares y quejigares castellanos sobre suelos calcáreos. Hemos separado dos grandes grupos, hábitats ligados a matorrales y

tomillares calcícolas, localizados sobre litologías calcáreas, dominantes en las zonas de páramo, y un segundo grupo de formaciones gipsófilas, ligadas a los suelos margosos de cuestras y otros suelos con afloramientos de sulfato cálcico. A este grupo se podría unir un tercer grupo de hábitats ligados a suelos salinos tanto vinculados a la surgencia de los acuíferos subterráneos como a fenómenos locales de depósito y evaporación, como los saladares nitrohalófilos de la base de algunas cuestras. Este último grupo no ha sido contemplado a la hora de desarrollar el modelo de corredores ecológicos debido a la gran variedad y a la dispersión de sus localizaciones concretas.

Estas formaciones de matorral serial se encuentran, en general, incluidas dentro de los hábitats de interés de la Unión Europea y también en la cartografía del «Atlas de los Hábitats de España». Este atlas es una cartografía de la vegetación de España que considera la asociación vegetal como unidad inventariable (igual que lo hacen los hábitats de interés de la UE) a una escala de trabajo de campo de 1:50.000.

Los hábitats de interés presentes en la zona se incluyen en la siguiente tabla, que señala también los hábitats incluidos dentro de las categorías de matorrales y pastizales calcícolas y gipsófilos, utilizados como base para el análisis de corredores.

Asociación	Nombre común	*PR
<i>Arrhenathero baetici-Stipetum giganteae</i> Rivas-Mar*	Berceales ibéricos occidentales	
<i>Artemisio glutinosae-Santolinum semidentatae</i> Ri*	Bolinares berciano-sanabrienses, leoneses y oroibéricos-sorianos	
<i>Artemisio herbae-albae-Santolinum squarrosae</i> La*	Bolinares castellano-durienses con ajeas churras	
<i>Brachypodium phoenicoides</i> Br.-Bl. 1924	Fenalares de <i>Brachypodium phoenicoides</i> catalano-provenzales	
<i>Bupleuro tenuissimi-Juncetum gerardii</i> Rivas-Martí*	Pradera juncal salina con hinojillos de conejo	
<i>Callitricho brutiae-Ranunculetum peltati</i> Pizarro *	Comunidades de <i>Callitriche brutia</i> y <i>Ranunculetum peltatus</i> .	
<i>Cephalanthero rubrae-Quercetum fagineae</i> Rivas-Mar*	Quejigar basófilo castellano-duriense, celtibérico-alcarreño y manchego	
<i>Cistion laurifolii</i> Rivas Goday in Rivas Goday, Bo*	Jarales acidófilos mediterráneo ibérico occidentales y centrales	
<i>Corynephoru canescentis-Leucanthemopsisium pulver*</i>	Céspedes primocolizadores leoneses	
<i>Cytiso scoparii-Retametum sphaerocarphae</i> Rivas-Mar*	Retamares con escoba negra	
<i>Dactylido hispanicae-Stipetum celakovskii</i> Penas,*	Lastonares castellano-durienses de <i>Stipa juncea</i>	
<i>Elymo curvifolii-Juncetum maritimi</i> Rivas-Martínez*	Juncal halófilo continental con junco marino	
<i>Festuco amplae-Poetum bulbosae</i> Rivas-Martínez & F*	Majadales silicícolas supramediterráneos	*PR
<i>Genisto hystricis-Quercetum rotundifoliae</i> P. Silv*	Carrascales acidófilos carpetano-leoneses	
<i>Genisto scorpii-Retametum sphaerocarphae</i> Rivas-Mar*	Retamar basófilo castellano duriense con	
<i>Glycerio declinatae-Apietum nodiflori</i> J.A. Molina*	Apiales de berrazas y gramas de cien pies	
<i>Helianthemo italici-Aphyllanthion monspeliensis</i> D*	Matorrales basófilos meso-supramediterráneos y submediterráneos	
<i>Holoschoenetum vulgaris</i> Br.-Bl. ex Tchou 1948	Juncal churrero ibérico oriental	
<i>Junipero oxycedri-Quercetum rotundifoliae</i> Rivas-M*	Encinares acidófilos mediterráneos con enebros	

Asociación	Nombre común	*PR
Junipero thuriferae-Quercetum rotundifoliae Rivas*	Encinares basófilos castellano-maestrazgo-manchegos, celtibérico-alcarreños y castellano-durienses con sabinas	
Lavandulo pedunculatae-Adenocarpetum aurei Rivas*	Codesales subulcolas	
Lemnetum gibbae Miyawaki & J. Tüxen 1960	Comunidades de lenteja de agua gibosa	
Lino differentis-Lepidietum subulati Rivas Goday *	Tomillares gipsícolas supramediterráneos castellano-durienses	*PR
Lino differentis-Salvietum lavandulifoliae Rivas*	Salviars y esplegares meso-supramediterráneos secos castellanos	
Lysimachio ephemeri-Holoschoenetum Rivas Goday & *	Herbazales basófilos maestracenses y castellano-cantábricos	
Mantisalco salmanticae-Brachypodietum phoenicoidi*	Fenalares de Brachypodium phoenicoides mesomediterráneos centroibéricos	
Plantagini maritimae-Camphorosmetum monspeliacae *	Pastizales halófilos salinos con alcanforadas	
Poo bulbosae-Astragaletum sesamei Rivas Goday & L*	Majadal basófilo de astrágalos	*PR
Poo bulbosae-Astragalion sesamei Rivas Goday & La*	Majadales basófilos	*PR
Potamion (Koch 1926) Libbert 1931	Comunidades dulceacuícolas de elodeidos	
Puccinellio caespitosae-Suaedetum braun-blanqueti*	Praderas de suelos margosos arcillosos continentales manchegas	
Ranunculion fluitantis Neuhäusl 1959	Comunidades dulceacuícolas de hidrófitos y batráquidos	
Rosetum micrantho-agrestis Rivas-Martínez & Arnai*	Zarzales con rosas celtibérico-alcarreños y manchegos	
Rubio tinctorum-Populetum albae Br.-Bl. & O. Bolò*	Alamedas albares	
Rubo ulmifolii-Rosetum corymbiferae Rivas-Martínez*	Zarzales supramediterráneos subhúmedos carpetano-leoneses	
Salicetum angustifolio-salviifoliae T.E. Díaz & P*	Saucedas arbustivas	
Salicetum salviifoliae Oberdorfer & Tüxen in Tüxe*	Saucedas salvifolias	
Salici neotrichae-Populetum nigrae T.E. Díaz & Pe*	Alamedas	
Salsolo vermiculatae-Peganetum harmalae Br.-Bl. & *	Matorrales nitrófilos de caramillos	
Salsolo vermiculatae-Peganion harmalae Br.-Bl. & *	Matorrales nitrófilos camefíticos o nanofanerofíticos mediterráneos continentales	
Sedo-Ctenopsis gypsophila Rivas Goday & Rivas-M*	Pastizales anuales gipsícolas	*PR
Tamaricetum gallicae Br.-Bl. & O. Bolòs 1958	Tarayales ripícolas fluviales	
Trachynion distachyae Rivas-Martínez 1978	Pastizales anuales calcícolas	*PR
Trifolio ornithopodioidis-Poetum bulbosae Ladero,*	Majadales subhalófilos	*PR
Trifolio resupinati-Holoschoenetum Rivas Goday 19*	Juncal churrero ibérico occidental	
Typho angustifoliae-Phragmitetum australis (Tüxen*)	Carrizales con espadañas	

Tabla 6.7. Hábitats de interés en el ámbito de trabajo. Sombreados en gris los que se incluyen entre los hábitats de matorrales y pastizales calcícolas y en gris claro los considerados en el grupo de hábitats gipsófilos. \*PR=Prioritario.

La asociación es la unidad empleada como base para la definición de hábitats, en consecuencia, es también la base utilizada para la modelización. No obstante es importante entender que a efectos prácticos muchas de estas asociaciones tienen un carácter que podríamos llamar histórico, y su presencia en un área determinada no depende únicamente de las características ecológicas sino también de su propia evolución reciente y que, además, en un mismo área

pueden coexistir distintas asociaciones y diversos hábitats difíciles de separar en la cartografía. Se trata muchas veces de sistemas complejos que pueden agruparse en unidades más amplias y con más sentido ecológico. La agrupación de estos hábitats en dos grandes conjuntos (calcícolas y gipsófilos) se hace en función de un valor de probabilidad asignado para cada hábitat y que indica, a grandes rasgos, la probabilidad de encontrar esa asociación en una mancha de vegetación perteneciente a uno de esos grupos.

Tipo de asociación	Probabilidad Gipsófilos	Probabilidad calcícolas
Pastizales anuales sobre margas	100	70
Tomillares gipsícolas	100	80
Bolinares	90	90
Matorrales basófilos	80	100
Matorrales halófilos	80	60
Matorrales nitrófilos	80	50
Fenlares	70	90
Lastonares	70	80
Praderas halófilas	70	60
Praderas juncales halófilas	70	60
Quejigares	70	70
Salviares	70	90
Jarales	60	70
Pastizales anuales sobre calizas	60	100
Berceales	50	100
Céspedes primocolonizadores	40	100
Codesales	40	80
Encinares	30	80
Juncales churreros	20	50
Retamares	20	60
Alamedas	10	10
Apiales	10	30
Carrizales	10	10
Orlas	10	30
Saucedas	10	40
Tarayales	10	40
Vegetación hidrofítica	10	10

Tabla 6.8. Conjuntos de hábitats de interés en el ámbito de trabajo.

La modelización de los hábitats vinculados a matorrales seriales utiliza como bases cartográficas, además de los usos del suelo y la cartografía de hábitats, un mapa litológico de la zona, obtenido a partir del Mapa Geológico Nacional de España (GEODE) Escala 1:25.000.

Los valores de idoneidad para las capas de usos del suelo y la litología se recogen en el correspondiente apartado del Anexo I.

Finalmente, se ha utilizado la capa de barreras a la conectividad para completar el HSM de cada uno de los dos grupos. Los hábitats gipsófilos también han utilizado la cartografía de pendientes y la altitud, como referencia en varias pruebas, aunque finalmente no se han incorporado al HSM definitivo.

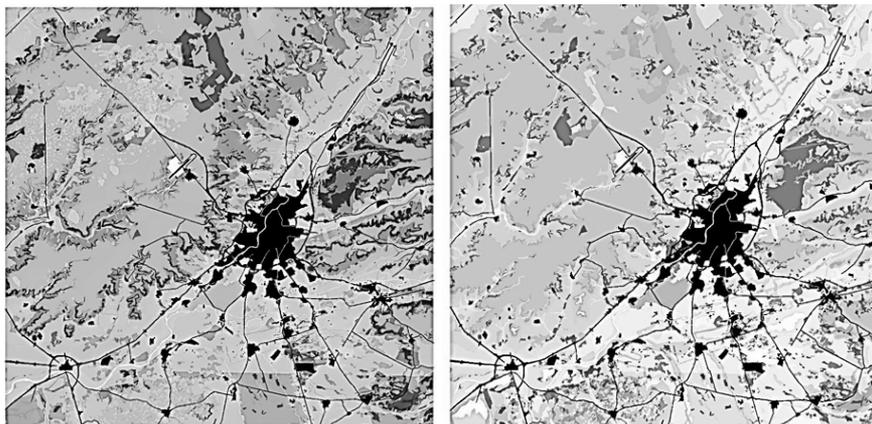
Las capas utilizadas para la modelización del hábitat son las siguientes.

CAPAS	Gipsófilos	Calcícolas
Usos del suelo SIOSE	20	20
Litología GEODE	40	40
Hábitats prioritarios (MARM)	20	30
Distancia a los núcleos de población	10	
Barreras	10	10

Tabla 6.9. Coeficientes de ponderación de cada capa de cara a la elaboración del HSM.

La asignación de idoneidad en función de los usos del suelo y de la litología se recoge en las tablas correspondientes del anexo I. La consideración de los hábitats de interés de la UE se hace por presencia/ausencia/proximidad a los hábitats cartografiados.

Los gráficos siguientes muestran los modelos de idoneidad HSM para ambos tipos de hábitat. Los espacios idóneos para este tipo de matorrales se concentran en los páramos y cuestas, quedando las vegas como áreas desfavorables.



Figs. 6.32. y 6.33. Modelo de Idoneidad de Hábitat (HSM) para los hábitats vinculados a matorrales gipsófilos (izquierda) y Modelo de Idoneidad de Hábitat (HSM) para los matorrales calcícolas (derecha).

Los matorrales gipsófilos se concentran en las cuestas de páramos y cerros testigo, donde aparecen las margas y los principales afloramientos de yeso, apareciendo también de forma puntual en algunos ámbitos de páramo, vinculados a litologías de carácter más local.

En cuanto al HSM para los matorrales y pastizales calcícolas, se produce un cierto solapamiento con los hábitats gipsófilos en la parte superior de las cuestas, pero, en general, las áreas idóneas para este tipo de formaciones se concentran en los páramos y en áreas concretas de las terrazas fluviales e incluso de las vegas, que puntualmente ofrecen áreas de elevada idoneidad.

Los núcleos para estas formaciones se han tomado a partir de áreas de pequeño tamaño, desde 2 ha para los *patches* y 10 ha para los nodos de hábitat. Los resultados se muestran en las dos ilustraciones siguientes.

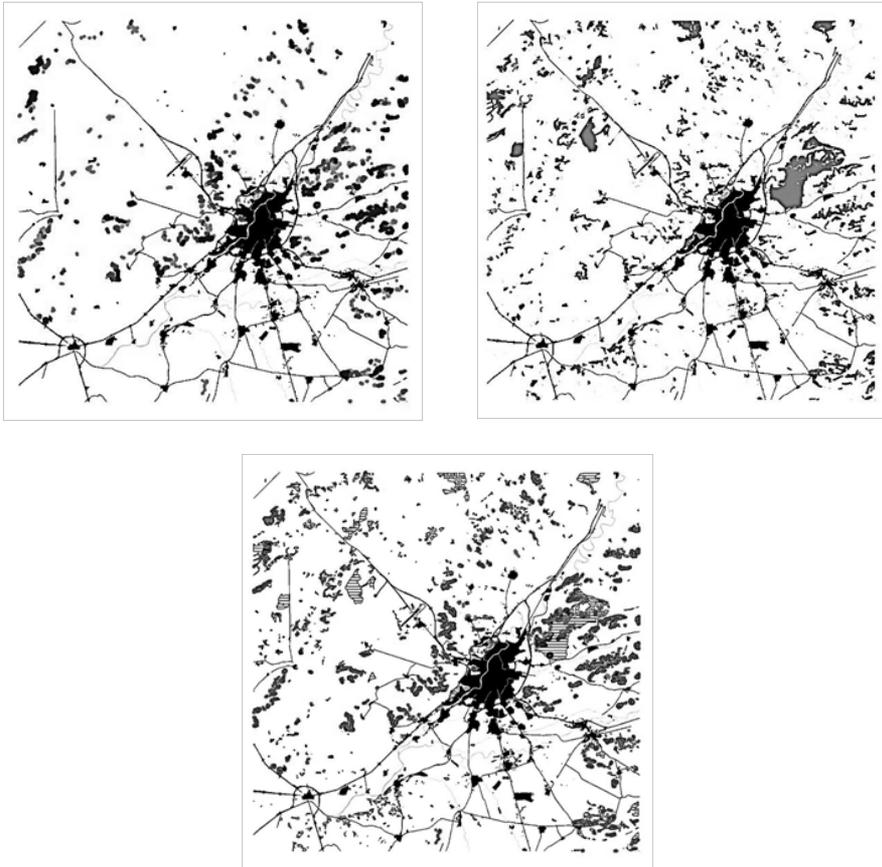


Fig. 6.34. Comparación entre los *patches* de hábitat favorables para las formaciones seriales gipsófilas (izquierda) y calcícolas (derecha), y vista conjunta.

A partir de estos HSM se desarrolla la propuesta de corredores para cada uno de los hábitats, los gráficos siguientes muestran los corredores que surgen de la aplicación del modelo.

La propuesta de corredores que emana del tratamiento de los HSM es parecida en ambos casos, concentrándose en las cuestas y manteniendo una dirección prioritaria norte-sur debido a la dificultad de cruzar la vega del Pisuerga-Duero que actúa como una potente barrera para la conectividad ecológica de los nodos situados en ambas márgenes del Pisuerga. Un indicador de esta situación es el hecho de que los itinerarios de mínimo esfuerzo que cruzan la ribera queden definidos a menudo en el entorno urbano de Valladolid, donde, debido al papel de las terrazas fluviales, la vega presenta sus tramos más estrechos en todo el área de estudio (entre el Páramo de Zaratán y el Pico del Águila de La Cistérniga y, un poco más al norte, Los Páramos del Berrocal y de Santovenia). Si bien estos corredores que atraviesan la ciudad tienen un sentido ecológico reducido, sí

muestran la separación que genera la vega fluvial y las dificultades existentes de cara al intercambio entre ambas vertientes.

Los gráficos siguientes muestran la propuesta de corredores para estos hábitats, cada uno por separado y superpuestos para evidenciar su solapamiento.

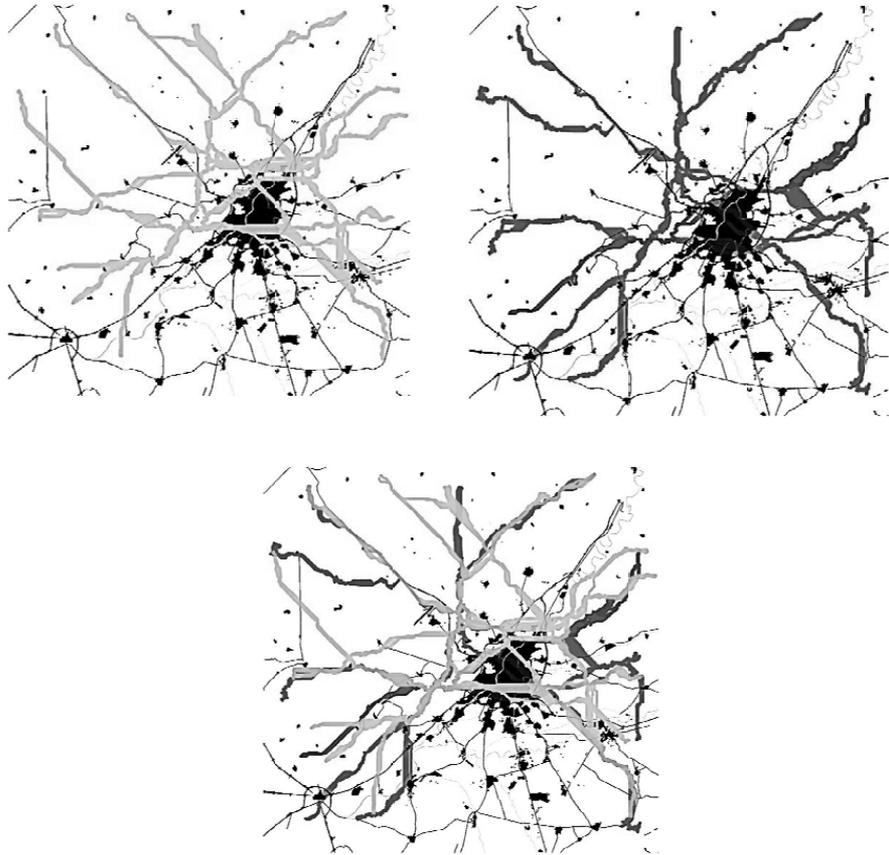


Fig. 6.35. Comparación entre los corredores propuestos para las formaciones seriales gipsófilas (izquierda) y calcícolas (derecha), y vista conjunta.

Las pautas que se desprenden de estos corredores son la concentración de zonas de alta conectividad en las cuestas que bordean los grandes cursos de agua como principal vía de conexión, sobre todo en la vertiente derecha del Pisuerga-Duero donde se manifiesta claramente para ambos tipos de hábitat. La vertiente izquierda del Pisuerga, con varios afluentes transversales (Esgueva, Jaramiel...) presenta una pauta menos clara en el caso de los hábitats calcícolas, cuya conectividad se ve más alterada por fenómenos locales (depósitos y afloramientos de suelos calcáreos) y por la mayor abundancia de áreas favorables en las zonas altas de los páramos.

## 6.12. Una perspectiva global de la conectividad

Los capítulos anteriores recogen las demandas de conexión de algunos de los ecosistemas más importantes localizados en el área de estudio. La consideración conjunta de los diferentes corredores emergentes permite un análisis de carácter más global, capaz de apuntar conclusiones operativas que conduzcan el siguiente paso: el diseño de una propuesta de corredores ecológicos para el área de estudio capaz de hacer frente a la demanda de conectividad y de garantizar la conexión territorial de los ecosistemas y hábitats de interés del entorno de Valladolid.

Los gráficos de las páginas siguientes muestran una vista conjunta de la densa red de corredores que emanan de la superposición de las diferentes especies objetivo o los hábitats analizados en el estudio. A pesar de las grandes variaciones existentes entre los grupos de hábitats y especies emergen ciertas pautas que pueden servir como criterios para el diseño de una propuesta. Para facilitar la interpretación se dividen en dos grandes bloques: en el primero se representan todos los corredores en conjunto (los corredores forestales representados por el modelo integrado) y en el segundo los diferentes corredores forestales definidos, que se consideran prioritarios de cara al diseño de una red de corredores ecológicos.

Una primera consideración es la gran dependencia que exhiben los corredores forestales con respecto a las formaciones de ribera de los principales cursos de agua, hasta tal punto que pueden ser considerados como los ejes principales de conectividad forestal en todo el territorio, revistiendo, además, una gran importancia de cara al conjunto de especies en el conjunto de terrenos de vega.

El río Pisuerga constituye, así, la espina dorsal de la conectividad forestal a través del área urbana de Valladolid. La conexión ecológica a través de la ciudad para las principales especies objetivo requiere un esfuerzo menor cuando se realiza a través de la ciudad que cuando se realiza a través de rutas alternativas.

El río Duero, por su parte, recibe las aguas del Pisuerga al sur de la ciudad, facilitando las conexiones forestales en dirección este-oeste, vinculando las cuestas de la vertiente occidental del Pisuerga con las de la vertiente oriental, lo que, unido al contacto que mantiene con el borde de la Tierra de pinares en sus últimos kilómetros antes de su unión con el Pisuerga, confiere a este curso de agua un importante papel en la conectividad.

Los ríos Cega y Adaja, que también desembocan en el Duero e igualmente atraviesan las grandes extensiones de pinares en sus últimos tramos poseen una importancia específica para la conectividad de los bosques caducifolios, alimentando, además, algunos de los puntos de mayor biodiversidad de toda la zona, en las zonas en las que el bosque de ribera se mezcla con los pinares y encinares de los depósitos eólicos, y con algunos cultivos y pastizales próximos a los cursos de agua, incrementando los efectos de borde y la riqueza de los ecosistemas locales.

Al norte de la ciudad, los meandros del Pisuerga acercan considerablemente las dos vertientes del páramo, por lo que el río se constituye también en el principal corredor transversal para el enlace entre los Montes Torozos y el borde de la comarca del Cerrato, a través de los términos de Santovenia de Pisuerga y de Cigales.

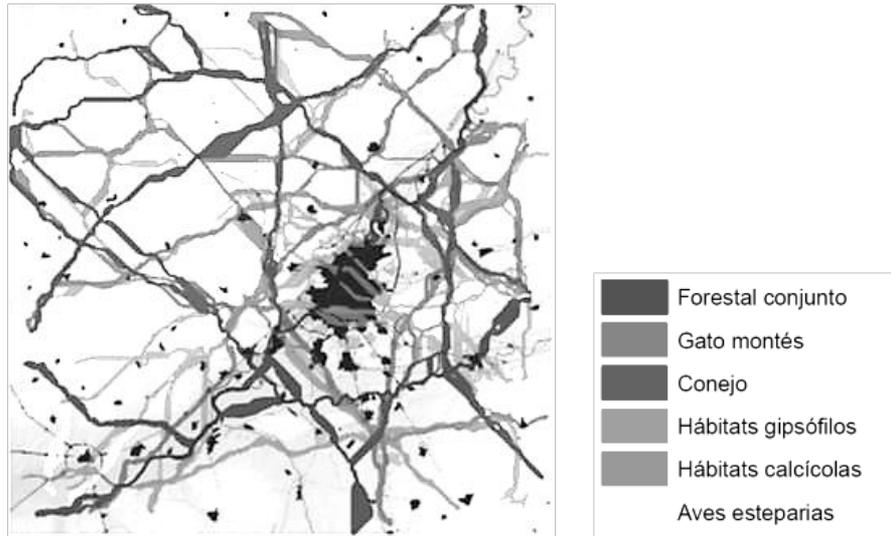


Fig. 6.36. Modelo de corredores ecológicos superpuestos para los diferentes hábitats y especies tomados como objetivo.

La segunda clave del modelo de corredores que reflejan estos gráficos es la concentración de áreas de alta conectividad en el entorno de las cuestas que separan el páramo de la vega del Pisuerga – Duero, al este del área urbana. En esta zona, entre las localidades de Fuensaldaña, Zaratán, Villanubla y Geria, entre otros, se concentran una gran parte de las conexiones ecológicas que discurren por la vertiente occidental del Pisuerga-Duero, enlazando los Montes Torozos con la tierra de Pinares del sur de la ciudad.

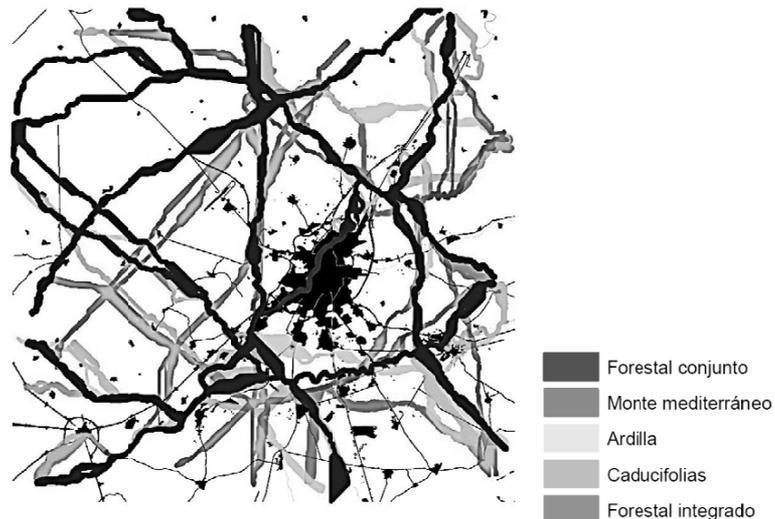


Fig. 6.37. Modelo de corredores ecológicos superpuestos para las diferentes propuestas vinculadas a espacios forestales.

La vertiente oriental del Pisuerga canaliza también sus conexiones a partir de los extremos del páramo y sus cuestas correspondientes, aunque, en este caso, el borde del páramo no es continuo en dirección norte-sur, sino que se encuentra

seccionado por la disposición transversal de los afluentes del Pisuegra (Jaramiel, Esgueva). Al norte de Valladolid, la proximidad de los cortados de Cabezón al río Pisuegra y la presencia de una gran superficie de pastizal ligada a los terrenos militares generan un patrón algo más irregular, que aun así recogen gran cantidad de conexiones.

Por su parte, la gran superficie de pinares situada al sur del núcleo urbano de Valladolid difumina las conexiones ecológicas, por constituir un ambiente hostil para el desplazamiento de especies no vinculadas a espacios forestales (esteparias, gipsófilas, calcícolas...) generando una importante barrera para este tipo de elementos.

En general, los corredores forestales tienden a alejarse del área urbana, salvo el corredor del Pisuegra que la atraviesa. Se crea así un anillo de escala metropolitana alrededor de la gran urbanización de Valladolid, compuesto por los corredores que discurren por los bordes y cuestas de los páramos al este y oeste, el meandro de Santovenia al norte y el río Duero al sur, que delimitan las principales conexiones ecológicas por el exterior de la zona metropolitana más densamente urbanizada.

En el interior de este anillo destacan algunas conexiones vinculadas a mosaicos y espacios complejos, representados por los modelos de conejo y gato montés que discurren por zonas con un mayor grado de humanización pero que mantienen elementos naturales (setos, arboledas, pastizales, huertos con arbolado, etc.), lo que permite el desplazamiento de estas especies a través de zonas más próximas a la ciudad.

El resto de corredores responden a condiciones más locales, aunque sí se observan algunas superposiciones interesantes en áreas próximas a la ciudad, que pueden marcar zonas de especial interés para el mantenimiento de la conectividad ecológica.

### **6.13. La construcción de un modelo de corredores ecológicos para el área metropolitana en formación de Valladolid**

A partir de estos resultados, el objetivo del trabajo consiste en diseñar una red de corredores ecológicos que pueda incorporarse a los instrumentos de planificación y ordenación territorial que puedan afectar al área metropolitana de Valladolid y que puedan mantener la conectividad ecológica del territorio frente al desarrollo de infraestructuras y procesos de urbanización presentes y futuros.

Para la elaboración de ese diseño se ha partido de los corredores ecológicos definidos en el capítulo anterior, realizando una labor de priorización y de ajuste al territorio a partir de los siguientes criterios:

1. Se trata de elaborar una propuesta con una base científica clara, por lo que la base del diseño lo constituyen los corredores ecológicos que emanan de la aplicación del modelo sobre la cartografía temática disponible, tal y como se ha desarrollado a lo largo de este trabajo.
2. El diseño propuesto utiliza una jerarquía a la hora de ordenar la propuesta de corredores, esta jerarquía se basa en las siguientes premisas:
  - a. Prioridad a los corredores forestales, al representar los ecosistemas más importantes de cara a su papel en el tejido urbano. En segundo lugar se priorizan los corredores vinculados a mosaicos y hábitats complejos y, finalmente, los vinculados a matorrales seriales y especies esteparias, más

apartados de la dinámica urbana. Esta propuesta de corredores ecológicos está planteada desde una lógica territorial, que da más importancia a los elementos y conexiones relacionados con el tejido urbano del área metropolitana.

- b. Dentro de los espacios forestales, se utiliza como guía el modelo forestal conjunto, aunque se presta una especial atención a la conectividad vinculada a las formaciones caducifolias y de ribera, ya que son las que atraviesan el área urbana de Valladolid.
- c. La multifuncionalidad resulta también una característica destacable. Los corredores que solapan conexiones de varias especies y modelos diferentes se consideran también más importantes de cara a la planificación territorial.
- d. La propuesta de corredores se basa en los corredores definidos a partir de la modelización. Estos se cartografían con una anchura mínima aproximadamente equivalente a la superficie que agrupa un esfuerzo del 1% sobre el esfuerzo mínimo. La cartografía de estos corredores se hace a una escala de trabajo de 1:10.000, expandiendo la propuesta de corredor hasta alcanzar elementos topográficos diferenciados sobre el terreno que puedan ser tomados como referencia.
- e. Si el territorio lo permite, la propuesta de corredores tiende a ensancharse para facilitar al planificador la toma de decisiones que puedan ajustar la anchura de las conexiones en función de la demanda de los instrumentos de planeamiento u ordenación territorial.
- f. Se promueve el mantenimiento de la conectividad entre los ecosistemas de interés existentes en el área metropolitana, los espacios de la Red Natura 2000 y las ASVE propias de las Directrices de Ordenación del Territorio.

El resultado es una propuesta de corredores dividida en tres jerarquías principales:

1. Corredores fluviales de grandes ríos con vegetación de ribera más o menos continua, con una importancia máxima respecto de la conectividad forestal y multifuncionales respecto a la conectividad en sentido longitudinal a las vegas.
2. Corredores primarios, son corredores multifuncionales, que unen núcleos importantes para la biodiversidad y concentran las conexiones de distintas especies y hábitats en áreas localizadas y cuyo mantenimiento se considera, por tanto, imprescindible para garantizar una conectividad adecuada en la escala del ámbito de trabajo. Conectan los principales nodos entre sí o con los corredores fluviales, formando conjuntamente con éstos el esqueleto de la propuesta de conectividad.
3. Corredores secundarios, son corredores más específicos, que unen núcleos de carácter local, pueden proceder de una o varias de las especies o hábitats objetivo y comunican nodos y corredores primarios o éstos últimos entre sí, formando una red de conectividad que puede hacerse más o menos densa en función de la escala y precisión del trabajo.

La propuesta, desarrollada por etapas, se muestra en la secuencia siguiente, mostrando las tres categorías de corredores. El límite mostrado en el gráfico corresponde al ámbito de las DOTVAENT.

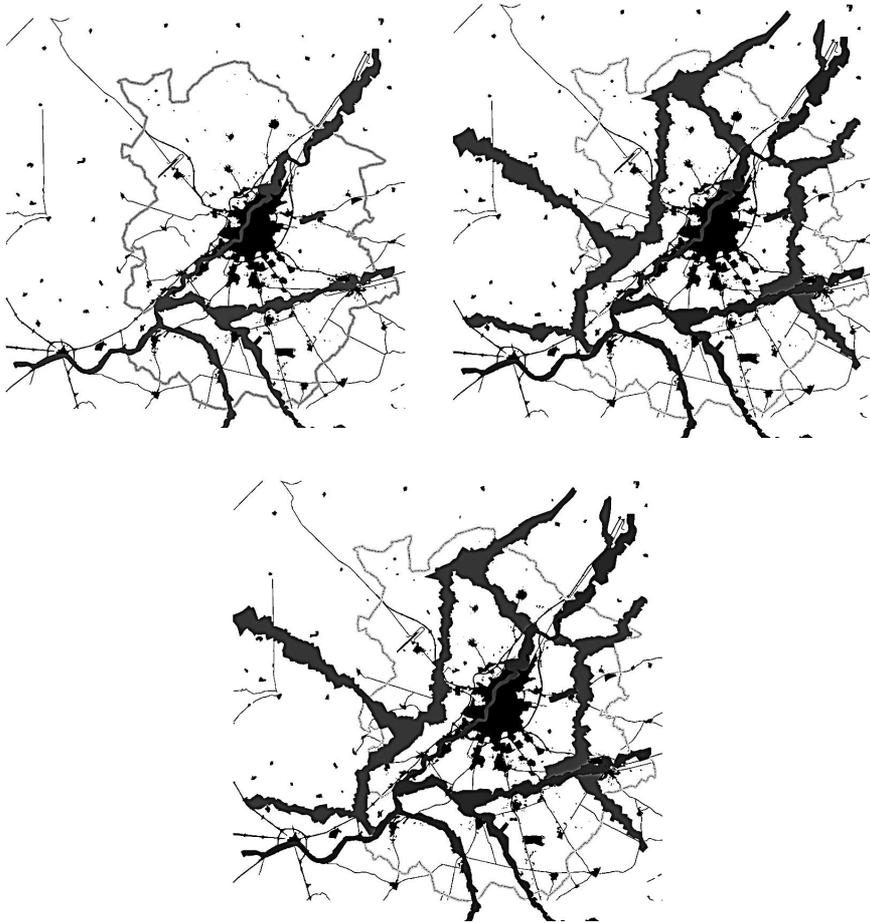


Fig. 6. 38. Secuencia de diseño de la red de corredores: 1) Corredores fluviales (arriba izquierda). 2) Corredores fluviales y corredores primarios (arriba derecha). 3) La Red de Corredores al completo (debajo).

Esta propuesta recoge una expresión territorial de los corredores ecológicos, quedando pendiente el desarrollo de una propuesta de ordenación que regule las actividades y la ocupación del suelo en estas zonas, aplicando una propuesta normativa capaz de compatibilizar la dinámica económica de los entornos urbanos con las necesidades de protección de las conexiones ecológicas.

#### 6.14. Descripción básica de la Red de Corredores

Los siguientes datos recogen las principales características de los corredores ecológicos definidos en las propuestas. Una descripción estadística de los usos del suelo y los términos municipales se encuentra desarrollada para los corredores individuales en el Anexo II. El ámbito de trabajo al que se refieren las estadísticas es, exclusivamente, el ámbito de las DOTVAENT.

Corredor	Categoría	Tipo principal	Área (Has)
Corredor del Adaja	F	Forestal	776,97
Corredor del Cega	F	Forestal	945,80
Corredor del Duero	F	Forestal	2.385,94
Corredor del Pisuega	F	Forestal	228,72
TOTAL FLUVIALES			6.109,41

Tabla 6.10. Corredores fluviales definidos en el ámbito de trabajo.

Corredor	Categoría	Tipo principal	Área (Has)
Corredor de Cigales	A	Forestal	1.923,11
Corredor Corcos Peñaflor	A	Forestal	700,93
Corredor de Geria	A	Forestal	801,60
Corredor de Marina Alta	A	Forestal	623,47
Corredor de Renedo	A	Forestal	2.495,36
Corredor de San Martín	A	Forestal	1.137,31
Corredor de Zaratán	A	Forestal	4.242,73
TOTAL PRIMARIOS			11.924,51

Tabla 6.11. Corredores primarios.

Corredor	Categoría	Tipo principal	Área (Has)
Corredor del Arroyo del Prado	B	Matorrales	92,64
Corredor de Boecillo	B	Bordes y mosaicos	506,40
Corredor de Cabezón	B	Caducifolias	718,12
Corredor del Cerro del Águila	B	Matorrales	484,99
Corredor del Compasco	B	Bordes y mosaicos	675,83
Corredor del Reloj	B	Matorrales	247,59
Corredor del Esgueva	B	Forestal	153,38
Corredor de Fuensaldaña	B	Bordes y mosaicos	504,68
Corredor de Peñaflor	B	Forestal	1.020,80
Corredor de Santovenia	B	Matorrales	589,89
Corredor de Simancas	B	Forestal	341,91
Corredor de Torrelobatón	B	Bordes y mosaicos	0,02
Corredor de Valdehornos	B	Matorrales	538,84
Corredor de Velliza	B	Matorrales	5,75
Corredor de Viana	B	Bordes y mosaicos	343,99
Corredor de Villamarciel	B	Bordes y mosaicos	70,37
Corredor de Villanubla	B	Bordes y mosaicos	1.053,22
Corredor de Villanueva	B	Bordes y mosaicos	512,64
Corredor de Wamba	B	Matorrales	409,24
TOTAL SECUNDARIOS			8.270,29

Tabla 6.12. Corredores secundarios.

### **6.15. Principales problemas y dificultades a la hora de diseñar una red de corredores ecológicos**

La red de corredores resultante de esta propuesta presenta un significado ecológico patente, una gran coherencia territorial y una elevada capacidad de conexión con otras redes ecológicas externas al ámbito de trabajo. No obstante, a lo largo del proceso han surgido algunos problemas y dificultades que pueden afectar al resultado final y que sería importante corregir de cara a afinar y aumentar la precisión de la propuesta.

Un primer problema es la ausencia de algunas capas temáticas digitales que consideramos importantísimas para la modelización de hábitats y corredores. Las ausencias más importantes, desde nuestro punto de vista, son las de una capa de vegetación a escala 1:10.000 y con una expresión de las asociaciones que constituyen la base de la propuesta de hábitats de la Unión Europea. La definición de la vegetación y los hábitats a una escala más precisa puede incrementar la capacidad de discernimiento del modelo a la hora de aplicarlo a algunas especies o comunidades de distribución reducida y características muy específicas, que no han podido ser consideradas en este trabajo (por ejemplo los saladares nitrohalófilos o las comunidades de descarga). Además de esta capa de vegetación y hábitats, se echan en falta algunas capas temáticas más que podrían contribuir a afinar el trabajo, destacan, entre ellas, la ausencia de datos cartográficos sobre calidad agrológica del suelo, edafología, cultivos y aprovechamientos...

El modelo plantea también algunas dificultades a la hora de valorar el aporte de algunos elementos artificiales de pequeños tamaños y difíciles de cartografiar, especialmente aquellos bordes con vegetación naturalizada que se asocian a infraestructuras de carácter lineal, como canales de riego o bordes de autopistas y carreteras. Algunas especies, como el conejo, se localizan con facilidad en estos últimos espacios y han colonizado medianas y bordes, desplazándose con comodidad, sin que parezca reflejarse adecuadamente en los modelos. Es más, en los últimos años se ha acusado a las autopistas de ser uno de los principales vehículos de expansión del conejo.

También resulta destacable que otras estructuras lineales, como las vías pecuarias, parecen tener un efecto menor de lo esperado en la conectividad ecológica, a pesar de que habitualmente se les atribuye un papel destacado (Díaz Pineda, 2003). Una parte de este papel reducido de las vías pecuarias puede deberse al efecto anterior, ya que éstas no suelen aparecer como formaciones de pastizal o matorral continuo de bajo porte que pueden facilitar las conexiones de muchas especies, otra parte puede deberse al papel en la modelización de los núcleos urbanos y las carreteras, que discurre en sentido contrario a la realidad de las vías pecuarias (que parten y llegan a núcleos de población y que han sido utilizadas tradicionalmente como soporte de carreteras) mientras que buena parte de las especies objetivo, por el contrario, evitan estos espacios. No obstante, el modelo sí concede un papel importante a algunas vías pecuarias y a muchas otras, especialmente las cañadas reales, que pueden funcionar como corredores (Merino & Millán, 2011). Éstas sí pueden alcanzar un papel mucho más relevante si se procede a una adecuación y recuperación de sus características, como se recoge en el capítulo siguiente.

La elección de una herramienta compacta y sencilla, CorridorDesign, ha sacrificado en parte la potencia de la modelización de hábitats que poseen otras herramientas más afinadas. Algunos programas como MAX-ENT u OpenModeller

pueden ofrecer modelos de hábitat más precisos, al ser capaces de incorporar muchas más variables y utilizar algoritmos de mayor significación. No obstante, este tipo de modelos presentan una fuerte dependencia de registros y datos de presencia de las especies objetivo que no se han manejado en este trabajo. La apuesta que se realiza en este trabajo por la operatividad y la facilidad en la herramienta de cara a su utilización en el planeamiento territorial, podría complementarse, a modo de comprobación, con una modelización de hábitats más precisa.

Este modelo, debido a su escala, presenta dificultades a la hora de estudiar el posible efecto de los pasos de fauna, desagües y reposición de servidumbres de las infraestructuras de comunicación, debido a que sus dimensiones suelen ser muy reducidas con respecto a la escala de trabajo. El caso de los viaductos con paso libre inferior es diferente, y se ha podido reflejar en parte en los modelos de hábitat, que señala un efecto palpable en la conectividad ecológica.

La herramienta CorridorDesign define modelos de idoneidad de hábitat con valores entre 0 y 100 que se utilizan como inversos de la capa de resistencias sobre la que se calculan los corredores ecológicos. Este arco de valores hace que en ocasiones la diferencia entre los esfuerzos que se computan sean menores de las que se dan en la realidad, por ejemplo entre un erial periurbano y un hábitat idóneo puede haber una diferencia de 4 o 5 magnitudes, que probablemente sean inferiores a las reales. Algunos autores corrigen esta asignación de resistencias incrementando la brecha entre los valores de resistencia de los entornos favorables -que se mantienen en el orden de las decenas- con los entornos desfavorables -cuya resistencia se eleva a las tres cifras (Gurrutxaga, 2005)-. Este rango relativamente estrecho se une a la poca versatilidad de los valores de penetración de la especie objetivo en hábitats desfavorables (que el programa considera como una cifra única en lugar de una cifra dependiente del tipo de hábitat) puede reducir la resistencia de un determinado tipo de terreno y dirigir los corredores por pasillos más cortos en recorrido pero menos transitables para las especies objetivo. El modelo podría afinarse, en este sentido, mediante la comparación de resultados con otras propuestas que utilicen algoritmos diferentes.

### **6.16. Sumando los corredores al tejido verde urbano**

Existen importantes razones para mantener y potenciar la biodiversidad en el entorno urbano (Herrera, 2010). Las más evidentes, que recogen, por ejemplo, autores como Dearborn & Kark (2010), se refieren a los servicios ambientales que los ecosistemas nos prestan: depuración del aire, del suelo y del agua, mejoras climáticas y de bienestar, así como otros servicios, menos visibles pero no menos importantes, desde la polinización de nuestras plantas a la absorción de ruidos y molestias. En definitiva, la biodiversidad urbana contribuye al bienestar humano (Cassady *et al.*, 2010). Existen, además, muchas razones de carácter filosófico (como el papel que puede tener el tejido verde urbano en la formación del espíritu ciudadano), artístico (como fuente de inspiración, objeto y sujeto de experiencias creativas) o moral (como fuente de salud y bienestar), que se encuentran plenamente vigentes y son ampliamente reconocidas por la comunidad. Además, es imposible obviar otro grupo de razones de carácter más egoísta: la biodiversidad contribuye a la cultura, la salud y el bienestar humano.

Por otra parte, la biodiversidad urbana es buena para la propia ciudad. Contribuye a recoger información del entorno y a aprovecharla en beneficio

propio, muestra estrategias baratas, sencillas y eficientes para hacer frente a las condiciones externas, que son, muchas veces, agresivas para los seres vivos (incluidos nosotros). Su contribución es importante, además, en materias sensibles como el control del crecimiento indeseado de poblaciones de animales o plantas que pueden dañar nuestros recursos y, al tener capacidad de auto-regeneración, equilibra las necesidades de mantenimiento de muchos espacios. Bradley (1995) nos muestra la biodiversidad urbana conforme a una gigantesca biblioteca de datos, estrategias y sensaciones cuyo valor añadido en campos como el educativo, el artístico o el cultural es inestimable.

La incorporación de la biodiversidad urbana al planeamiento y la ordenación territorial se ha ido realizando a menor escala en ciudades como Vitoria o Barcelona e incluso han sido incorporados en algunas ordenaciones de Castilla y León, por ejemplo la incorporación de la conectividad ecológica a las Directrices de Ordenación territorial del Área Funcional de Burgos (DOABU), actualmente en su tramitación administrativa.

También, desde hace algunos años, se han desarrollado varias iniciativas para potenciar la biodiversidad urbana desde los Planes Generales de Ordenación y otras figuras del planeamiento. Por ejemplo, el PGOU de Valladolid de 1997, siguiendo el planteamiento de los cinco dedos de Copenhague proponía el diseño de “cuñas verdes”: grandes parques alargados que enlazaban el borde urbano con su interior y que podrían actuar como “bombas de biodiversidad” hacia los parques y jardines interiores. En general, este tipo de propuestas pasan por el diseño de “parques lineales”, espacios verdes largos (muchas veces vinculados a riberas, canales o vías de comunicación) capaces de conectar con los elementos conectivos de la red y de permitir el paso de fauna y flora hacia las zonas verdes del interior de la ciudad.

La adaptación del PGOU de Valladolid del 2003 pretendía completar estas estructuras con el diseño de un “anillo verde” que enlazara todas estas cuñas por el exterior de la ciudad. Este tipo de anillos, especialmente si se complementan con grandes corredores ecológicos suponen uno de los principales apoyos para el modelo de infraestructuras que soporten la biodiversidad urbana.

Los anillos verdes, grandes formaciones vegetales continuas rodeando el espacio urbano, integran la conectividad ecológica con la movilidad de los ciudadanos y con un modelo continuo de espacios verdes. Las infraestructuras en anillo consiguen enlazar entre sí las reservas y los núcleos de biodiversidad externos y sirven como puente entre el núcleo urbano y su entorno, formando el soporte físico principal de esta red (Herrera, 2008).

La ciudad de Vitoria dispone de un valioso “anillo verde”, seleccionado para el concurso de Buenas Prácticas patrocinado por Dubai en 2000, y catalogada como *Best*. El anillo verde de Vitoria-Gasteiz, originalmente un plan de restauración ambiental del entorno urbano, ofrece en la actualidad una superficie de más de 400 ha de espacios verdes distribuidos en 4 parques que rodean la ciudad, y que incluyen zonas húmedas, huertos de ocio, senderos y, en general, una mejora sustancial de las condiciones naturales. Las mejoras en la biodiversidad de estas zonas son notables, destacando la presencia tras la restauración del humedal de Salburúa de más de 200 parejas reproductoras de aves acuáticas y 1700 ejemplares invernantes.



del Anillo Verde debe discurrir por términos municipales adyacentes a Valladolid (Zaratán y Arroyo de la Encomienda, fundamentalmente), lo que dificulta la elección del instrumento urbanístico que pueda ponerlo en marcha y exige, además, la cooperación y el acuerdo entre los tres municipios, lo que demanda un escenario específico para su desarrollo.

La tabla siguiente describe los terrenos asociados al Anillo Verde, relacionados con el tipo principal de corredor que acogen.

Denominación	Tipo de corredor principal	Superficie (ha)
Anillo Verde	Forestal	220,85
Canal del Duero	Forestal	1.022,37
La Vega	Forestal	92,48
San Cristóbal	Forestal	1.083,62
SotoVerde	Forestal	82,95
Zaratán	Forestal	844,54
La Flecha	Gipsófilos	143,61

Tabla 6.13. Anillo Verde Urbano.

El anillo verde oriental, por su parte, representa un reto de diseño más complejo, ya que atraviesa zonas urbanas e industriales, aunque la presencia de las Cuñas Verdes, del Canal del Duero y sus acequias y el apoyo de las Áreas de Interés Paisajístico, Histórico y Agrícola (APHA) de las DOTVAENT proporcionan un marco territorial adecuado para desarrollar esta iniciativa. La práctica totalidad del anillo se localiza en el municipio de Valladolid, exceptuando un enlace con los corredores secundarios que discurre por el término de La Cistérniga.

Veamos a continuación la relación de los corredores ecológicos con los elementos relevantes del tejido verde urbano.

La propuesta de corredores ecológicos incluida en este trabajo se superpone a varios espacios de protección de la naturaleza, tanto la Red Natura 2000 (utilizada como origen y destino de buena parte de los corredores ecológicos) como el modelo de protección de las DOTVAENT, los suelos protegidos por el planeamiento urbanístico, los dominios públicos hidráulico y forestal o las vías pecuarias, entre otras protecciones.

La red de corredores ecológicos se apoya en esta infraestructura de espacios con protección a la vez que se desarrolla con la intención de complementarla, favorecer su continuidad y proporcionar servicios necesarios para el funcionamiento de los ecosistemas que se trata de proteger.

El modelo de protección de las DOTVAENT, que incorpora dos figuras principales, ASVE y APHA, se encuentra en buena sincronía con el modelo de corredores propuesto, con dos apreciaciones fundamentales.

Las ASVE recogidas por las DOTVAENT son, en gran medida, espacios fluviales y forestales que bien forman parte del sistema de corredores (ASVE fluviales) o bien constituyen núcleos de la red ecológica local.

Únicamente algunas ASVE que acogen arroyos o espacios lineales quedan fuera del mapa de corredores, aunque pueden plantear conexiones alternativas entre núcleos y corredores o entre corredores primarios y secundarios. Este es el caso, por ejemplo, de la cuesta de La Parrilla, que queda fuera de la propuesta de

corredores pero posee un valor significativo, por constituir el límite de la vega sur del río Duero, pudiendo tener un efecto interesante como conector en paralelo a la ribera que no ha sido detectado por las herramientas por que los núcleos de origen se encuentran fuera del área de estudio (hacia los Montes del Arroyo Valcorba, por ejemplo). En una situación similar se encuentra también el Arroyo de Valcaliente, que puede funcionar como corredor entre los Montes Torozos y el Pisuerga al norte de Cigales o el río Hontanija y el Arroyo de Boada, que enlazan por el suroeste del aeropuerto de Villanubla dos corredores secundarios. El mapa de la página siguiente recoge la propuesta de corredores superpuesta sobre las ASVE, mostrando esta integración, de tal manera que el conjunto de las ASVE forma parte coherente de la red ecológica propuesta.

La situación de las APHA, en cambio, resulta llamativamente diferente, ya que por su carácter agrícola y paisajístico funcionan más como áreas tampón que como nodos o corredores de la red. Su papel resulta especialmente importante en las vegas agrícolas de los ríos, ya que son los entornos que protegen los corredores más valiosos. Los paisajes agrarios tradicionales, especialmente aquellos que mantienen en buen estado las infraestructuras verdes de su entorno (setos vivos, arroyos, sotos y bosquetes, pequeñas manchas de pastizal, construcciones tradicionales...) suponen un importante apoyo a la conectividad fluvial, que se ve ampliamente favorecida por el mantenimiento en buen estado de los paisajes agrícolas.

### **6.17. Perspectivas de futuro: la incorporación de los corredores ecológicos a las figuras de ordenación territorial**

La incorporación de esta propuesta de corredores a la planificación territorial y urbanística del área metropolitana de Valladolid puede desarrollarse siguiendo varias vías, que pueden solaparse en parte:

- Incorporación local a cada uno de los instrumentos de planeamiento urbanístico vigentes en el área metropolitana, en los momentos correspondientes a sus modificaciones o revisiones.
- Incorporación a las DOTVAENT, utilizando una nueva figura que recoja los corredores ecológicos como parte del modelo de protección del suelo.
- Desarrollo de un instrumento específico de ordenación del territorio para garantizar la conectividad ecológica.

## **ANEXOS**

Los siguientes anexos recogen algunos aspectos técnicos que complementan el análisis de conectividad y las propuestas de implementación de los corredores ecológicos.

Las tablas del Anexo I compilan los datos utilizados como referencia para la ejecución del modelo de conectividad, tanto los valores asignados a cada uno de los usos del suelo como los valores de idoneidad utilizados para la modelización de los hábitats.

El Anexo II recorre uno por uno y en forma de fichas tabuladas los corredores ecológicos propuestos, ofreciendo algunos datos significativos sobre términos municipales afectados, usos del suelo y otros datos de interés.

## ANEXO I. TABLAS DE CLASIFICACIÓN PARA LA ELABORACIÓN DE RÁSTER DE IDONEIDAD

### Especies objetivo: especies forestales

COBERTURA	Forestal (conjunto)	Coníferas	Caducifolias	
Bosques caducifolios	100	60	100	50
Coníferas	90	100	70	60
Dehesas	80	60	60	80
Parque urbano	70	60	60	50
Asociación simple	60	60	75	40
Huertos familiares	60	50	50	30
Mosaico irregular	60	60	65	70
Campo de golf	50	50	40	40
Instalaciones de producción forestal	50	60	50	30
Camping	40	40	50	40
Matorrales	40	50	55	80
Pastizales	30	30	30	40
Prados	30	30	35	40
Viñedos	30	30	25	20
Asentamiento Agrícola Residencial	20	20	25	20
Cultivos herbáceos	20	20	30	40
Canales	10	10	10	20
Cementerio	10	10	40	30
Ensanche	10	10	10	10
Instalaciones agropecuarias	10	10	10	20
Lagunas y humedales	10	10	50	50
Afloramientos y suelos desnudos	5	5	5	5
Cursos de agua	5	5	20	20
Equipamiento cultural	5	5	20	5
Equipamiento deportivo	5	5	20	5
Equipamiento educativo	5	5	20	5
Equipamiento religioso	5	5	20	5
Equipamiento sanitario	5	5	20	5
Equipamientos administrativos	5	5	20	5
Establecimientos comerciales	5	5	20	5
Establecimientos hoteleros	5	5	20	5
Explotaciones mineras	5	5	20	5
Ferrocarril	5	5	20	5
Industrias aisladas	5	5	10	20
Núcleo urbano discontinuo	5	5	10	5
Playas, dunas y arenales	5	5	20	40
Polígonos industriales sin ordenar	5	5	20	15
Potabilizadoras	5	5	5	5
Red Viaria	5	5	5	5
Vertederos y escombreras	5	5	15	5
Aeropuerto	0	0	1	2
Central hidroeléctrica	0	0	1	2
Núcleo urbano	0	0	5	0
Piscifactoría	0	0	0	0
Planta tratamiento residuos	0	0	0	0
Polígonos industriales	0	0	15	5
Subestaciones eléctricas	0	0	5	5

Tabla 6.14. Valores de idoneidad para los diferentes usos del suelo asociados a los diferentes grupos de especies forestales.

**Especies objetivo: cluster de especies forestales**

Pendientes (%)	Idoneidad
0-2	30
2-5	40
5-10	50
10-15	60
15-30	80
Más de 30	100

Tabla 6.15. Idoneidad debida a la pendiente.

Efecto barrera	Idoneidad
Vías de comunicación valladas Núcleos de población	0
Carreteras, ríos permanentes, canales	20
Polígonos industriales, áreas muy intervenidas	40
Resto territorio	100

Tabla 6.16. Idoneidad debida al efecto barrera.

Distancia a carreteras (m)	Idoneidad
0 – 50	5
50 – 100	10
100 – 200	25
200 – 500	60
500 – 1000	80
Más de 1000	100

Tabla 6.17. Valor de Idoneidad debida en función de la distancia a carreteras.

Distancia a núcleos (m)	Idoneidad
0 – 50	5
50 – 100	10
100 – 200	20
200 – 500	60
500 – 1000	80
Más de 1000	100

Tabla 6.18. Valor de Idoneidad debida en función de la distancia a núcleos de población.

Distancia a carreteras (m)	Idoneidad
0 – 50	5
50 – 100	10
100 – 200	25
200 – 500	60
500 – 1000	80
Más de 1000	100

Tabla 6.19. Valor de Idoneidad debida en función de la distancia a cursos de agua.

### Especies objetivo: modelado del hábitat de la ardilla como indicador de bosques de coníferas

Efecto barrera	Idoneidad
Vías de comunicación valladas      Núcleos de población	0
Carreteras, ríos permanentes, canales	20
Polígonos industriales, áreas muy intervenidas	40
Resto territorio	100

Tabla 6.20. Idoneidad debida al efecto barrera.

Distancia a carreteras (m)	Idoneidad
0 – 10	5
10 – 50	20
50 – 100	50
100 – 250	85
Más de 250	100

Tabla 6.21. Valor de Idoneidad debida en función de la distancia a carreteras.

Distancia a arbolado (m)	Idoneidad
0 – 10	100
10 – 60	95
60 – 110	90
110 – 250	70
250 – 500	50
500 – 1000	20
Más de 1000	5

Tabla 6.22. Valor de Idoneidad debida en función de la distancia a formaciones con arbolado de gran porte.

### Especies objetivo: modelado del hábitat de la ardilla como indicador de bosques caducifolios

Efecto barrera	Idoneidad
Vías de comunicación valladas Núcleos de población	0
Carreteras, ríos permanentes, canales	20
Polígonos industriales, áreas muy intervenidas	40
Resto territorio	100

Tabla 6.23. Idoneidad debida al efecto barrera.

Distancia a carreteras (m)	Idoneidad
0 - 10	5
10 - 50	20
50 - 100	50
100 - 250	85
Más de 250	100

Tabla 6.24. Valor de Idoneidad debida en función de la distancia a carreteras.

Distancia a arbolado (m)	Idoneidad
0 - 100	100
100 - 200	90
200 - 500	80
500 - 1000	70
1000 - 2500	60
2500 - 5000	50
Más de 5000	40

Tabla 6.25. Valor de Idoneidad debida en función de la distancia a formaciones arboladas.

Distancia a núcleos (m)	Idoneidad
0 - 10	10
10 - 50	30
50 - 100	50
100 - 250	60
250 - 500	80
500 - 1000	90
Más de 1000	100

Tabla 6.26. Valor de Idoneidad debida en función de la distancia a carreteras.

Distancia a carreteras (m)	Idoneidad
0 - 10	80
10 - 100	100
100 - 200	90
200 - 500	80
500 - 1000	60
1000 - 2500	50
Más de 2500	40

Tabla 6.27. Valor de Idoneidad debida en función de la distancia a cursos de agua.

**Especies objetivo: modelado de hábitats de quercíneas**

Pendientes (%)	Idoneidad
0-2	30
2-5	40
5-10	50
10-15	60
15-30	80
Más de 30	100

Tabla 6.28. Idoneidad debida a la pendiente.

Efecto barrera	Idoneidad
Vías de comunicación valladas Núcleos de población	0
Carreteras, ríos permanentes, canales	20
Polígonos industriales, áreas muy intervenidas	40
Resto territorio	100

Tabla 6.29. Idoneidad debida al efecto barrera.

Distancia a núcleos (m)	Idoneidad
0 - 50	5
50 - 100	10
100 - 200	20
200 - 500	60
500 - 1000	80
Más de 1000	100

Tabla 6.30. Valor de Idoneidad debida en función de la distancia a núcleos de población.

Distancia a carreteras (m)	Idoneidad
0 - 5	30
5 - 10	50
10 - 50	60
50 - 100	80
Más de 100	100

Tabla 6.31. Valor de Idoneidad debida en función de la distancia a cursos de agua.

**Especies objetivo: modelado de hábitats esteparios**

COBERTURA	Idoneidad
Aeropuerto	20
Afloramientos y suelos desnudos	10
Asentamiento Agrícola Residencial	40
Asociación simple	50
Bosques caducifolios	20
Camping	10
Campo de golf	20
Canales	20
Cementerio	10
Central hidroeléctrica	0
Coníferas	20
Cultivos herbáceos	100
Cursos de agual	30
Dehesas	50
Ensanche	10
Equipamiento cultural	5
Equipamiento deportivo	5
Equipamiento educativo	5
Equipamiento religioso	5
Equipamiento sanitario	5
Equipamientos administrativos	5
Establecimientos comerciales	5
Establecimientos hoteleros	5
Explotaciones mineras	5
Ferrocarril	5
Huertos familiares	30
Industrias aisladas	20
Instalaciones agropecuarias	20
Instalaciones de producción forestal	20
Lagunas y humedales	90
Matorrales	60
Mosaico irregular	60
Núcleo urbano	0
Núcleo urbano discontinuo	0
Parque urbano	10
Pastizales	100
Piscifactoría	0
Planta tratamiento residuos	0
Playas, dunas y arenales	20
Polígonos industriales	5
Polígonos industriales sin ordenar	5
Potabilizadoras	5
Prados	70
Red Viaria	5
Subestaciones eléctricas	5
Vertederos y escombreras	5
Viñedos	30

Tabla 6.32. Valores de idoneidad para los diferentes usos del suelo asociados a las especies esteparias utilizadas como objetivo.

Pendientes (%)	Idoneidad
580 - 700	50
700 - 800	60
800 - 900	100

Tabla 6.33. Idoneidad debida a la altitud.

Distancia a núcleos (m)	Idoneidad
0 - 100	10
10 - 500	30
500 - 1000	40
1000 - 2500	60
2500 - 5000	80
Más de 5000	100

Tabla 6.34. Valor de Idoneidad debida en función de la distancia a núcleos de población.

Distancia a ZEPA (m)	Idoneidad
0 - 250	100
250 - 500	90
500 - 1000	80
1000 - 2000	70
2000 - 5000	60
Más de 5000	50

Tabla 6.35. Valor de Idoneidad debida en función de la distancia a ZEPA con poblaciones de aves esteparias.

Distancia a pastizales (m)	Idoneidad
0 - 250	100
250 - 500	90
500 - 1000	80
1000 - 2000	70
2000 - 5000	60
Más de 5000	50

Tabla 5.36. Valor de Idoneidad debida en función de la distancia a pastizales.

**Especies objetivo: modelado de hábitats complejos**

COBERTURA	Conejo	Gato Montés
Aeropuerto	0	0
Afloramientos y suelos desnudos	15	30
Asentamiento Agrícola Residencial	30	25
Asociación simple	80	80
Bosques caducifolios	40	60
Camping	30	45
Campo de golf	55	35
Canales	10	5
Cementerio	50	25
Central hidroeléctrica	0	0
Coníferas	40	70
Cultivos herbáceos	50	40
Cursos de agua	5	5
Dehesas	80	90
Ensanche	10	10
Equipamiento cultural	10	5
Equipamiento deportivo	10	5
Equipamiento educativo	10	5
Equipamiento religioso	10	5
Equipamiento sanitario	10	5
Equipamientos administrativos	10	5
Establecimientos comerciales	10	5
Establecimientos hoteleros	10	5
Explotaciones mineras	10	5
Ferrocarril	10	5
Huertos familiares	50	50
Industrias aisladas	30	25
Instalaciones agropecuarias	10	5
Instalaciones de producción forestal	60	50
Lagunas y humedales	50	40
Matorrales	90	90
Mosaico irregular	90	100
Núcleo urbano	0	00
Núcleo urbano discontinuo	5	5
Parque urbano	70	35
Pastizales	80	70
Piscifactoría	0	0
Planta tratamiento residuos	0	0
Playas, dunas y arenales	20	40
Polígonos industriales	30	20
Polígonos industriales sin ordenar	40	30
Potabilizadoras	10	5
Prados	70	60
Red Viaria	5	5
Subestaciones eléctricas	10	5
Vertederos y escombreras	40	30
Viñedos	50	50

Tabla 6.37. Valores de idoneidad para los diferentes usos del suelo asociados a los mosaicos utilizados como objetivo.

Efecto barrera	Conejo	Gato Montés
Vías de comunicación valladas Núcleos de población	0	0
Carreteras, ríos permanentes, canales	20	20
Polígonos industriales, áreas muy intervenidas	40	40
Resto territorio	100	100

Tabla 6.38. Idoneidad debida al efecto barrera.

Distancia a cursos de agua (m)	Conejo
0 - 10	30
10 - 100	100
100 - 500	80
500 - 1000	60
1000 - 2500	40
Más de 2500	10

Tabla 6.39. Valor de Idoneidad debida en función de la distancia a cursos de agua.

Distancia a núcleos (m)	Gato Montés
0 - 10	10
10 - 50	30
50 - 100	50
100 - 250	60
250 - 500	80
500 - 1000	90
Más de 1000	100

Tabla 6.40. Valor de Idoneidad debida en función de la distancia a núcleos de población.

Distancia a carreteras (m)	Conejo	Gato Montés
0 - 10	80	
10 - 100	100	
100 - 200	90	
200 - 500	80	
500 - 1000	60	
1000 - 2500	50	
Más de 2500	40	

Tabla 6.41. Valor de Idoneidad debida en función de la distancia a cursos de agua.

**Especies objetivo: matorrales seriales, hábitats calcícolas y gipsófilos**

COBERTURA	Idoneidad Gipsófilos	Idoneidad Calcícolas
Aeropuerto	0	0
Afloramientos y suelos desnudos	5	5
Asentamiento Agrícola Residencial	5	5
Asociación simple	10	50
Bosques caducifolios	20	20
Camping	20	20
Campo de golf	30	30
Canales	10	10
Cementerio	20	20
Central hidroeléctrica	0	0
Coníferas	50	50
Cultivos herbáceos	50	10
Cursos de agua	0	0
Dehesas	50	50
Ensanche	10	10
Equipamiento cultural	10	10
Equipamiento deportivo	10	10
Equipamiento educativo	10	10
Equipamiento religioso	10	10
Equipamiento sanitario	10	10
Equipamientos administrativos	10	10
Establecimientos comerciales	10	10
Establecimientos hoteleros	10	10
Explotaciones mineras	10	10
Ferrocarril	10	10
Huertos familiares	40	5
Industrias aisladas	40	40
Instalaciones agropecuarias	10	10
Instalaciones de producción forestal	50	50
Lagunas y humedales	40	40
Matorrales	60	60
Mosaico irregular	50	50
Núcleo urbano	0	0
Núcleo urbano discontinuo	5	5
Parque urbano	30	30
Pastizales	50	80
Piscifactoría	0	0
Planta tratamiento residuos	0	0
Playas, dunas y arenales	20	20
Polígonos industriales	20	20
Polígonos industriales sin ordenar	20	20
Potabilizadoras	10	10
Prados	50	50
Red Viaria	20	20
Subestaciones eléctricas	10	10
Vertederos y escombreras	20	20
Viñedos	30	30

Tabla 6.42. Valores de idoneidad para los diferentes usos del suelo asociados a los matorrales utilizados como objetivo.

Unidades litológicas	Calcícolas	Gipsófilos
Arcillas rojas. (Arcillas de descalcificación)	40	20
Arcillas y margas gris-negras, carbonatadas, ricas en gast. y carac. con intercalaciones de calizas, costras y arenas. FACIES ZARATÁN	80	80
Arcillas y margas grises, con intercalaciones de margocalizas (con ostracodos). FACIES CUESTAS. ARCILLO-MARGOSA	80	100
Arcillas, limos, arenas y gravas. (depósitos de meandros)	40	20
Arcosas fangosas, rojizas y gris-verdosas, con cementación variable y frecuentes niveles de gravas de cuarcitas y costras calcáreas. FACIES VILLALBA DE ADAJA P.D.	60	30
Arenas arcóscas gruesas, a veces con cantos de cuarzo y cuarcitas (Paleocanales)	30	25
Arenas arcóscas, arcillas y limos con cantos de cuarzo y cuarcita a veces, arenas eólicas, intercaladas. (Superficies con depósitos)	30	25
Arenas blanquecinas, fluviales, con gravilla de cuarzo, y a veces, arenas eólicas. (Superficies con depósitos)	20	25
Arenas, cantos y gravas. (Barra)	10	25
Arenas, limos (loess). (Manto eólico)	20	25
Arenas, limos, bloques, arcillas. (Deslizamientos)	40	25
Arenas. (Dunas)	20	10
Areniscas calcáreas	60	30
Calizas (con moldes de raíces y gasterópodos) y/o dolomías, con intercalaciones margosas. CALIZAS "INTRACUESTAS" Y CALIZAS DE AREVALO	100	60
Calizas (micríticas grises, con gasterópodos) y margocalizas. A techo, limos arenosos rojizos y costras calcáreas. CALIZAS DEL PÁRAMO SUPERIOR	100	50
Calizas grises (a veces con gasterópodos) y margas minoritarias, a techo, a veces, karstificación y niveles de costras. CALIZAS DEL PÁRAMO INTERMEDIO	100	50
Calizas, margas y dolomías, con sendomorfos de cristales diagenéticos de yesos	80	90
Cantos, arenas, limos. (Aluvial-coluvial)	40	30
Cantos, bloques, arenas, limos y arcillas (a veces, encostrados). (Coluviones)	50	30
Cantos, bloques, arenas, limos y arcillas (Coluviones)	50	30
Cantos, bloques, arenas, limos y arcillas (frecuentemente encostrados). (Coluviones)	50	30
Cantos, gravas, arenas, limos y arcillas (Fondos de valle)	0	20
Cantos, gravas, arenas, limos, arcillas y a veces bloques (Glacis asociados a terrazas bajas)	50	20
Cantos, gravas, arenas, limos, arcillas y a veces bloques (Glacis asociados a terrazas indiferenciadas)	50	20
Cantos, gravas, arenas, limos, arcillas y a veces bloques (Glacis asociados a terrazas medias)	50	20
Cantos, gravas, arenas, limos, arcillas y a veces bloques (Glacis)	50	20
Conglomerados y arcosas, con matriz limosa, amarilla o blanca (ARENISCAS DE GARCIBERNÁNDEZ)	30	20
Dolomías y margas dolomíticas, con macrolenticulas de yesos.	90	80

Unidades litológicas	Calcícolas	Gipsófilos
Facies "marmorizadas" (paleosuelo). PSEUDOGLEY	50	30
Fangos arcósicos y arcosas gris-verdes o rojizas, con niveles de arcosas gruesas y/o gravas cuarcíticas y suelos calcimorfos (F. PEDRAJA DEL PORTILLO) y arcosas, a veces fangosas gris-verdes o naranja, con gravas (F. AMATOS)	60	25
Gravas, cantos, arenas y a veces arcillas (a veces enconstradas) (terrazas medias)	50	25
Gravas, cantos, arenas y a veces arcillas (Terrazas altas)	50	25
Gravas, cantos, arenas y a veces arcillas (Terrazas indiferenciadas)	50	25
Gravas, cantos, arenas y limos (a veces enconstrados) (Abanicos asociados a terrazas indiferenciadas)	50	25
Gravas, cantos, arenas y limos (Abanicos)	50	25
Limos y arcillas oscuras (a veces, con cantos y arenas y/o costras salinas) (Fondos endorreicos)	60	20
Limos y fangos ocre, a veces con cristales de yeso dispersos	60	60
Limos, arcillas y arenas ocre, con intercalaciones de paleocanales y suelos calcimorfos. FACIES TIERRA DE CAMPOS P.D.	60	30
Limos, arenas, gravas y arcillas. (Llanura de inundación)	20	10
Margas blancas y arcillas grises y, a veces calizas, dolomías y yesos. FACIES DUEÑAS	90	80
Margas blanquecinas, con intercalaciones de margocalizas, dolomías y localmente yesos y arcillas. FACIES CUESTAS "MARGO CALCAREAS".	90	80
Margas y arcillas blanquecinas	90	50
Margas y margocalizas blancas o grises, y arcillas	90	50
Margas y yesos, con intercalaciones de arcillas, margocalizas y, a veces, dolomías. FACIES CUESTAS "MARGO-YESIFERAS".	80	100
Margas, yesos, arcillas y, a veces, margocalizas y calizas. FACIES VILLATORO	80	100
Masas de agua	0	0
Niveles yesíferos, yesoarenitas y fangos salinos.	60	100
Paleocanales de arenas, soldados, con intercalaciones de fangos ocre. FACIES CABEZÓN	40	40
Poblaciones Romanas y castros. (Materiales antrópicos)	30	30
Suelos calciformes, costras calcáreas	100	20

Tabla 6.43. Valores de idoneidad en función de la litología.

Efecto barrera	Conejo	Gato Montés
Vías de comunicación valladas Núcleos de población	0	0
Carreteras, ríos permanentes, canales	20	20
Polígonos industriales, áreas muy intervenidas	40	40
Resto territorio	100	100

Tabla 6.44. Idoneidad debida al efecto barrera.

## ANEXO II. FICHAS DE LOS PRINCIPALES CORREDORES PROPUESTOS EN EL ÁMBITO DE LA COMUNIDAD URBANA DE VALLADOLID

### CORREDOR DEL DUERO

Tipo de corredor	Fluvial	Carácter	Forestal
Nombre	Corredor del Duero		
Superficie total (Has)	2385,68 Has.	Longitud total	26,69 km

### Términos municipales afectados

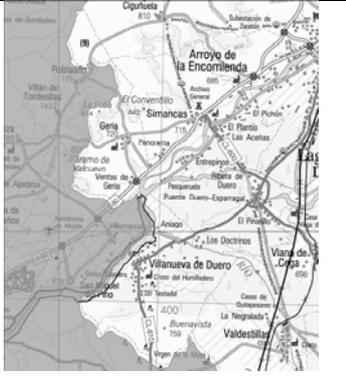
Corredor del Duero	Superficie (Has.)	
Boecillo	488,66	
La Cistèrniga	215,84	
Laguna de Duero	383,60	
Simancas	127,83	
Tudela de Duero	606,78	
Valladolid	533,24	
Viana de Cega	12,26	
Villanueva de Duero	17,72	
	2.385,94	

### Usos del suelo

Corredor del Duero	Superficie (Has.)	Corredor del Duero	Superficie (Has.)
Asentamiento Agrícola Residencial	37,60	Huertos familiares	5,67
Asociación simple	857,00	Industrias aisladas	5,07
Bosques caducifolios	187,51	Instalaciones agropecuarias	16,66
Coníferas	25,38	Matorrales	2,21
Cultivos herbáceos	940,13	Núcleo urbano	2,01
Cursos de agua	112,78	Núcleo urbano discontinuo	71,20
Ensanche	17,84	Parque urbano	5,79
Equipamiento cultural	0,51	Pastizales	46,89
Equipamiento deportivo	2,38	Red Viaria	14,86
Equipamiento educativo	2,36	Vertederos y escombreras	21,26
Explotaciones mineras	4,72	Viñedos	2,58
Ferrocarril	2,56		

**CORREDOR DEL DUERO BAJO**

Tipo de corredor	Fluvial	Carácter	Forestal
Nombre	Corredor del Duero Bajo		
Superficie total (Has)	228,72 Has.	Longitud total	7,37 km

Términos municipales afectados	Superficie (Has.)	
Geria	6,75	
Simancas	3,34	
Villanueva de Duero	218,63	
Usos del suelo		
Asociación simple	40,36	
Cultivos herbáceos	137,69	
Cursos de agua	50,66	
Instalaciones agropecuarias	0,01	
Núcleo urbano discontinuo	0,01	
Total	228,72	

**CORREDOR DEL ADAJA**

Tipo de corredor	Fluvial	Carácter	Forestal
Nombre	Corredor del Adaja		
Superficie total (Has)	776,99 Has.	Longitud total	14,37 km

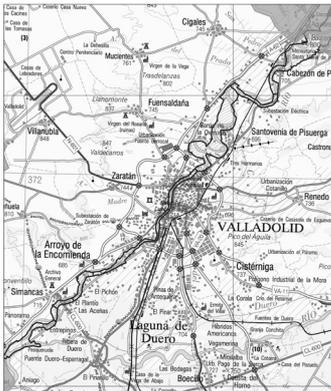
Términos municipales afectados	Superficie (Has.)	
Valdestillas	489,36	
Valladolid	31,68	
Viana de Cega	96,47	
Villanueva de Duero	159,46	
Usos del suelo		
Asentamiento Agrícola		
Residencial	2,88	
Asociación simple	580,26	
Bosques caducifolios	28,91	
Cultivos herbáceos	139,99	
Cursos de agua	1,38	
Ensanche	0,89	
Ferrocarril	1,20	
Instalaciones agropecuarias	0,34	
Núcleo urbano discontinuo	20,03	
Red Viaria	1,09	

## CORREDOR DEL PISUERGA

Tipo de corredor	Fluvial	Carácter	Forestal
Nombre	Corredor del Pisuerga		
Superficie total (Has)	1.771,99 Has.	Longitud total	37,54 km

### Términos municipales afectados

Corredor del Pisuerga	Superficie (Has.)
Arroyo	46,97
Cabezón	500,83
Cigales	29,31
Geria	3,36
Santovenia de Pisuerga	180,03
Simancas	347,24
Valladolid	664,26



The map shows the Pisuerga river flowing through the city of Valladolid and its surrounding areas. Key locations labeled include Cigales, Santovenia de Pisuerga, Simancas, and Valladolid. The river is shown as a dark line, and the surrounding area is divided into various municipalities and urban areas.

### Usos del suelo

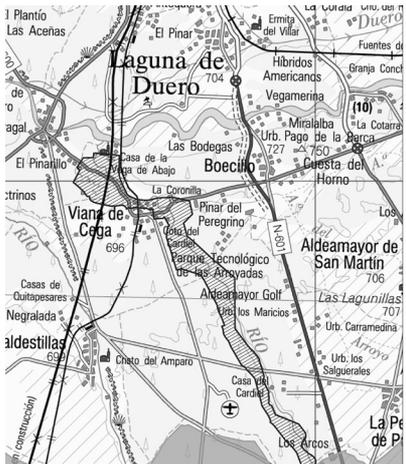
Corredor del Pisuerga	Superficie (Has.)	Corredor del Pisuerga	Superficie (Has.)
Pisuerga	1.771,99	Equipamientos	25,33
Asentamiento Agrícola Residencial	5,87	Ferrocarril	0,38
Asociación simple	225,34	Industrias aisladas	9,39
Autovía	0,01	Instalaciones agropecuarias	6,83
Bosques caducifolios	272,60	Matorrales	5,59
Camping	1,72	Núcleo urbano	0,33
Campo de golf	25,70	Núcleo urbano discontinuo	38,14
Canales	2,78	Parque urbano	33,57
Central hidroeléctrica	1,70	Pastizales	42,42
Coníferas	3,93	Playas, dunas y arenales	1,18
Cultivos herbáceos	704,58	Red Viaria	5,87
Cursos de agua	293,93	Viaducto	1,82
Ensanche	62,97		

**CORREDOR DEL CEGA**

Tipo de corredor	Fluvial	Carácter	Forestal
Nombre	Corredor del Cega		
Superficie total (Has)	945,80 Has.	Longitud total	14,62 km

**Términos municipales afectados**

Corredor del Cega	Superficie (Has.)
Boecillo	300,24
La Pedraja de Portillo	400,83
Valladolid	27,27
Viana de Cega	217,46


**Usos del suelo**

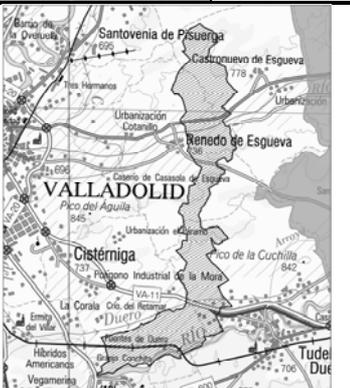
Corredor del Cega	Superficie (Has.)
Afloramientos y suelos desnudos	0,58
Asentamiento Agrícola Residencial	2,43
Asociación simple	895,89
Cultivos herbáceos	26,66
Ensanche	7,95
Equipamiento deportivo	2,99
Equipamiento educativo	2,68
Ferrocarril	3,42
Industrias aisladas	1,26
Núcleo urbano	0,00
Núcleo urbano discontinuo	0,10

Corredor del Cega	Superficie (Has.)
Polígonos industriales	0,05
Red Viaria	1,79
Afloramientos y suelos desnudos	0,58
Asentamiento Agrícola Residencial	2,43
Asociación simple	895,89
Cultivos herbáceos	26,66
Ensanche	7,95
Equipamientos	5,67
Ferrocarril	3,42
Industrias aisladas	1,26
Núcleo urbano discontinuo	0,10
Polígonos industriales	0,05
Red Viaria	1,79

**CORREDOR DE CIGALES**

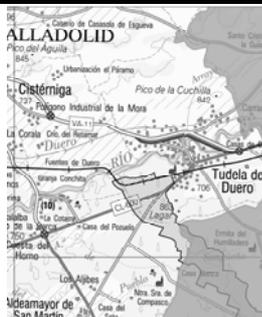
Tipo de corredor	Primario	Carácter	Forestal
Nombre	Corredor de Cigales		
Superficie total (Has)	1.923,11 Has.	Longitud total	11,44 km
<b>Términos municipales afectados</b>	Superficie (Has.)		
Cigales	814,46		
Mucientes	1.108,65		
	1.923,11		
<b>Otras especies objetivo beneficiadas</b>			
	Caducifolias		
	Coníferas		
	Monte mediterráneo		
	Matorrales		
<b>Usos del suelo</b>	Superficie	<b>Usos del suelo</b>	Superficie
Afloramientos y suelos desnudos	29,30	Instalaciones agropecuarias	4,08
Asociación simple	829,26	Mosaico irregular	3,63
Canales	0,02	Pastizales	4,73
Cultivos herbáceos	918,66	Red Viaria	8,57
Equipamiento religioso	8,07	Viñedos	112,90
Industrias aisladas	3,88		

**CORREDOR DE RENEDO**

Tipo de corredor	Primario	Carácter	Forestal
Nombre	Corredor de Renedo		
Superficie total (Has)	2.495,36 Has.	Longitud total	15,37 km
<b>Términos municipales afectados</b>	Superficie		
Cabezón	0,11		
Castronuevo de Esgueva	488,87		
Cistérniga	662,96		
Renedo	699,87		
	2.495,36		
<b>Otras especies objetivo beneficiadas</b>			
Caducifolias	Matorrales (calcícolas y gipsófilos)		
Coníferas	Mosaicos y bordes (conejo y gato montés)		
Monte mediterráneo			
<b>Usos del suelo</b>	Superficie	<b>Usos del suelo</b>	Superficie
Asentamiento Agrícola Residencial	20,61	Ferrocarril	4,79
Asociación simple	889,32	Instalaciones agropecuarias	2,06
Bosques caducifolios	6,13	Núcleo urbano discontinuo	44,19
Coníferas	2,35	Red Viaria	11,53
Cultivos herbáceos	1.437,12	Vertederos y escombreras	57,58
Cursos de agua	5,73	Viñedos	13,95

**CORREDOR DE MARINA ALTA**

Tipo de corredor	Primario	Carácter	Forestal
Nombre	Corredor de Marina Alta		
Superficie total (Has)	623,47 Has.	Longitud total	4,27 km
Términos municipales afectados		Superficie (Has.)	
Aldeamayor de San Martín		109,98	
Cistérniga		10,10	
Tudela de Duero		503,40	
Otras especies beneficiadas			
Caducifolias			
Coníferas			
Monte mediterráneo			
Usos del suelo	Superficie (Has.)	Usos de suelo	Superficie (Has.)
Asociación simple	586,73	Instalaciones agropecuarias	1,73
Cultivos herbáceos	28,29	Núcleo urbano discontinuo	0,02
Ferrocarril	3,98	Red Viaria	2,71

**CORREDOR DE CORCOS – PEÑAFLORES**

Tipo de corredor	Primario	Carácter	Forestal
Nombre	Corredor de Corcos - Peñaflores		
Superficie total (Has)	700,93 Has.	Longitud total	3,79 km
Términos municipales afectados		Superficie (Has.)	
Cigales		564,44	
Mucientes		136,49	
		700,93	
Otras especies beneficiadas			
Caducifolias			
Coníferas			
Monte mediterráneo			
Usos del suelo	Superficie (Has.)		
Asociación simple	188,58		
Cultivos herbáceos	508,57		
Matorrales	3,68		
Viveros	0,10		

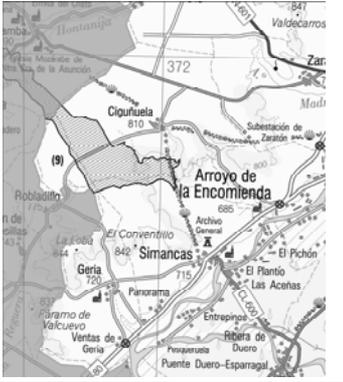


**CORREDOR DE SAN MARTÍN**

Tipo de corredor	Primario	Carácter	Forestal
Nombre	Corredor de San Martín		
Superficie total (Has)	1.137,81 Has.	Longitud total	9,26 km

Términos municipales afectados	Superficie (Has.)		
Cabezón	911,21		
Castronuevo de Esgueva	222,32		
Santovenia de Pisuerga	3,77		
	1.137,31		
Otras especies objetivo beneficiadas			
Caducifolias			
Coníferas			
Monte mediterráneo			
Usos del suelo	Superficie (Has.)	Usos del suelo	Superficie (Has.)
Asociación simple	1.102,85	Matorrales	0,98
Cultivos herbáceos	2,06	Red Viaria	0,73
Equipamientos administrativos	30,69		

**CORREDOR DE GERIA**

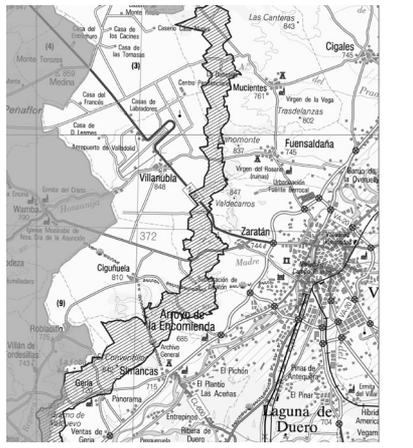
Tipo de corredor	Primario	Carácter	Forestal
Nombre	Corredor de Geria		
Superficie total (Has)	801,60 Has.	Longitud total	4,95 km
Términos municipales afectados	Superficie (Has.)		
Ciguñuela	771,82		
Simancas	25,84		
Valladolid	3,94		
	801,60		
Otras especies objetivo beneficiadas			
Caducifolias			
Coníferas			
Monte mediterráneo			
Usos del suelo		Superficie (Has.)	
Asociación simple		65,61	
Cultivos herbáceos		733,65	
Red Viaria		2,34	

**CORREDOR DE ZARATÁN**

Tipo de corredor	Primario	Carácter	Forestal
Nombre	Corredor de Cigales		
Superficie total (Has)	4.242,73 Has.	Longitud total	29,38 km

**Términos municipales afectados**

Corredor de Zaratán	Superficie (Has.)
Arroyo	229,70
Ciguñuela	173,80
Fuensaldaña	227,98
Geria	685,97
Mucientes	908,39
Simancas	958,07
Valladolid	41,31
Villanubla	322,30
Zaratán	695,19


**Otras especies objetivo beneficiadas**

Corredor de Zaratán
Caducifolias
Coníferas
Monte mediterráneo
Matorrales (calcícolas y gipsófilos)
Mosaicos y bordes (conejo y gato montés)

**Usos del suelo**

Corredor de Zaratán	Superficie (Has.)
Asociación simple	1.190,07
Autovía	26,33
Cultivos herbáceos	2.968,44
Ensanche	0,12
Instalaciones agropecuarias	0,01
Mosaico irregular	28,35
Núcleo urbano discontinuo	4,24
Pastizales	8,63
Red Viaria	11,75
Subestaciones eléctricas	4,81

**CORREDORES SECUNDARIOS****Términos municipales**

Nombre	Superficie (Has.)	Nombre	Superficie (Has.)
Corredor del Arroyo del Prado		Corredor de Santovenia	
Geria	89,35	Cabezón	9,04
Simancas	3,28	Castro nuevo de Esgueva	3,77
Corredor de Boecillo		Renedo	82,39
Aldeamayor de San Martín	187,66	Santovenia de Pisuerga	443,35
Boecillo	243,00	Valladolid	51,33
La Pedraja de Portillo	21,72	Corredor de Simancas	
Tudela de Duero	54,02	Simancas	341,91
Corredor de Cabezón de Pisuerga		Corredor de Torrelobatón	
Cabezón	718,12	Ciguñuela	0,02
Corredor de Cerro del Águila		Corredor de Valdehornos	
Cistérniga	232,47	Castro nuevo de Esgueva	537,10
Renedo	66,17	Renedo	1,74
Tudela de Duero	21,56	Corredor de Velliza	
Valladolid	164,78	Geria	5,75
Corredor de Compasco		Corredor de Viana	
Aldeamayor de San Martín	675,83	Viana de Cega	343,99
Corredor de El Reloj		Corredor de Villamrciel	
Castro nuevo de Esgueva	21,77	Geria	67,31
Renedo	182,21	Simancas	3,05
Tudela de Duero	43,61	Corredor de Villanubla	
Corredor de Esgueva		Fuensaldaña	12,73
Renedo	148,03	Valladolid	483,76
Valladolid	5,35	Villanubla	556,72
Corredor de Fuensaldaña		Corredor de Villanueva	
Fuensaldaña	442,44	Valdestillas	0,11
Mucientes	1,09	Villanueva de Duero	512,54
Valladolid	61,14	Corredor de Wamba	
Corredor de Peñaflores		Villanubla	409,24
Mucientes	130,80		
Valladolid	890,00		

## Usos del Suelo

Nombre	Superficie (Has.)	Nombre	Superficie (Has.)
Corredor de Arroyo del Prado	92,64	Corredor de El Reloj	247,59
Asociación simple	28,83	Asociación simple	52,99
Cultivos herbáceos	56,40	Cultivos herbáceos	194,59
Equipamiento deportivo	6,25	Red Viaria	0,02
Instalaciones agropecuarias	0,02	Corredor de Esgueva	153,38
Red Viaria	1,14	Asentamiento Agrícola Residencial	1,21
Corredor de Boecillo	506,40	Asociación simple	5,83
Asociación simple	449,53	Cultivos herbáceos	133,68
Cultivos herbáceos	50,90	Ensanche	0,09
Núcleo urbano discontinuo	0,08	Industrias aisladas	1,38
Polígonos industriales	0,35	Núcleo urbano discontinuo	0,37
Red Viaria	3,33	Parque urbano	8,05
Viñedos	2,20	Red Viaria	2,78
Corredor de Cabezón de Pisuerga	718,12	Corredor de Fuensaldaña	504,68
Asociación simple	542,78	Asociación simple	243,76
Cultivos herbáceos	175,34	Bosques caducifolios	0,04
Corredor de Cerro del Águila	484,99	Canales	0,96
Asociación simple	209,56	Cultivos herbáceos	245,87
Coníferas	4,73	Industrias aisladas	2,76
Cultivos herbáceos	241,77	Núcleo urbano discontinuo	0,42
Matorrales	3,04	Polígonos industriales sin ordenar	1,16
Núcleo urbano discontinuo	0,20	Red Viaria	6,32
Pastizales	25,06	Viñedos	3,40
Red Viaria	0,62	Corredor de Peñafior	1.020,80
Corredor de Compasco	675,83	Asociación simple	136,95
Asociación simple	466,80	Autovía	6,99
Cultivos herbáceos	193,58	Cultivos herbáceos	870,17
Explotaciones mineras	11,76	Dehesas	5,58
Instalaciones agropecuarias	0,08	Red Viaria	1,11
Red Viaria	3,61		

Nombre	Superficie (Has.)	Nombre	Superficie (Has.)
Corredor de Santovenia	589,89	Corredor de Villamarciel	70,37
Asociación simple	424,26	Asentamiento Agrícola Residencial	1,59
Autovía	19,30	Asociación simple	6,16
Bosques caducifolios	1,28	Cultivos herbáceos	55,30
Cultivos herbáceos	125,38	Mosaico irregular	4,74
Equipamientos administrativos	17,59	Núcleo urbano discontinuo	1,58
Ferrocarril	1,39	Red Viaria	1,00
Polígonos industriales	0,02	Corredor de Villanubla	1.053,22
Red Viaria	0,68	Aeropuerto	0,00
Corredor de Simancas	341,91	Asociación simple	34,24
Asociación simple	82,68	Autovía	54,00
Cultivos herbáceos	239,15	Cultivos herbáceos	957,69
Ensanche	2,56	Instalaciones agropecuarias	1,08
Industrias aisladas	0,01	Pastizales	3,95
Núcleo urbano discontinuo	4,75	Red Viaria	2,26
Parque urbano	0,07	Corredor de Villanueva	512,64
Pastizales	5,86	Asociación simple	369,69
Red Viaria	6,83	Cultivos herbáceos	95,49
Corredor de Torrelobatón	0,02	Explotaciones mineras	6,75
Cultivos herbáceos	0,02	Industrias aisladas	0,22
Corredor de Valdehornos	538,84	Pastizales	3,75
Asociación simple	144,54	Red Viaria	0,78
Cultivos herbáceos	389,79	Viñedos	35,96
Pastizales	3,58	Corredor de Wamba	409,24
Red Viaria	0,93	Asociación simple	14,26
Corredor de Velliza	5,75	Autovía	2,45
Asociación simple	1,47	Cultivos herbáceos	385,74
Cultivos herbáceos	4,29	Núcleo urbano discontinuo	4,92
Corredor de Viana	343,99	Pastizales	0,65
Asociación simple	299,69	Red Viaria	1,22
Cultivos herbáceos	36,68	Total general	8.270,29
Ensanche	2,19		
Ferrocarril	1,34		
Instalaciones agropecuarias	2,70		
Núcleo urbano discontinuo	0,56		
Red Viaria	0,83		

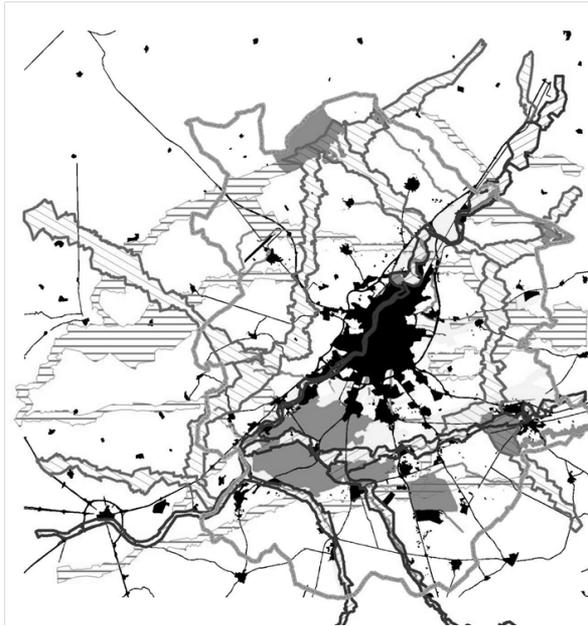


Fig. 6.40. La propuesta de corredores ecológicos superpuesta al modelo de protección de las DOTVAENT: ASVE y APHA.

Fuente: elaboración propia.

Esta figura compila el conjunto de corredores desarrollados para el área urbana de Valladolid recogidos en las diferentes tramas: fluviales, primarios y secundarios. Las áreas protegidas de las DOTVAENT se muestran por debajo, destacando la coherencia espacial del modelo.

### 6.18. Referencias y bibliografía del capítulo sexto

- AHERN, Jack (2004): "Theories, methods and strategies for sustainable landscape planning", en TRESS, B.; TRESS, G.; FRY, G. & OPDAM, P. —eds.- *Proceedings of the Frontis Workshop From Landscape Research to Landscape Planning: Aspects of Integration, Education and Application*. Wageningen.
- BEIER, M. & JENNESS (2007): *Conceptual steps for designing wildlife corridors*, disponible en <http://corridordesign.org>.
- BEIER, P.; MAJKA, D.R. & SPENCER, W.D. (2008): "Forks in the road: choices in procedures for designing wildland linkages" en *Conservation Biology*, nº 22(4), pp. 836-851.
- BENNET, G. (1991): *ECONET, Towards a European Ecological Network Institute for European Environmental Policy*. Arnhem.
- BENNETT & WIT (2001): *The Development and Application of Ecological Networks. A Review of Proposals, Plans and Programmes*. IUCN.
- BENNETT, A. F. (1999): *Linkages in the Landscape. The role of corridors and connectivity in wildlife conservation*. IUCN, Gland.
- BENNETT, G. (2004): *Integrating biodiversity conservation and sustainable use: lessons learned from ecological networks*. IUCN Commission on Ecosystem Management & Syzygy.
- BERNAT REBOLLAL, M. y PÉREZ-GONZÁLEZ, A. (2005): "Campos de dunas y mantos eólicos de Tierra de Pinares (sureste de la cuenca del Duero, España)" en *Boletín Geológico y Minero*, núm. 116 (1), pp. 23-38.

- BONNIN, M.; BRUSZIK, A.; DELBAERE, B.; LETHIER, H.; RICHARD, D.; RIENTJES, S.; VAN UDEN, G. & TERRY, A. (2007): "The Pan-European Ecological Network: taking stock", en *Nature and Environment*, nº 146.
- BRAINERD, S.M., KASTDALEN, L. & SEILER, A. —eds.— (2007): *Habitat modelling - A tool for managing landscapes?: Report from a workshop held in Sunnersta, Sweden, 14-17 February 2006*.
- BREUSTE, J.; KOZOVÁ, M. & FINKA, M. (2009): *European IALE Conference European Landscapes in transformation. Challenges for landscape ecology and management*. Salzburg.
- BRUINDERINK, G. G.; VANDERSLUIJ, T.; LAMMERTSMA, D.; OPDAM, P., & POUWELS, R. (2003): "Designing a coherent ecological network for large mammals in northwestern Europe" en *Conservation Biology*, nº 17, pp. 549–557.
- CAGNIN, M.; ALOISE, G.; FIORE, F.; ORIOLO, V. & WAUTERS, L. A. (2000): "Habitat use and population density of the red squirrel, *Sciurus vulgaris meridionalis*, in the Sila Grande mountain range (Calabria, South Italy)" en *Italian Journal of Zoology*, nº 67(1), pp. 81-87.
- CASSADY ST. CLAIR, Colleen; TREMBLAY, Marie; GAINER, Forrest; CLARK, Michael; MURRAY, Maureen & CEMBROWSKI, Adam (2010): *Urban Biodiversity: Why it matters and how to protect it: Public discussion paper prepared for the City of Edmonton*. Department of Biological Sciences, University of Alberta May.
- CHASE, J. M. & LEIBOLD, M. A. (2003): *Ecological Niches: Linking Classical and Contemporary Approaches*. The University of Chicago Press, Chicago.
- CIFGB (1995): *Hacia una red ecológica de conservación en la Comunidad de Madrid*. Centro de Investigaciones Fernando González Bernáldez, Madrid.
- CUSHMAN, S. A. (2006): "Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus" en *Biological Conservation*, nº 128, pp. 231-240.
- DE LUCIO, J. V.; RAMÍREZ, L.; SASTRE, P.; MARTÍNEZ, R.; CUEVAS, J. A.; ALCAIDE, T. & FERNÁNDEZ, L. (1997): *Metodología para el apoyo a la toma de decisiones en la selección de zonas especiales de conservación (Natura 2000. Unión Europea) en la Comunidad de Madrid*. CIFGB.
- DEARBORN, D. C. & KARK, S. (2010): "Motivations for conservation of urban biodiversity" en *Conservation Biology*, nº 24, pp. 432-440.
- DÍAZ PINEDA, F.; (2003): *Caminos físicos y rutas biológicas en las vías pecuarias del Reino de España: un patrimonio natural y cultural europeo*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- FARINA, Almo (2008): "The landscape as a semiotic interface between organisms and resources" en *Journal of Biosemiotics*, nº 1.
- FERREIRA, A. F.; GUERREIRO, M.; ÁLVARES, F. & PETRUCCI-FONSECA, F. (2001): "Distribución y aspectos ecológicos de *Sciurus vulgaris* en Portugal" en *Galemys*, nº 13 (núm. especial), 111.
- FORMAN, Richard T. & GODRON, Michael (1986): *Landscape Ecology*. Wiley & Sons, Nueva York.
- FORMAN, Richard T. (1995): *Lands Mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press.
- GARCÍA, F. J. (2004): "El gato montés (*Felis silvestris* Schreber, 1775)" en *Galemys*, nº 16 (1), pp. 1-14.
- GUERRA VELASCO, Juan Carlos (1996): "Paisaje vegetal de los páramos calcáreos del centro de la cuenca sedimentaria del Duero. Los Montes de Torozos" en *Polígonos*, nº 6, pp. 93-118.

- GUISAN, A. & ZIMMERMANN, N.E. (2000): "Predictive habitat distribution models in ecology" en *Ecol. Model.*, nº 135, pp. 147–186.
- GURRUTXAGA, M. (2004): *Conectividad ecológica del territorio*. Departamento de Agricultura y Pesca, Gobierno Vasco, Vitoria.
- GURRUTXAGA, M. (2005): *Red de corredores ecológicos de la Comunidad Autónoma de Euskadi*. Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio del Gobierno Vasco.
- GURRUTXAGA, M. & LOZANO, P. J. (2008): "Evidencias sobre la eficacia de los corredores ecológicos" en *Observatorio Medioambiental*, Vol. 11, pp. 171-183.
- GURRUTXAGA, M.; LOZANO, P. J. & DEL BARRIO, G. (2010): "SIG-based approach for incorporating the connectivity of ecological networks into regional planning" en *Journal for Nature Conservation*, Vol. 18, Issue 4 (dic-2010), pp. 318–326.
- GURRUTXAGA, M.; DE FRANCISCO, M. & ARANBURU, A. (2006): "Red de corredores ecológicos de la Comunidad Autónoma del País Vasco", en *XVI Congreso de Estudios Vascos*, San Sebastián.
- HERNÁNDEZ, A. (1999): "Emplazamiento de nidos de ardilla roja *Sciurus vulgaris* en melojares y setos arbolados del Valle del río Torío (León, NO. de España)" en *Galemys*, nº 11 (2).
- HERRERA CALVO Pedro María; SANTOS y GANGES Luis; CEBALLOS AYUSO, Miguel Ángel & PARRILLA DOMÍNGUEZ, Orlando (2005): "Un modelo de protección del sistema ecológico local para aplicar en las directrices de ordenación territorial de ámbito subregional", en *Nuevos retos de la ordenación del medio natural*, Universidad de León, Ponferrada.
- HERRERA CALVO, Pedro María (2008): "Infraestructuras de soporte de la Biodiversidad" en *Ciudades*, nº 11, pp. 167-188.
- HERRERA CALVO, P. & SANTOS Y GANGES, L. (2008): "A model to improve ecological connectivity and biodiversity protection in land planning: application to regional scale in some Guidelines of Territorial Arrangement in Castilla y León (Spain)", en *Environment Workshops 2008: habitat fragmentation and cultural landscapes: the role of connectivity and biological corridors*, Universidad Internacional de Andalucía.
- HIGUCHI, T. (1988): *The visual and spatial structure of landscapes*. Cambridge.
- HIRZEL, A. H. & LE LAY, G. (2008): "Habitat suitability modelling and niche theory" en *Journal of Applied Ecology*, Vol. 45, pp. 1372–1381. doi: 10.1111/j.1365-2664.2008.01524.x.
- JONGMAN, R. H. & KAMPHORST, D. (2002): "Ecological corridors in land use planning and development policies" en *Nature and Environment*, nº 125.
- LEVINS, R. (1969): "Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control" en *Bulletin of the Entomological Society of America*, nº 15, pp. 237–240.
- LOZANO, J.; VIRGO, E.; MALO, A. F.; HUERTAS, D. L. & CASANOVAS, J. G. (2003): "Importance of scrub–pastureland mosaics for wildliving cats occurrence in a Mediterranean area: implications for the conservation of the wildcat (*Felis silvestris*)" en *Biodiversity and Conservation*, nº 12, pp. 921–935.
- MAJKA, D.; JENNESS J. & BEIER, P. (2007): *CorridorDesigner: ArcGIS tools for designing and evaluating corridors*, disponible en <http://corridordesign.org>.
- MALLARCH, J. M. & MARULL, J. (2006): "Impact assessment of ecological connectivity at the regional level: recent developments in the Barcelona Metropolitan Area" en *Impact assessment and project appraisal*, nº 24(2), pp. 127-137.
- MARTÍNEZ-SOLANO, I. (2006): "Atlas de distribución y estado de conservación de los anfibios de la comunidad de Madrid" en *Graellsia*, 62 (nº extraordinario), pp. 253-291.

- McEUEEN, A. (1993): "The wildlife corridor controversy: a review" en *Endangered Species Update*, nº10, pp. 1-7.
- MENDOZA, J. L. (2008): *Ecología del gato montés (Felis silvestris) y su relación con el conejo de monte (Oryctolagus cuniculus)*. Tesis Doctoral, Universidad Complutense de Madrid.
- MERINO, J. y MILLÁN, J. A. (2011): "Importancia de las vías pecuarias como corredores ecológicos" en *CONAMA 10*. Madrid.
- MILLS, L. S.; SOULE, M. E. & DOAK, D. F. (1993): "The Keystone-Species Concept in Ecology and Conservation" en *BioScience*, Vol. 43(4), pp. 219-224.
- MUNROE, D. K.; CROISSANT, C. & YORK, A. M. (2005): "Land use policy and landscape fragmentation in an urbanizing region: Assessing the impact of zoning" en *Jour. Of Applied Geography*, Vol. 25, Is. 2, pp. 121-141.
- NOSS, R. F. & DALY, K. M. (2006): "Incorporating connectivity into broad-scale conservation planning", en CROOKS, K. & SANJAYAN, M. —eds.- *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 587-619.
- OBSERVATORIO DE LA SOSTENIBILIDAD EN ESPAÑA (2006): *Cambios de ocupación del suelo en España*. OSE y Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- OPDAM, P. (2001): "Assessing the conservation potential of habitat networks", en GUTZWILLER, K. J. —ed.- *Concepts and application of landscape ecology in biological conservation*. Springer Verlag, Nueva York, pp. 381-404.
- OPDAM, P.; STEINGRÖVER, E. & VAN ROOIJ, S. (2006): "Ecological networks: a spatial concept for multi-actor planning of sustainable landscapes" en *Landscape and Urban Planning*, Vol. 75, pp. 322-332.
- PEARCE, J. L. & BOYCE, M. S. (2006): "Modelling distribution and abundance with presence-only data" en *J. Appl. Ecol.*, nº 43, pp. 405-412.
- POIANI, K. (2000): "Biodiversity Conservation at Multiple Scales: Functional Sites, Landscapes and Networks" en *BioScience*, Feb. 2000.
- PRIMACK, R.B. (2002): *Essentials of conservation biology*. Sinauer Associates, Sunderland.
- DE LAS RIVAS SANZ, J. L. —coord.- (1998): *Avance DOTVAENT: Directrices de Ordenación Territorial de Valladolid y Entorno*. Junta de Castilla y León.
- RODOMAN, B. B. (1974): *Polijarzacija landsafta kak sredstvo sochraenija biosfery i rekreacionnych resursov. Resurcy, screda, raselenije*. Nauka, Moscú.
- RODRÍGUEZ GONZÁLEZ, J.; DEL BARRIO, G. & DUGUY, B. (2008): "Assessing functional landscape connectivity for disturbance propagation on regional scales: A cost-surface model approach applied to surface fire spread" en *Ecological Modelling*, nº 211, pp. 121-141.
- SANTOS, T. y TELLERÍA, J. L. (1998): *Efectos de la fragmentación de los bosques sobre los vertebrados de las mesetas ibéricas*. MIMA, Madrid.
- SANTOS, T. y TELLERÍA, J. L. (2006): "Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies" en *Ecosistemas*, nº 15 (2), pp. 3-12.
- SUNYER, C. & MANTEIGA, L. (2007): "Spatial planning and ecological networks in Spain. ECNC", en *Spatial planning and ecological networks in Europe*. Tilburg.
- TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K. & MERRIAM, G. (1993): "Connectivity is a vital element of landscape structure" en *Oikos*, nº 68, pp. 571-573.
- VAN DER SLUIS, T.; BLOEMMEN, M. & BOUWMA I. M. (2004): *European corridors: Strategies for corridor development for target species*. Alterra (Wageningen).
- VERBOOM, B. & VAN APELDOORN, R. (1990): "Effects of habitat fragmentation on the red squirrel, *Sciurus vulgaris* L." en *Landscape Ecology*, vol. 4, nos. 2/3 pp. 171-176
- ZONNEVELD, Isaac (1994): *Landscape ecology and ecological networks*. Ámsterdam.

# 7.

## CONECTIVIDAD ECOLÓGICA E INFRAESTRUCTURAS LINEALES: EL CASO HISTÓRICO DEL PARQUE NATURAL DE DESPEÑAPERROS

Carlos IGLESIAS MERCHÁN

*Environmental Studies Consultants (ESC), profesor asociado del Departamento de Proyectos y Planificación Rural (Universidad Politécnica de Madrid)*

Emilio DÍAZ VARELA

*Universidad de Santiago de Compostela, Ingeniería Agroforestal*

Joaquín CUENCA LOZANO

*Licenciado en Ciencias Ambientales, Vocal de ECOPAS*

### RESUMEN

La peculiaridad de las características geomorfológicas y ecológicas de Despeñaperros, junto con su ubicación entre dos ámbitos territoriales diferentes, lo convierten en un interesante objeto de análisis en el ámbito de la conectividad ecológica. Este trabajo aborda dicho análisis comenzando con una revisión de las principales actuaciones antrópicas realizadas en Despeñaperros, incluyendo el componente cultural y perceptual del paisaje, de forma integrada con su función conectiva. La revisión abarca las repoblaciones forestales de los años sesenta y las figuras de protección ambiental orientadas a la conservación de la naturaleza, y cómo estas confluyen con la construcción de las infraestructuras de transporte para las que se considera una doble función como flujo de personas y mercancías, y el acceso visual a un paisaje de singular belleza.

Por otra parte, se realiza un análisis espacialmente explícito de la conectividad global, basado en teoría de grafos, a través de escenarios de cambio global de la matriz homogénea del paisaje para tres diferentes períodos temporales. Los resultados invitan a reflexionar sobre la conveniencia de asentar una cultura de la planificación y coordinación efectiva entre administraciones, buscando la compatibilidad entre objetivos de gestión y la adecuación a cada escala de trabajo temporal y espacial.

**Palabras clave:** conectividad ecológica, Despeñaperros, fragmentación de hábitats, lince ibérico, infraestructuras de transporte, ecología del paisaje, conservación.

# 7.

## ECOLOGICAL CONNECTIVITY AND LINEAR INFRASTRUCTURES: THE HISTORIC CASE OF NATURAL PARK OF DESPEÑAPERROS (SPAIN)

Carlos IGLESIAS MERCHÁN

*Environmental Studies Consultants (ESC), profesor asociado del Departamento de Proyectos y Planificación Rural (Universidad Politécnica de Madrid)*

Emilio DÍAZ VARELA

*Universidad de Santiago de Compostela, Ingeniería Agroforestal*

Joaquín CUENCA LOZANO

*Licenciado en Ciencias Ambientales, Vocal de ECOPAS*

### ABSTRACT

The exceptional geomorphological and ecological characteristics in Despeñaperros, together with its location among two different territorial units, make it an interesting study case in the field of ecological connectivity. This chapter starts such study with a review of the main historical anthropogenic activities, including cultural and perceptual components of landscape, integrating its connective function. The review covers the forest plantations of the sixties and the environmental protection figures aimed for nature conservation and explains how those figures converge with the construction of transport infrastructures, for which the dual function of people and goods flow, and visual access to a landscape of unique beauty, is considered.

In addition, a spatially explicit global connectivity analysis based on graph theory is presented, considering landscape scenarios of global change in the homogeneous matrix for three different time periods. The results invite to reflect on the convenience of the establishment of coordination measures among effective planning and administration bodies, seeking the compatibility between different management targets and its suitability at each time and space working scale.

**Keywords:** ecological connectivity, Despeñaperros, habitats fragmentation, Iberian lynx, transport infrastructures, landscape ecology, conservation.

La capacidad de disciplinas como la Ecología del Paisaje para integrar diferentes elementos teóricos y aplicados dentro de una visión holística, unida a su vocación transdisciplinar, permite una aproximación a la vez estructural y funcional a la resolución de problemas ambientales o, al menos, en la toma de decisiones.

Desde que a finales de la década de 1930, el geógrafo alemán Carl Troll definiera la Ecología del Paisaje como una ciencia que estudia las relaciones existentes entre las comunidades de seres vivos y las condiciones ambientales de un paisaje, el progresivo desarrollo de teorías complementarias, enfoques y nuevas definiciones hacen que esta ciencia trate de integrar al máximo su dinámica complejidad (Vila *et al.*, 2006). Estos mismos autores, nos explican que la visión e interpretación del paisaje desarrollada desde la Ecología del Paisaje se fundamenta en una aproximación de carácter estructural-morfológica y a la vez funcional. No es objeto de este capítulo sintetizar la teoría de la Ecología del Paisaje, sobre la que existe abundante y buena bibliografía, pero sí se aproxima mediante el análisis de un caso singular a la aplicación de estos enfoques y metodologías, que permiten incorporar a la toma de decisiones criterios y conceptos de sostenibilidad, a partir del análisis transdisciplinar de la estructura y funcionalidad de un territorio y de los cambios introducidos por las actuaciones analizadas, sin necesidad de abandonar los objetivos de las mismas. La observación de la dinámica de un paisaje desvela la compleja relación entre su gestión, ordenación e incluso protección, sobre todo cuando necesariamente debe persistir la acción humana como agente modelador.

Desde los inicios de esta disciplina, la cartografía ha sido el útil básico de trabajo y, conforme se generaliza el empleo de nuevas tecnologías, diversos índices permiten cuantificar las consecuencias de las actuaciones humanas sobre la estructura y funcionalidad de los paisajes, pudiéndose incorporar con relativa comodidad a la evaluación ambiental de proyectos o las propias estrategias de conservación de la naturaleza. En este sentido, uno de los problemas ambientales más acuciantes del momento actual es la pérdida de biodiversidad, si bien su causa es multifactorial, con frecuencia se destacan los cambios en los usos del suelo y la fragmentación de hábitats como dos de los factores más importantes. Tanto la transformación de los usos del suelo como la fragmentación de hábitats implican alteraciones en la estructura y, quizás, funcionalidad del paisaje pero, con seguridad, en su percepción y puede que también en su valor cultural, cuando posee esta última consideración. Por otro lado, en la frontera entre la ordenación del territorio y la Ecología del Paisaje, la conservación y mejora de estructuras funcionales del paisaje se concibe como una herramienta adecuada para reducir o corregir la pérdida de biodiversidad (Dauber *et al.*, 2003) y es aquí cuando las métricas relacionadas con los aspectos funcionales pueden aplicarse, por ejemplo, al análisis de la dinámica de los cambios acontecidos en el paisaje, con carácter de diagnóstico o incluso predictivo en la simulación de los efectos de futuras actividades a evaluar.

En este capítulo se hace una aproximación paradójica a un espacio natural protegido de cierta relevancia y singularidad, tanto paisajística como histórica, mediante el repaso a determinadas acciones humanas llevadas a cabo durante medio siglo dentro y fuera del Parque Natural de Despeñaperros, que invitan a reflexionar sobre la conveniencia de asentar una cultura de la planificación y coordinación efectiva entre administraciones, en búsqueda de la compatibilidad de objetivos y adecuación a cada escala de trabajo temporal y espacial. Dicho recorrido abarca las repoblaciones forestales de los años sesenta, las actuaciones de conservación de la naturaleza o, al menos, la confluencia de figuras de protección ambiental establecidas con tales objetivos y, por supuesto, la construcción de las

infraestructuras de transporte que durante todos estos años han permitido, no sólo el flujo de personas y mercancías a través de un paso histórico sino también la contemplación de un paisaje de singular belleza. Gómez Villarino (2010) remarca la diferencia entre los enfoques estético y racionalista a la hora de abordar los estudios del paisaje. El racionalista, de carácter práctico y orientado hacia la acción, permite el análisis y diagnóstico en distintas situaciones que deberían ser integradas, por ejemplo, a nivel de planes.

Respecto a la transdisciplinariedad e interdisciplinariedad, conviene remarcar que implican un nivel de integración de profesionales que, por lo general, no es fácil de encontrar en la actualidad, por encima de la denominada multidisciplinariedad, más frecuente, en la que diferentes disciplinas se hacen coincidir con mínima interacción y colaboración. Como afirma Ahern (2006), transdisciplinariedad e interdisciplinariedad constituyen una manera de trabajar básica para aproximarnos hacia la tan deseada planificación sostenible. La dificultad inherente y extensión que requiere un estudio completo del paisaje en cada caso, queda de manifiesto en la siguiente figura de Ahern al comprender que el análisis cuantitativo esbozado en las próximas páginas, tan sólo supone la consideración de varios escenarios para un criterio concreto de compatibilidad y conflicto respecto de un factor biótico, dentro de la descripción somera de un complejo marco general constituido por la interacción entre aspectos bióticos, abióticos, culturales y antrópicos a lo largo de un período histórico de aproximadamente 50 años de duración.



Fig. 7.1. Marco metodológico para la planificación ecológica sostenible del paisaje.

Fuente: Ahern, 2006.

## 7.1. El Parque Natural de Despeñaperros

El Parque Natural de Despeñaperros se localiza al norte de la provincia de Jaén, en el límite provincial con Ciudad Real, y está completamente incluido en un solo término municipal, Santa Elena, del que ocupa aproximadamente el 50% de su superficie. Fue declarado parque natural mediante su inclusión en la Ley 2/1989, de la Junta de Andalucía<sup>46</sup>, por la que se aprobó el inventario de Espacios Naturales Protegidos de esta comunidad autónoma. Se trata del parque natural más pequeño de Andalucía, su extensión es ligeramente superior a 7500 hectáreas pero sus singularidades le hacen merecedor de otras figuras de protección. Despeñaperros forma parte de la Red Natura 2000, como Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) y Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA), y además es Monumento Natural.

No obstante, como bien señalan Sánchez Martínez y Araque Jiménez (2005), con un apreciable retraso y en clara contradicción con los mandatos legales, no dispuso de un Plan de Ordenación de los Recursos Naturales (PORN) y un Plan Rector de Uso y Gestión (PRUG) hasta el año 1994<sup>47</sup>. Sus objetivos específicos se centraron en las razones naturalísticas (sobre todo faunísticas) que justificaban su declaración y en los retos que planteaba su conservación. Estos documentos fueron revisados y actualizados en el año 2004<sup>48</sup>, cuya vigencia ha sido prorrogada en 2012<sup>49</sup>, y los mismos autores señalan como hechos novedosos la zonificación del parque en función de sus usos y restricciones y que, entre su objetivos, se presta mayor atención a las consideraciones de carácter socioeconómico, en el marco de planteamientos de sostenibilidad. Más recientemente, en 2006<sup>50</sup>, se aprobó el Plan de Desarrollo Sostenible (PDS) del P.N. Despeñaperros, en cuyo considerando se contempla la idea de aparejar el concepto de conservación al fomento de la riqueza económica, de forma que el aprovechamiento ordenado de los recursos naturales redunde en beneficio de su área de influencia socioeconómica.

---

46 Ley 2/1989, de 18 de julio, por la que se aprueba el inventario de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía y se establecen medidas adicionales para su protección, «Boletín Oficial de la Junta de Andalucía» núm. 60, del 26 de julio de 1989.

47 Decreto 107/1994, de 10 de mayo, por el que se aprueba el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales y el Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Natural de Despeñaperros, «Boletín Oficial de la Junta de Andalucía» núm. 109, de 16 de julio de 1994, pp. 8041-8069.

48 Decreto 56/2004, de 17 de febrero, por el que se aprueba el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales y el Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Natural Despeñaperros, «Boletín Oficial de la Junta de Andalucía» núm. 78, de 22 de abril de 2004.

49 Orden de 9 de marzo de 2012 por la que se prorroga la vigencia de los Planes Rectores de Uso y Gestión de los Parques Naturales Despeñaperros, S<sup>a</sup> Mágina, Bahía de Cádiz, S<sup>a</sup> Norte de Sevilla, Los Alcornocales, S<sup>a</sup> de Huétor y S<sup>a</sup> de Baza, «Boletín Oficial de la Junta de Andalucía» núm. 63, de 30 de marzo de 2012.

50 Decreto 198/2006, de 7 de noviembre, por el que se aprueba el Plan de Desarrollo Sostenible del Parque Natural de Despeñaperros, «Boletín Oficial de la Junta de Andalucía» núm. 229, del 27 de noviembre de 2006.

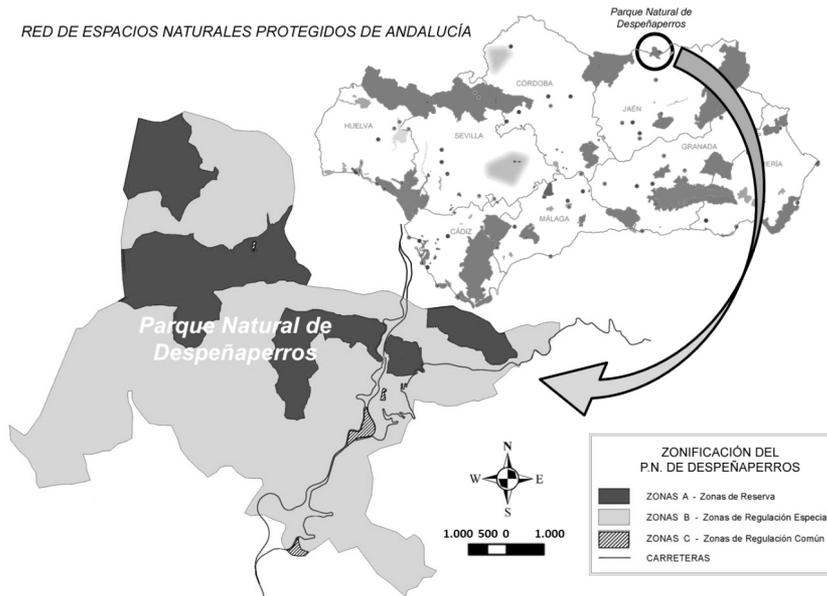


Fig. 7.2. Esquema de la zonificación del Parque Natural de Despeñaperros.

Fuente: elaboración propia.

La situación de Despeñaperros coincide con la zona centro-ibérica del macizo Ibérico o Hercínico, donde el desfiladero excavado por la acción erosiva del río Despeñaperros, unida a la existencia de una falla transversal, dan lugar a un paso natural entre la Meseta Castellana y Andalucía que ha sido utilizado por el hombre desde tiempos inmemoriales. Se ha constatado la presencia humana en este entorno desde la Prehistoria, como evidencian pinturas rupestres descubiertas en el interior del Parque y otros hallazgos arqueológicos y, todavía hoy en día, es posible encontrarse restos de distintas culturas o incluso de episodios históricos como la batalla de Las Navas de Tolosa. De la época romana también existe una antigua calzada empedrada, que los visitantes pueden recorrer por el denominado Sendero del Empedraillo. Pese a estar habitado desde antiguo, la población de Santa Elena se mantuvo en torno a los 2.000 habitantes durante la primera mitad del siglo XX (con un incremento puntual próximo a los 3.000 habitantes en los años 20), y ha descendido en torno a los 1.000 habitantes en la segunda mitad del siglo XX y principios del XXI.

El interés geológico de este enclave ha propiciado la declaración del Monumento Natural de “Los Órganos”, mediante el Decreto 226/2001<sup>51</sup> de la Junta de Andalucía, denominado así por su similitud con los tubos de un inmenso órgano. Su forma se debe a la erosión diferencial de las cuarcitas, más resistentes y dispuestas verticalmente entre el resto de rocas más blandas. Algo más al sur de Los Órganos, el Salto del Fraile constituye otro ejemplo de este tipo de formaciones.

51 Decreto 226/2001, de 2 de octubre, por el que se declaran determinados Monumentos Naturales de Andalucía, «Boletín Oficial de la Junta de Andalucía» núm. 135, del 22 de noviembre de 2001.

La orografía propicia la existencia de singulares condiciones térmicas y de precipitaciones, dentro de un régimen general que es irregular y una red fluvial intermitente. A pesar de la reducida extensión de este espacio, también es posible encontrar notables diferencias en factores como la altitud, que oscila entre los 500 y 1250 m en sus valores extremos de unas zonas a otras. Su posición geográfica y los anteriores factores condicionan el clima de la zona, que se define como mediterráneo de tipo templado y, por todo ello, unido a unos suelos de carácter predominantemente silíceo. Según el Mapa de Series de Vegetación de España (Rivas-Martínez, 1987), la vegetación potencial de la zona se corresponde con las de las series luso-extremadurenses silicícolas de los pisos supra y meso-mediterráneos del roble melojo, del alcornoque y de la encina. En concreto son las series: *Sorbus torminalis-Querceto pyrenaicae sigmetum*, y las mesomediterráneas; *Sanguisorbo agrimonoidis-Querceto suberis sigmetum* y *Pyro bourgaena-Querceto rotunifoliae sigmetum*. Sin embargo, las formaciones más abundantes del parque son las masas de coníferas, entre las que destacan las superficies aterrizadas de las repoblaciones efectuadas en los años sesenta del siglo pasado, algunas con empleo de cupresáceas. No obstante, la inclusión de Despeñaperros en la lista LIC de la región Mediterránea (DOUE, 2011) y su declaración como ZEPA (2003) ofrece una clara idea de su singularidad desde el punto de vista de la fauna silvestre y de su vegetación natural. En este sentido sobresale la existencia de formaciones boscosas mediterráneas y, del total de especies faunísticas citadas en el PORN destacan, por su delicado estado de conservación según diferentes organismos, especies tan llamativas como el lince (*Lynx pardinus*), lobo (*Canis lupus*), águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*), calandino (*Squalius alburnoides*), galápago europeo (*Emys orbicularis*), víbora hocicuda (*Vipera latasti*), águila real (*Aquila chrysaetos*), águila azor-perdicera (*Hieraetus fasciatus*), halcón peregrino (*Falco peregrinus*), tórtola europea (*Streptopelia turtur*) o nutria (*Lutra lutra*). Por otro lado, la conservación del lugar se compatibiliza con el aprovechamiento cinegético de varias especies de caza mayor y menor y de pelo y pluma, entre las que el PORN recoge ungulados como el ciervo (*Cervus elaphus*), corzo (*Capreolus capreolus*) y jabalí (*Sus scrofa*), u otras especies como la perdiz (*Alectoris rufa*) y el conejo (*Oryctolagus cuniculus*), a su vez presas de algunas de las especies más relevantes desde el punto de vista de la conservación del lugar. Respecto a los factores de amenaza para la conservación de esta fauna, en el mismo PORN se recoge una mención expresa al efecto barrera de las infraestructuras lineales. Además se puntualiza la mayor incidencia del ferrocarril sobre el número de atropellos sobre la autovía A-4 a su paso por Despeñaperros.

Respecto al paisaje de Despeñaperros, éste queda fuertemente marcado por la orografía, a la que se superpone un mosaico de diferentes tipos de manchas de vegetación como consecuencia de una sucesión de actuaciones humanas. Estas confieren asimismo al paisaje visual un gradiente geométrico desde las zonas más externas hacia el interior del desfiladero. Así, desde Santa Elena, se suceden los patrones geométricamente regulares impuestos por la actividad agraria y las masas arbóreas adhesionadas. A dicha regularidad progresivamente le toma el relevo un patrón de líneas horizontales, derivado de los aterramientos asociados a las diversas repoblaciones forestales, todavía visible especialmente en aquellas áreas en las que la actuación no ha sido totalmente exitosa. Este patrón se ve en muchos casos desdibujado por vegetación más reciente, que establece diferentes texturas y tamaños de grano tanto en forma como en color, al combinarse el jaral con la regeneración natural de especies autóctonas (encina, melojo), o con la naturalización de especies introducidas en plantaciones estéticas (cipreses, pino

piñonero). El dominio de las geometrías verticales en el desfiladero propiamente dicho impone pautas similares a la vegetación existente, estableciendo patrones más sinuosos que se ensanchan en masas amplias en algunas laderas, descendiendo con diferentes texturas cromáticas hasta el curso del río.

Esta variabilidad dota de una cierta heterogeneidad interna a la zona de Despeñaperros, que se identifica habitualmente como una unidad paisajística definida. En el mapa de los paisajes de Andalucía (Moreira *et al.*, 2005) se define como un ámbito paisajístico específico dentro de las áreas paisajísticas definidas como serranías de montaña media, aproximadamente coincidente con la unidad “Sierras y valles de Sierra Morena” del «Atlas de los Paisajes de España» (Mata y Sanz, 2002).

En lo que se refiere a los factores de riesgo para el paisaje de Despeñaperros, se citan los relacionados con los incendios forestales y, hoy en día, también se consideran perjudiciales las repoblaciones efectuadas con especies poco adecuadas por sus características ecológicas para este lugar, así como cualquier otra actuación humana de magnitud equiparable a la nueva autovía cuya ejecución se ha iniciado en los últimos años.

## 7.2. Las repoblaciones forestales de los años sesenta

Las repoblaciones forestales que se llevaron a cabo en España durante los años cincuenta y sesenta, son visibles hoy en día en amplios territorios de la Península y también de algunas islas. Estas repoblaciones, exitosas en muchos casos, han resultado objeto de innumerables críticas, mayoritariamente por las técnicas y especies empleadas. Aunque se han documentado aciertos significativos con el objetivo de las mismas, en algunos casos contrastan con las corrientes y criterios actuales, por ejemplo cuando tal logro consiste en la fijación de grandes dunas por medio de las plantaciones. No obstante, una profunda revisión de estos trabajos, como la realizada por Gómez y Mata (2002), permite comprender aquellas actuaciones integradas en un contexto de políticas hidráulicas y de colonización más allá del ámbito forestal. En determinados casos alimentadas por el reconocimiento internacional en informes de organismos como la FAO o el Banco Mundial, pero también señaladas, ya en aquella época, por sus posibles efectos adversos. Por ejemplo, cuando la introducción artificial del pino se identifica como un freno a la marcha natural de la acción reestructuradora en suelos previamente ocupados por formaciones y matorrales biológicamente más valiosos de las etapas de *Quercetum* (Ceballos, 1959), o por el empleo de especies exóticas de rápido crecimiento que empobrecen los suelos e incrementan el riesgo de incendios, enfermedades criptogámicas, plagas de insectos, etc. de las masas puras como señalaba González Vázquez en el año 1951.

Despeñaperros no escapó en aquella época a la vorágine repobladora del Patrimonio Forestal del Estado, y el entorno de la carretera fue objeto de una repoblación (ornamental) a principios de los años sesenta. García Salvador relata en el año 1964 que en estos trabajos de ornamentación, además de pino pinaster (*Pinus pinaster*) y pino piñonero (*Pinus pinea*) como especies principales, se emplearon otras coníferas y frondosas exóticas como *Cupressus sempervirens*, *Cupressus arizonica*, *Cupressus macrocarpa*, *Chamaecyparis lawsoniana*, *Thuya orientalis*, *Cedrus atlántica*, *Catalpa syringaefolia*, etc. previa extirpación total del matorral de jara, lentisco, labiérnago, madroño, chaparro, etc. y laboreado del terreno. El mismo autor destaca la singularidad de los tratamientos en el entorno

de la carretera, donde la plantación por bosquetes y mezcla de especies, tenía por objeto introducir un contraste para el observador frente a la monotonía de las plantaciones monoespecíficas de las laderas aterrazadas.



Fig. 7.3. Repoblaciones ornamentales en terrazas en el monte Las Lomas (Santa Elena, 1964) y la carretera general Madrid-Cádiz con pinos, cipreses y cedros.

Fuente: Rosendo García, 1964 y Fototeca Forestal DGB-INIA.



Fig. 7.4. Monte Las Lomas (Santa Elena, 2001) y la calzada norte de la Autovía A-4.

Fuente: Fototeca forestal DGB-INIA. Fotografía: Jesús González-Cordero.

### 7.3. La autovía del sur (autovía A-4)

El itinerario actual de conexión entre Madrid y Andalucía data del siglo XVIII, tras la revisión por el ingeniero militar Carlos Lemaury de un proyecto anterior para solucionar el tráfico de mercancías que se embarcaban o desembarcaban en Cádiz, con destino a las colonias o a la Corte de Madrid. La ejecución del camino de Despeñaperros finalizó en el año 1783, como recoge Rueda Ramírez (1997) en el «Itinerario de las carreras de posta desde Madrid a Cádiz». Este trazado permaneció prácticamente inalterado hasta principios del siglo XX, debido a las nuevas necesidades impuestas por la aparición del automóvil (Mohino y Coronado, 2010).

A finales del siglo XX, la carretera nacional N-IV es objeto de un desdoblamiento de calzada para convertirse en una moderna infraestructura de alta capacidad, se convierte en una de las seis autovías de primera generación o radiales de España. El desdoblamiento de la carretera nacional N-IV a su paso por Despeñaperros se completó en dos fases, el primer tramo quedó inaugurado en julio de 1983 y el segundo en julio de 1984<sup>52</sup>, como atestigua la prensa de la época. La solución proyectada en ese momento implicó la separación de calzadas en cada sentido de circulación, si bien el inicio de cada una de ellas se apoyaba en la antigua carretera nacional. Pese a esta modernización del camino, permanecieron curvas con radios mínimos de 40 metros y rampas del 7% de pendiente que se han mantenido hasta la actualidad. El éxito de la obra se ilustró en la prensa escrita con fotografías aéreas en forma de autopromoción de las empresas implicadas en su construcción<sup>53</sup>.



Fig. 7.5. Escena del desfiladero de Despeñaperros desde la calzada en sentido Madrid del antiguo trazado de la autovía.

Fuente: fotografía de Carlos Iglesias Merchán.

52 “Córdoba: El tramo de la N-IV que pasa por la ciudad será modificado”, en diario «ABC» del 6 de julio de 1983. “El desdoblamiento de la carretera de Despeñaperros acerca más a Andalucía”, en diario «ABC» del 8 de julio de 1984. “Una nueva carretera mejora desde hoy el acceso a Andalucía por Despeñaperros”, en diario «EL PAÍS» del 29 de julio de 1983. “Próxima apertura del segundo tramo del desdoblamiento en Despeñaperros”, en diario «EL PAÍS» del 9 de julio de 1984.

53 “El Paseo de Despeñaperros”, en diario «ABC» del 28 de julio de 1984.



Fig. 7.6. Escena del desfiladero de Despeñaperros desde la calzada en sentido Andalucía del antiguo trazado de la autovía.

Fuente: fotografía de Carlos Iglesias Merchán.

Sin embargo, antes de que transcurriera una década desde su inauguración, los mismos medios y el propio «Boletín Oficial del Estado» informan de unos nuevos estudios emprendidos por el Ministerio de Obras Públicas, Transportes y Medio Ambiente en Despeñaperros, motivados por la duplicación del número de vehículos y la elevada proporción de pesados en un tramo señalado por sus deficientes condiciones para las exigencias del tráfico de esta década<sup>54</sup>.

En España, la Ley de Carreteras de 1988<sup>55</sup> modificó la definición de autovía de la antigua Ley de 1974<sup>56</sup> para posibilitar la conversión de las nacionales radiales mediante una duplicación simple de calzadas de las mismas y variantes de población. Como consecuencia de ello se lograba la flexibilidad necesaria en la definición de las características geométricas del trazado de estas primeras infraestructuras de alta capacidad. Estas circunstancias implicaron que, por ejemplo, la velocidad máxima de 120 km/h (como criterio general en autovías y autopistas) estuviera ausente en la totalidad del recorrido entre Venta de Cárdenas y Santa Elena, ya que la legislación permite su limitación por razones de seguridad en determinados tramos.

Aspectos geométricos como la pendiente de sus rampas, la separación de calzadas, el radio de sus curvas, su propia longitud, los reducidos límites de velocidad y las impresionantes vistas le confieren a este tramo de autovía una singularidad que permanece impresa en el recuerdo de quienes han circulado por esta carretera. Su significancia y simbología ha trascendido a lo largo de la historia hasta el punto de quedar reflejada en el emblema del propio parque natural, en el que se representa parte del trazado de la carretera a su paso por el desfiladero de Despeñaperros.

54 “La autovía de Andalucía eliminará las curvas de Despeñaperros con un nuevo trazado” en diario «EL PAÍS» del 7 de enero de 1995.

55 Real Decreto 1131/1988, de 30 de septiembre, por el que se aprueba el Reglamento para la ejecución de Real Decreto Legislativo 1302/1986, de 28 de junio, de Evaluación de Impacto Ambiental, «Boletín Oficial del Estado» núm. 239, del miércoles 5 de octubre de 1988, pp. 28911-28916.

56 Ley 51/1974, de 19 de diciembre, de Carreteras, «Boletín Oficial del Estado» núm. 305, de 21 de diciembre de 1974, pp. 25949-25956.



Fig. 7.7. La histórica carga simbólica del paso por Despeñaperros se refleja en el emblema del Parque Natural.

Fuente: fotografía de Carlos Iglesias Merchán.

#### 7.4. El desdoblamiento de la carretera nacional N-IV

El acceso a Andalucía a través del P.N. de Despeñaperros no solo supuso un desafío para la ingeniería de los años ochenta, sino que ya mereció un particular tratamiento desde el punto de vista de su integración ambiental en aquel momento. El desdoblamiento de la carretera nacional N-IV suponía una drástica alteración del paisaje de Despeñaperros, el empleo de nuevas tecnologías de construcción y las exigencias de trazado a mayores velocidades de circulación originaron la ruptura con el proceso secular de ajuste de las vías de comunicación a su entorno. Se iniciaba una nueva relación, radicalmente distinta, de la carretera N-IV con el entorno de Despeñaperros (Aguiló, 1985).

En este contexto de cambio, en el año 1984, dos años antes de que España dispusiera de su primera norma básica de evaluación de impacto ambiental<sup>57</sup>, la Dirección General de Medio Ambiente (del entonces denominado Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo, MOPU), convocó un concurso de ideas y proyecto para la restauración del medio natural en el desdoblamiento de la carretera N-IV en Despeñaperros. El proyecto de restauración fue elaborado por un equipo multidisciplinar, en el que se integraron varios departamentos de la Universidad Politécnica de Madrid, bajo la dirección de Ángel Ramos, Catedrático de Planificación y Proyectos. Tras las fases previas de análisis y diagnóstico, se establecieron criterios y soluciones tipo y específicas tanto para el entorno de la infraestructura como de sus propios elementos constructivos. Entre los criterios generales se incluyó la necesidad de regenerar la vegetación autóctona, en contraposición a las actuaciones de los años sesenta, así como otros aspectos plenamente vigentes en los proyectos de restauración actuales, orientados a la funcionalidad de las restauraciones y hacia la restitución de los procesos naturales.

57 Real Decreto Legislativo 1302/1986, de 28 de junio, de evaluación de impacto ambiental, «Boletín Oficial del Estado» núm. 155, del lunes 30 de junio de 1986, pp. 23733-23735.



Fig. 7.8. La restauración de los grandes desmontes y tramos en trinchera recibió una atención particular en el proyecto de restauración de la época del desdoblamiento.

Fuente: fotografía de Carlos Iglesias Merchán.

## 7.5. El nuevo trazado de la Autovía del Sur

En el año 1999, la Demarcación de Carreteras del Estado en Andalucía Oriental aprobó el estudio informativo de la que entonces se denominaba Autovía de Andalucía CN-IV, de Madrid a Cádiz, entre los puntos kilométricos 240 al 260, es decir el tramo de Venta de Cárdenas a Santa Elena. Dicho estudio informativo y su correspondiente estudio de impacto ambiental fueron sometidos a información pública<sup>58</sup>, este último a los efectos establecidos en el Real Decreto 1302/1986 y su Reglamento (Real Decreto 1131/1988). La declaración de impacto ambiental se formuló mediante Resolución de la Secretaría General de Medio Ambiente que se publicó en el «Boletín Oficial del Estado» del 28 de marzo de 2001<sup>59</sup>.

A continuación tuvo lugar la oportuna fase de redacción del proyecto y, finalmente, el Ministerio licitó la obra de construcción de la nueva calzada de Despeñaperros en el año 2004<sup>60</sup>. Sin embargo, al poco de iniciarse los trabajos, comenzó una nueva revisión del trazado de la autovía, ya en obras. En esta ocasión se planteaba una nueva modificación del trazado para resolver el acceso a Andalucía en ambos sentidos, no sólo en una de sus calzadas como se había proyectado.

58 Resolución de la Demarcación de Carreteras del Estado en Andalucía Oriental (Granada) sobre documento complementario del estudio informativo. Autovía de Andalucía CN-IV, de Madrid a Cádiz, puntos kilométricos 240 al 260. Tramo: Venta de Cárdenas-Santa Elena. Provincias de Ciudad Real y Jaén. Clave EI-1-J-06, en «Boletín Oficial del Estado» núm. 281, del 24 de noviembre de 1999, pp. 15660-15661.

59 Resolución de 1 de marzo de 2001, de la Secretaría General de Medio Ambiente, por la que se formula declaración de impacto ambiental sobre el estudio informativo «Nueva calzada en Despeñaperros. N-IV, Venta de Cárdenas-Santa Elena (Jaén-Ciudad Real)», de la Dirección General de Carreteras del Ministerio de Fomento, «Boletín Oficial del Estado» núm. 75, del miércoles 28 de marzo de 2001, pp. 11630-11638.

60 Resolución de la Secretaría de Estado de Infraestructuras y Planificación por la que se anuncia la adjudicación de obras, por el procedimiento abierto y forma de adjudicación de concurso. Clave: 12-J-3580-54.12/04, de la Dirección General de Carreteras del Ministerio de Fomento, «Boletín Oficial del Estado» núm. 229, del miércoles 22 de septiembre de 2004, pp. 8282.



Fig. 7.9. Escena de Despeñaperros desde el viaducto homónimo del nuevo trazado de la Autovía del Sur.

Fuente: fotografía de Carlos Iglesias Merchán.



Fig. 7.10. Escena de Despeñaperros desde la salida de un túnel del nuevo trazado de la Autovía del Sur.

Fuente: fotografía de Carlos Iglesias Merchán.

De acuerdo con la legislación básica en materia de evaluación de impacto ambiental, el RD 1302/1986, modificado por la Ley 6/2001, y el Reglamento de ejecución aprobado por el RD 1131/1988, este proyecto podía tipificarse en la categoría de proyectos del Anexo II, grupo 9, otros proyectos, letra k) "Cualquier cambio o ampliación de los proyectos que figuran en los anexos I y II ya autorizados, ejecutados o en proceso de ejecución que puedan tener efectos significativos sobre el medio ambiente" y tras la oportuna consulta del promotor al órgano ambiental, se procedió a someter al procedimiento de evaluación de impacto ambiental esta nueva solución, a la par que progresaban los trabajos del anterior proyecto en sus tramos comunes.



Fig. 7.11. Algunos de los viaductos del nuevo trazado de la Autovía del Sur se han convertido en elementos dominantes del paisaje en Despeñaperros.

Fuente: fotografía de Carlos Iglesias Merchán.

El nuevo estudio informativo sometió a comparación dos alternativas, la que se encontraba en obras y la nueva modificación, mediante un método multicriterio que incluyó criterios de rentabilidad económica, ambientales, territoriales y funcionales. El denominado estudio informativo «Autovía del Sur A-4. Tramo: Venta de Cárdenas-Santa Elena. Variante de Despeñaperros» se aprobó provisionalmente mediante Resolución de la Dirección General de Carreteras de 19 de marzo de 2007. Una vez resuelta su aprobación provisional, fue publicado el anuncio de apertura del período de información pública del citado estudio informativo, conjuntamente con su estudio de impacto ambiental (EIA), anunciado en marzo de 2007<sup>61</sup>, casualmente en la misma fecha y número de boletín en que tuvo lugar la publicación de la Declaración de Impacto Ambiental -DIA- del año 2001. Por último, en octubre de 2007<sup>62</sup>, se publicó una nueva DIA en la que quedaba de manifiesto la relevancia adquirida en este tiempo por las cuestiones relacionadas con la fragmentación de hábitats, la conservación de especies singulares y la restauración ambiental de partes de la obra ejecutada en los años ochenta, en coherencia con las políticas y herramientas de gestión desarrolladas en este tiempo, así como la participación en el proceso de la administración autonómica, local e incluso alguna organización conservacionista.

61 Anuncio de la Demarcación de Carreteras del Estado en Andalucía Oriental por el que se somete a información pública el estudio informativo y el estudio de impacto ambiental «Autovía del Sur A-4. Tramo: Venta de Cárdenas-Santa Elena. Variante de Despeñaperros. Clave: EI.1-E-210. Provincias de Ciudad Real y Jaén», «Boletín Oficial del Estado» núm. 75, del 28 de marzo de 2007, p. 3582.

62 Resolución de 11 de septiembre de 2007, de la Secretaría General para la Prevención de la Contaminación y el Cambio Climático, por la que se formula declaración de impacto ambiental sobre el proyecto «Autovía del Sur A-4, variante de Despeñaperros, tramo: Venta de Cárdenas- Santa Elena (Ciudad Real-Jaén)», «BOE» núm. 248, del 16 de octubre de 2007, pp. 42100-42103.

## 7.6. Los cambios de uso y la conservación del lince ibérico

Durante la última etapa de estudio de un nuevo trazado del antiguo Camino Real a su paso por Despeñaperros, adaptado a las necesidades del transporte del siglo XXI, entre las variables ambientales adquirió mayor peso la consideración de la capacidad potencial de la zona de estudio como soporte de corredores para el desplazamiento de poblaciones faunísticas en Sierra Morena, condicionado por la combinación de la abrupta orografía y las infraestructuras existentes.

La fragmentación y aislamiento de los hábitats naturales y semi-naturales, como resultado de la intensificación agrícola, el desarrollo de infraestructuras de comunicación y la urbanización, se han señalado como las causas principales del actual ritmo de pérdida de biodiversidad por no pocos autores: Turner (1996), Forman *et al.* (2003), Fahrig (2003) o Santos y Tellería (2006). Entre los factores mencionados, en la zona de estudio es fácil identificar ciertos cambios en los usos del suelo y la evolución de la principal infraestructura de transporte que atraviesa Despeñaperros.

Los cambios de uso del suelo de los últimos 50 años en Andalucía se identifican como causa de una pérdida de heterogeneidad a escala local y un aumento de la fragmentación a escala regional (Fernández-Alés *et al.*, 1992), ocasionando el aislamiento de poblaciones de algunas especies como el lince ibérico (*Lynx pardinus*). Si bien entre las causas del declive de la población silvestre de este felino se conocen otros factores relevantes como la existencia de períodos de escasez de presas, cepos y lazos, envenenamientos, atropellos, caza ilegal, etc.



Fig. 7.12. El abandono y desmantelamiento de parte del trazado antiguo ha permitido el retorno de nuevas superficies al parque natural.

Fuente: fotografía de Carlos Iglesias Merchán.

Sin entrar en los detalles de la evolución poblacional del lince ibérico, ya se consideraba el felino más amenazado del mundo en el año 1996 (Nowell y Jackson), y aún antes era objeto de atención por autores como Delibes (1979), Cabrera (1914) o Valverde (1963) que advertían de su constante regresión.

A continuación se considera esta especie para analizar la posible influencia de los cambios del trazado de la autovía que atraviesa Despeñaperros en la conectividad del territorio. No en vano, el lince ibérico es una especie emblemática de la fauna ibérica, objeto de grandes esfuerzos en materia de conservación y citada en el P.N. de Despeñaperros. El lince ibérico constituye un ejemplo de conflicto evidente

entre una especie de fauna en peligro de extinción y las carreteras, por lo tanto parece adecuada para este tipo de análisis. O al menos reúne las características de las especies que se suelen emplear para ello, aunque también es un caso más de análisis sobre la fragmentación de hábitats a partir de una especie población ya se encuentra fragmentada (Iglesias Merchán, 2009). Por todo ello, el especialista debe ser capaz de contextualizar adecuadamente los factores intervinientes para no extraer consecuencias erróneas en su análisis.

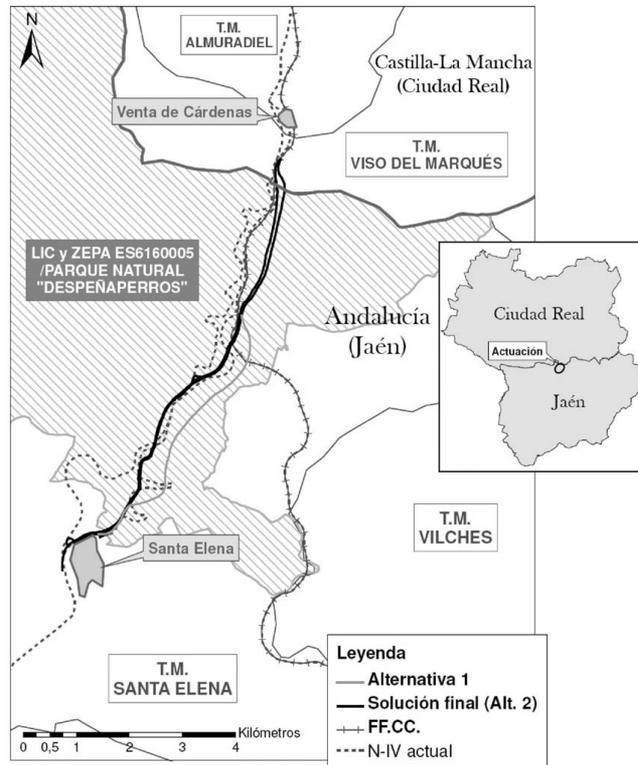


Fig. 7.13. Trazado de la solución en planta definitiva de la autovía del Sur a su paso por Despeñaperros.  
Fuente: DIA sobre el proyecto Autovía del Sur A-4, variante de Despeñaperros, tramo: Venta de Cárdenas- Santa Elena, «BOE» núm. 248, del 16 de octubre de 2007.

Debido a la situación crítica de la especie, la Administración elaboró un Plan de Acción para la Cría en Cautividad del Lince Ibérico y un programa más amplio, surgido a partir de dicho plan, el Programa de Conservación Ex-Situ del Lince Ibérico, integrado dentro de una Estrategia Nacional que corre a cargo de la, otrora, denominada, Dirección General de Biodiversidad del Ministerio de Medio Ambiente, en colaboración con la Junta de Andalucía.

La meta principal del Programa de Conservación Ex-situ es contribuir a la recuperación del lince, proporcionando ejemplares nacidos y criados en cautividad y preparados para que puedan ser reintroducidos en la naturaleza. Actualmente existen cinco centros de cría y uno de ellos, el centro de cría de la Olivilla, se sitúa en el monte de la Aliseda, en Santa Elena. El desarrollo exitoso de este plan queda reflejado periódicamente en diversos medios de comunicación que se hacen eco

de los cachorros nacidos cada temporada. Dicho éxito ha propiciado la existencia de un contingente poblacional suficiente para comenzar con las actividades de reintroducción y, en febrero de 2011, Grazaleta y Granadilla se convertían en los primeros lynx ibéricos nacidos y criados en cautividad liberados en el medio natural (*Lynx exsitus*, 2011). La liberación se llevó a cabo en la zona de reintroducción de Guarrizas, próxima a Despeñaperros, situada al este de la autovía que la separa de la metapoblación de Sierra Morena. Por tanto la mejora de la permeabilidad faunística de esta infraestructura deviene en un factor de consideración de cara a la futura conexión de ambas poblaciones.

Las infraestructuras de transporte han condicionado la conectividad de Despeñaperros desde hace varias décadas. En la tabla 7.1 se resume de forma sencilla la permeabilidad estructural o potencial de los trazados descritos anteriormente.

Años 60		1984 - 2011		Nuevo trazado (Autovía del Sur)
		calzada este	calzada oeste	
Viaducto	0	411,7	0,0	1.870,8
Túnel	137	702,2	137,4	2.574,3
Trazado en superficie	13.657,0	10.380,6	12.965,1	4.840,0
Longitud total	13.794,0	11.638,2	13.102,5	9.285,1
Permeabilidad estructural (MARM 2010)	0,99%	9,57%	1,05%	47,87%
Permeabilidad debida al tráfico (MARM 2010)	Alta	Nula	Nula	Nula

Tabla 7.1. Permeabilidad estructural de los distintos trazados.

Los valores de la tabla anterior hacen referencia a la permeabilidad estructural de la infraestructura, por lo que no tienen en cuenta ni la calidad del hábitat que la rodea ni su disposición espacial. Estos aspectos suponen en la mayoría de las ocasiones aspectos determinantes para la utilización de las estructuras de paso por parte de la fauna.

### 7.7. La fragmentación de hábitats en base a la relación entre el paisaje y el nuevo trazado

Como ya se ha dicho, la disposición de los hábitats en torno a la infraestructura determina el éxito de las conexiones biológicas entre ellos. Por lo tanto, sería conveniente analizar la disposición espacial de estos hábitats así como sus conexiones.

La metodología seleccionada se apoya en el empleo del programa informático Conefor Sensinode 2.5.8 (Saura, S. y Torné, J., 2009). Esta herramienta se basa en la teoría de grafos, estructuras matemáticas formadas por nodos y aristas (enlaces), y precisa desagregar los elementos propios de la Ecología del Paisaje de acuerdo con el siguiente criterio: paisaje/territorio — grafo ; tesela hábitat — nodo; conexión funcional — enlace; región conexa — componente.

Un análisis espacialmente explícito permite estimar la contribución de cada uno de los elementos analizados a la conectividad total del conjunto, atendiendo

a una serie de características propias de la especie objeto de estudio, como la determinación de las teselas de hábitat (nodos) o la estimación de una distancia de dispersión.

La elección de los nodos se ha basado en la información del mapa de cultivos y aprovechamientos de Andalucía (escala 1:25.000), seleccionándose los que presentan un valor 100 de idoneidad de hábitat, adoptando como referencia los valores empleados por Puerto Marchena y Muñoz Reinoso (2010) en su estudio «Red de Corredores ecológicos para el lince ibérico en la provincia de Huelva» (tabla 7.2).

DESCRIPCIÓN DEL USO	COD_USO	IDONEIDAD
Autovías, autopistas y enlaces viarios	131	0
Balsas de riego y ganaderas	345	0
Cultivo herbáceo arbolado: quercíneas denso	891	80
Cultivo herbáceo arbolado: quercíneas disperso	895	80
Cultivos herbáceos en secano	411	30
Cultivos leñosos en secano: olivar	415	40
Cultivos leñosos y vegetación natural leñosa	477	50
Formación arbórea densa: coníferas	520	70
Formación arbórea densa: quercíneas	510	80
Formación arbórea densa: coníferas + quercíneas	550	80
Matorral denso	911	100
Matorral denso arbolado: coníferas densas	621	80
Matorral denso arbolado: coníferas dispersas	625	80
Matorral denso arbolado: quercíneas densas	611	100
Matorral denso arbolado: quercíneas dispersas	615	100
Matorral denso arbolado: coníferas + quercíneas	650	100
Matorral disperso arbolado: coníferas denso	721	70
Matorral disperso arbolado: coníferas disperso	725	70
Matorral disperso arbolado: otras mezclas	780	100
Matorral disperso arbolado: quercíneas denso	711	100
Matorral disperso arbolado: quercíneas disperso	715	100
Matorral disperso arbolado: coníferas + quercíneas	750	100
Matorral disperso con pastizal	915	60
Matorral disperso con pasto y roca o suelo	917	60
Olivar abandonado	481	50
Otras infraestructuras técnicas	141	0
Otros cultivos leñosos en secano	419	40
Otros mosaicos de cultivos y vegetación natural	479	50
Pastizal arbolado: coníferas denso	821	40
Pastizal arbolado: coníferas disperso	825	40
Pastizal arbolado: otras mezclas	880	50
Pastizal arbolado: quercíneas denso	811	50
Pastizal arbolado: quercíneas disperso	815	50
Pastizal arbolado: coníferas + quercíneas	850	50
Pastizal con claros (roca, suelo)	925	30
Pastizal continuo	921	30
Ríos y cauces naturales: bosque de galería	315	60
Ríos y cauces naturales: otras formas riparias	317	60
Roquedos y suelo desnudo	932	30
Talas y plantaciones forestales recientes	901	10
Tejido urbano	111	0
Urbanizaciones residenciales	115	0
Zonas en construcción	155	0

Tabla 7.2. Idoneidad de usos en el ámbito de Despeñaperros.

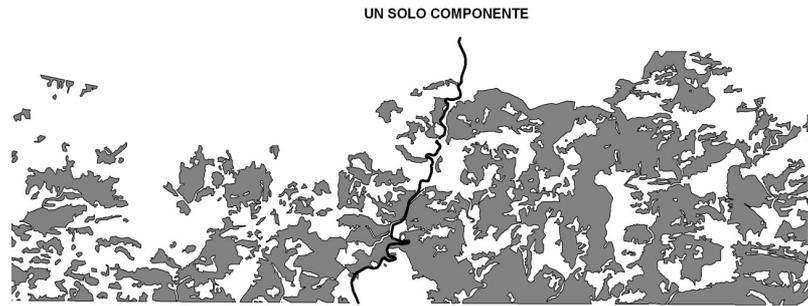
En esta aproximación no se tiene en cuenta el tamaño de los fragmentos, aspecto determinante para albergar poblaciones estables, puesto que el objetivo perseguido es el análisis de la conectividad, si bien la escala de la base cartográfica ya determina la existencia de un tamaño mínimo para su representación.

Respecto a la elección de la distancia mediana de dispersión, Revilla y Wiegand (2008) establecieron que en movimientos migratorios el lince puede trasladarse de forma satisfactoria entre fragmentos de hábitats que actúen como *Stepping stones* separados 3 km entre sí. Aunque otros autores elevan esta distancia hasta los 15 y 30 km. Con estas premisas se ha adoptado una distancia de dispersión mediana de 5 km que representa la variabilidad de datos existentes en la bibliografía.

### **7.7.1. Escenarios de Análisis de la Conectividad Global**

En este caso se asume, con carácter general, la homogeneidad de la matriz del paisaje en su resistencia al movimiento, y los cambios experimentados por el paisaje a lo largo del tiempo se resumen en tres escenarios.

- Escenario A. Analiza la conectividad a partir del mapa de usos y aprovechamientos de 1956 y se supone que existe flujo faunístico a través de la carretera (una sola calzada).
- Escenario B. Analiza la conectividad potencial en el período comprendido entre los años 1984 y 2011, se basa en el mapa de usos y aprovechamientos de Andalucía del año 2003 y el modelo se divide en dos componentes (este y oeste) al considerarse la casi nula permeabilidad de la infraestructura.
- Escenario C. Analiza la conectividad potencial a partir del mapa de usos y aprovechamientos de Andalucía del año 2003 y el nuevo trazado de la autovía del Sur, digitalizada mediante empleo de la ortofotografía del PNOA. El modelo presenta un único componente, se asume que existe flujo a través de la infraestructura, aunque esta aproximación omite otros vallados y cercados existentes en fincas de la zona.



Escenario A



Escenario B



Escenario C

Fig. 7.14. Escenarios de análisis de la conectividad global del nuevo trazado de la Autovía del Sur a su paso por el Parque Natural de Despeñaperros.

Fuente: elaboración propia.

### 7.7.2. Análisis de los Enlaces

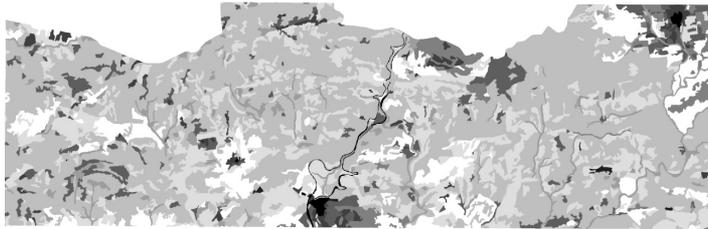
El Análisis de los Enlaces pretende incorporar al proceso de análisis aspectos como la resistencia o fricción, el coste energético, el esfuerzo, la aversión o el riesgo que supone desplazarse por la matriz del paisaje para el animal considerado, puesto que la heterogeneidad puede tener efectos profundos sobre las respuestas al movimiento (Revilla y Wiegand, 2008). Para su inclusión en los modelos de análisis, se han asignado los valores de resistencia expuestos en la tabla 7.3.

DESCRIPCIÓN DEL USO	COD_USO	RESISTENCIA
Autovías, autopistas y enlaces viarios	131	500
Balsas de riego y ganaderas	345	500
Cultivo herbáceo arbolado: quercíneas denso	891	10
Cultivo herbáceo arbolado: quercíneas disperso	895	10
Cultivos herbáceos en secoano	411	80
Cultivos leñosos en secoano: olivar	415	60
Cultivos leñosos y vegetación natural leñosa	477	50
Formación arbórea densa: coníferas	520	20
Formación arbórea densa: quercíneas	510	10
Formación arbórea densa: coníferas + quercíneas	550	10
Matorral denso	911	1
Matorral denso arbolado: coníferas densas	621	10
Matorral denso arbolado: coníferas dispersas	625	10
Matorral denso arbolado: quercíneas densas	611	1
Matorral denso arbolado: quercíneas dispersas	615	1
Matorral denso arbolado: coníferas + quercíneas	650	1
Matorral disperso arbolado: coníferas denso	721	20
Matorral disperso arbolado: coníferas disperso	725	20
Matorral disperso arbolado: otras mezclas	780	1
Matorral disperso arbolado: quercíneas denso	711	1
Matorral disperso arbolado: quercíneas disperso	715	1
Matorral disperso arbolado: coníferas + quercíneas	750	1
Matorral disperso con pastizal	915	40
Matorral disperso con pasto y roca o suelo	917	40
Olivar abandonado	481	50
Otras infraestructuras técnicas	141	500
Otros cultivos leñosos en secoano	419	60
Otros mosaicos de cultivos y vegetación natural	479	50
Pastizal arbolado: coníferas denso	821	60
Pastizal arbolado: coníferas disperso	825	60
Pastizal arbolado: otras mezclas	880	50
Pastizal arbolado: quercíneas denso	811	50
Pastizal arbolado: quercíneas disperso	815	50
Pastizal arbolado: coníferas + quercíneas	850	50
Pastizal con claros (roca, suelo)	925	80
Pastizal continuo	921	80
Ríos y cauces naturales: bosque de galería	315	40
Ríos y cauces naturales: otras formas riparias	317	40
Roquedos y suelo desnudo	932	80
Talas y plantaciones forestales recientes	901	100
Tejido urbano	111	500
Urbanizaciones residenciales	115	500
Zonas en construcción	155	500

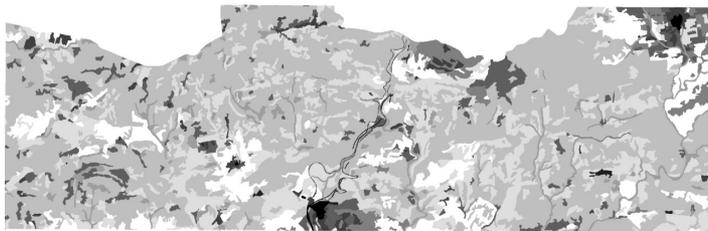
Tabla 7.3. Valores de resistencia al desplazamiento del lince en la matriz del paisaje.

Para esta comparación de la influencia del trazado, entre las calzadas desdobladas y el nuevo trazado de la autovía, se han planteado dos escenarios (denominados C y D), ambos basados en el mapa de usos del suelo y aprovechamientos de Andalucía (2003). Las rutas de mínimo coste acumulado, en cada escenario, se han obtenido mediante la herramienta Pathmatrix 1.1 (Ray, 2005).

- Escenario C. analiza la conectividad en el caso de las calzadas separadas, el trazado resultante de los años ochenta, asignándose los menores valores de resistencia a los tramos en túnel y viaducto.
- Escenario D. Analiza el caso del nuevo trazado de la autovía del Sur, donde las calzadas antiguas de la autovía han sido adscritas a una categoría de resistencia media (80) debido a su previsible infrautilización.



Escenario C



Escenario D

Fig. 7.15. Escenarios comparativos de la diferente configuración de calzadas entre los dos trazados de autovía.

Fuente: elaboración propia.

### 7.7.3. Indicadores de análisis

Los indicadores utilizados para el Análisis de la Conectividad Global, se basan en los definidos por Saura y otros autores en trabajos como los desarrollados por Saura y Torné (2009), Saura y Pascual-Hortal (2006, 2007a y 2007b) Saura y Rubio (2010) y Saura *et al.* (2011a y 2011b):

- ECA (equivalent connected área): tamaño de una hipotética tesela de hábitat con igual probabilidad de conectividad que esa clase de hábitat en el mosaico del paisaje.
- dPC (índice de disponibilidad de hábitat): hace referencia a la importancia absoluta para la conectividad de un elemento del paisaje. Este índice se desagrega en tres componentes que valoran en qué manera contribuye cada elemento a la disponibilidad de hábitat y a la conectividad.

$$dPC = dPC \text{ intra} + dPC \text{ flux} + dPC \text{ connector}$$

- dPC intra (intrapach connectivity): hace referencia al hábitat proporcionado por la tesela en sí misma.
- dPC flux (flux connectivity): hace referencia al flujo a través de conexiones de la tesela con el resto, cuando ella es el punto de origen o destino de dicho flujo.
- dPC connector: hace referencia a la contribución de la tesela a la conectividad entre el resto, como un elemento conector o tesela puente.

El indicador utilizado para el Análisis de los Enlaces, es el *Link change*. Se trata de uno de los indicadores de la aplicación Sensilink de Conefor que indica cómo varía la distancia efectiva entre diferentes fragmentos en función de un cambio en el paisaje, en este caso el cambio de trazado de la autovía.

Los resultados obtenidos del Análisis de la Conectividad Global se muestran de forma sintética en la tabla 7.4.

Indicador	1956		1984-2011				2011- actualidad	
	Escenario A		Escenario B				Escenario C	
			Este		Oeste			
ECA	9.544	% Ha	1.237	% Ha	898	% Ha	1.905	% Ha
dPC	1.773.083.969		1.971.341.567		1.901.424.027		2.029.315.297	
dPC intra	207.032.702	11,7	88.830.272	4,5	134.368.703	7,1	44.673.484	2,2
dPC flux	1.342.257.359	75,7	1.709.149.106	86,7	1.585.873.788	83,4	1.664.428.626	82,0
dPC connect.	180.998.551	10,2	90.377.496	4,6	101.869.173	5,4	180.594.020	8,9

Tabla 7.4. Resultados del Análisis de la Conectividad Global en el entorno de Despeñaperros.

Los valores del índice ECA ofrecen un acusado descenso en el período comprendido entre los años 50 y los años 80, el ECA se redujo casi al 20% del valor inicial. En este caso la explicación podría encontrarse en el incremento de la superficie arbolada que se refleja en las cartografías utilizadas, como consecuencia de las repoblaciones de coníferas en detrimento de la superficie de matorral. Por su parte, el desdoblamiento de la autovía, en los años 80, redujo notablemente la conectividad entre fragmentos, lo que se supuso un descenso adicional del parámetro ECA por una causa diferente. La fragmentación territorial ocasionada por el desdoblamiento en dos calzadas separadas implica la existencia de dos componentes en el análisis (este y oeste).

## 7.8. Discusión y conclusiones

Cuando se analiza a una determinada escala el contexto territorial del desfiladero de Despeñaperros, resulta especialmente relevante cómo las características estructurales conferidas por su particular geomorfología y configuración espacial determinan una destacable función como corredor, o elemento de unión entre dos ámbitos territoriales diferentes. Tal como se analiza en el presente trabajo, esta función confiere al desfiladero una importancia estratégica en el conjunto de relaciones ecológicas del territorio de Sierra Morena, reforzada por la conexión que establece entre dos provincias biogeográficas mediterráneas. Pero, de forma paralela, es obligado mencionar el peso que dicha función tiene asimismo en el componente cultural y perceptual del paisaje. Históricamente, Despeñaperros ha sido un eje de conexión

norte-sur de gran importancia en el contexto meridional de la península ibérica, lo que ha determinado una concurrencia muy temprana de diferentes vías de transporte a lo largo del mismo.

Esto ha ayudado a definir desde hace tiempo una demanda muy particular para el paisaje en la zona, más cercana a las preferencias del espectador que a las propias características intrínsecas del paisaje. Efectivamente, un paisaje cultural de sierra se habría constituido históricamente sobre la base de un aprovechamiento multifuncional del monte, con el que se establecen progresivas sinergias con áreas agrícolas, asociadas a los esfuerzos de colonización promovidos desde principios del siglo XVIII en la zona (Sánchez y Araque, 2005; Ojeda, 2006). Como en muchos paisajes culturales, el interés intrínseco de este paisaje estaría fundamentado tanto en el apego e identificación de los habitantes locales con el medio en que viven (Tuan, 1974), como en su capacidad para ejemplificar la adaptación de las actividades humanas a un medio ambiente particular.

Sin embargo, dos circunstancias concurren para que el interés paisajístico de Despeñaperros se desplace de este modelo. Por una parte, la general marginalización desde mediados del siglo XIX de los paisajes serranos, agravada por actuaciones administrativas poco comprensivas con el funcionamiento sistema agrario establecido, si bien con ciertas resistencias al esfuerzo desamortizador decimonónico (Sánchez y Araque, 2005; Ojeda, 2006). El escenario resultante tanto de producción como de tenencia de la tierra facilitará, ya desde finales del siglo XIX, la repoblación forestal con coníferas, especialmente del género *Pinus*. Por otra parte, la importancia de las vías de comunicación que concurren en la zona determina que el acceso al paisaje mayoritario sea por parte de usuarios del corredor, sin vinculación directa con el territorio. Este hecho subraya el desplazamiento del interés en el paisaje hacia demandas estéticas preestablecidas, más centradas en los aspectos visuales evocados por lo sublime y anfractuoso del paisaje geológico, que han convertido a Despeñaperros en una referencia paisajística desde el romanticismo (Ortega, 2002).

Esta orientación hacia una demanda paisajística idealizada y alejada del sistema territorial original, ha hecho a Despeñaperros objeto de un cuidado especial en las obras de infraestructura que en él se han desarrollado y en su integración ambiental. Esto incluye, en los años sesenta, una de las primeras repoblaciones realizadas con motivos fundamentalmente estéticos en el espacio colindante a la carretera (Sánchez y Araque, 2005), empleando pino, eucalipto y ciprés. No obstante, la interpretación cambiante en cuanto a los criterios estéticos subyacentes a las intervenciones sobre el paisaje, se refleja en las actuaciones de recuperación de las modificaciones viarias realizadas en los años ochenta (Aguiló, 1985), en las que en un intento racionalizador de las actuaciones, se realiza un importante esfuerzo de ingeniería paisajista basado en el empleo de especies locales y de estrategias de integración natural de las obras. Posteriormente, la declaración de parque natural en 1989 establece finalmente una tendencia a la protección de los numerosos elementos de interés florístico y faunístico del desfiladero.

En los albores del siglo XXI, la más moderna versión de trazado de la autovía del Sur ha permitido exhibir la capacidad de la Ingeniería actual para vencer el obstáculo que Despeñaperros seguía representando para el transporte por carretera. De esta manera, los desniveles del mítico desfiladero han sido sustraídos de la vista del espectador habitual, el usuario de la vía, ahora repleta de túneles y viaductos de gran altura, lo que ocasiona una merma en la calidad estética del lugar, pues las columnas de cuarcitas de los órganos se acompañan ahora de otras enormes de hormigón.

Sin embargo, esta capacidad tecnológica contribuye a la mejora de la conectividad en el ámbito de Sierra Morena, en particular para especies como el lince ibérico, en una somera aproximación al *netway system* ideado por Forman y Sperling (2011), en el que

las infraestructuras devolverían al territorio el espacio anteriormente ocupado, en este caso a costa de otros valores del complejo concepto del paisaje, quizás perceptuales y culturales. Prueba de ello es que, desde un punto de vista funcional del paisaje, en un período de aproximadamente 50 años de historia, las transformaciones en el hábitat idóneo para el lince se tradujeron en la reducción del ECA inicial de aproximadamente 9500 hectáreas, en el entorno de Despeñaperros, a dos subconjuntos con elevado grado de desconexión y unos valores aproximados de ECA de 1200 y 900 ha en cada uno de ellos. Varias décadas después, un nuevo trazado de la autovía (escenario C), teóricamente permite en condiciones óptimas un cambio de tendencia en la cuantificación del ECA en la manera considerada. De este modo, en el escenario C se alcanzaría un valor de ECA para el felino de 1900 ha, sin aumentar el hábitat existente. En términos biológicos el escenario C potencialmente proporciona a la especie casi el doble de superficie de hábitats idóneos que el escenario B.

Si se recuerdan los valores de permeabilidad estructural de los diferentes trazados (tabla 7.1), se observa que el cambio de trazado supone un incremento de 5 veces en la permeabilidad estructural, sin embargo, este esfuerzo de inversión se traduce en el doble de permeabilidad potencial analizada para el lince, debido a la importancia de la disposición espacial de los fragmentos de hábitats en la conectividad de un paisaje. Por su parte, el análisis de la conectividad mediante el índice dPC en el escenario C recupera un valor muy próximo al inicial. Y, por último, se puede deducir una mejora significativa de la conectividad entre pares de fragmentos de hábitat analizados en el último escenario.

El repaso de las principales actuaciones antrópicas en una zona de valor paisajístico sobresaliente, como Despeñaperros, muestra una realidad espacial e histórica compleja, donde la calidad ecológica o escénica puede resultar sacrificada por la estética de unas plantaciones o la funcionalidad de unas obras de paso en según qué época, en todo caso, como afirma Santos y Ganges (2009) las perspectivas de estudio del paisaje deberían ser múltiples y la Ecología del Paisaje no debe soslayarlas.

## 7.9. Referencias bibliográficas

- AGUILÓ, M. (1985): "Recuperación del paisaje afectado por el desdoblamiento de la N-IV en Despeñaperros" en *Revista de Obras Públicas*, vol. 132, núm. 3239, pp. 709-722.
- AHERN, J. (2006): "Theories, methods and strategies for sustainable landscape planning", en TRESS, B.; TRESS, G.; FRY, G. & OPDAM, P. —eds.- *From Landscape Research to landscape Planning: aspects of Integration, Education and Application*. Springer, pp. 119-131.
- CEBALLOS, L. (1959): "Pasado y presente del bosque en la región mediterránea" en *Montes*, núm. 90, pp. 587-596.
- DAUBER, J.; HIRSCH, M.; SIMMERING, D.; WALDHARDT, R.; OTTE, A. & WALTERS, V. (2003): "Landscape structure as an indicator of biodiversity: matrix effects on species richness" en *Agriculture, Ecosystems & Environment*, núm. 98, pp. 81-92.
- DELIBES, M. (1979): "Le lynx dans la Peninsule Iberique: repartition et regresion" en *Bulletin Mensual de l'Office National de la Chasse*, núm. spécial scientifique et technique, pp. 41-57.
- DOUE (2011): Decisión 2011/85/UE de la Comisión, de 10 de enero de 2011, por la que se adopta, de conformidad con la Directiva 92/43/CEE del Consejo, una cuarta lista actualizada de lugares de importancia comunitaria de la región biogeográfica mediterránea, en «Diario Oficial de la Unión Europea» L 40/206, del 12 de febrero de 2011.
- FAHRIG, L. (2003): "Effects of habitat fragmentation on biodiversity" en *Ecological System*, núm. 34, pp. 487-515.

- FERNÁNDEZ ALÉS, R.; MATÍN, A.; ORTEGA, F. & ALÉS, E. (1992): "Recent changes in landscape structure and function in mediterranean region of SW Spain (1959-1984)" en *Landscape Ecology*, núm. 1, pp. 3-18.
- FORMAN, R. T. T.; SPERLING, D.; BISSONETTE, J. A.; CLEVINGER, A. P.; CUTSHALL, C. D.; DALE, V. H.; FAHRIG, L.; FRANCE, R.; GOLDMAN, C. R.; HEANUE, K.; JONES, J. A.; SWANSON, F. J.; TURRENTINE, T. & WINTER, T. C. (2003): *Road Ecology: science and solutions*. Island Press, Washington.
- FORMAN, R. T. T. & SPERLING, D. (2011): "The future of roads: no driving, no emissions, nature reconnected" en *Solutions*, Vol. 2, Issue 5 (sep. 2011), pp. 10-23, disponible en <http://www.thesolutionsjournal.com/node/975>.
- GARCÍA SALVADOR, R. (1964): "Repoblación ornamental en las proximidades de las carreteras (trabajos en Despeñaperros)" en *Montes*, núm. 118, pp.287-291.
- GÓMEZ MENDOZA, J. & MATA OLMO, R. (2002): "Repoblación forestal y territorio (1940-1971): marco doctrinal y estudio de la Sierra de los Filabres (Almería)" en *Ería: Revista cuatrimestral de geografía*, núm. 58, pp. 129-155.
- GÓMEZ VILLARINO, A. (2010): "Diseño de una metodología para la consideración del paisaje en la planificación de infraestructuras de transporte", en *III Congreso Internacional de Paisaje e Infraestructuras*, Córdoba, del 15 al 17 abril de 2010.
- GONZÁLEZ VÁZQUEZ, E. (1951): "Las repoblaciones forestales de España y distintos tipos de repoblaciones forestales", en *II Congreso Nacional de Ingeniería*, pp. 109-126 (citado en GÓMEZ MENDOZA, J. y MATA OLMO, R., 2002).
- IGLESIAS MERCHÁN, C. (2009): "Planificación ambiental de infraestructuras: espejismo o utopía", en IGLESIAS MERCHÁN, C. —ed.- *Ecología del paisaje y seguimiento ambiental: feedback en materia ambiental*. ECOPÁS, Madrid, pp. 85-106.
- LYNXESITU (2011): "Resultado de la primera liberación al medio natural de ejemplares nacidos en el programa de cría. Lince Ibérico: Programa de Conservación ExSitu" en *Boletín del Programa de conservación exsitu del lince ibérico*, núm. 64 (nov. 2011), disponible en [www.linxexsitu.es](http://www.linxexsitu.es).
- MATA, R. & SANZ, C. (2004): *Atlas de los paisajes de España*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO (2010): *Prescripciones técnicas para la reducción de la fragmentación de hábitats en las fases de planificación y trazado*. O.A. Parques Nacionales, MARN.
- MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO (2010): *Indicadores de fragmentación de hábitats causada por infraestructuras lineales de transporte*. O.A. Parques Nacionales, MARN.
- MOHÍNO SANZ, I. & CORONADO TORDESILLAS, J. M. (2010): "Proyecto de recuperación de la carretera histórica de Despeñaperros", en *I Congreso Internacional de Carreteras, Cultura y Territorio*, Palexco, 3-5 marzo 2010. Colegio Oficial de ICCP de Galicia.
- MOREIRA, J. M.; RODRÍGUEZ, M.; MÓNIZ, C.; OJEDA, J. F.; RODRÍGUEZ, J.; VENEGAS, C. & ZOIDO, F. (2005): *Mapa de los Paisajes de Andalucía: tomo II del Atlas de Andalucía*. Consejería de Obras Públicas y Transportes y Consejería de Medio Ambiente, Sevilla.
- NOWELL, W. & JACKSON, P. (1996): *Wild Cats. Status Survey and Conservation Action Plan*. IUCN, Cambridge.
- OJEDA RIVERA, J. F. (2006): "Paisaje y orden territorial en la montaña media mediterránea", en MATA, R. & TORROJA, A. —coords.- *El paisaje y la gestión del territorio*. Diputación de Barcelona, pp. 181-187.
- ORTEGA, N. (2002): *Estudios sobre historia del paisaje español*. Servicio de Publicaciones de la Universidad Autónoma de Madrid y Los Libros de la Catarata, Madrid.

- PASCUAL-HORTAL, L. & SAURA, S. (2006): "Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation" en *Landscape Ecology*, núm. 21 (7), pp. 959-967.
- PUERTO MARCHENA, A. & MUÑOZ REINOSO, J. C. (2010): "Red de conectores ecológicos para el lince ibérico en la provincia de Huelva", en OJEDA, J., PITA, M. F. & VALLEJO, I. —eds.- *Tecnologías de la Información Geográfica: la Información Geográfica al servicio de los ciudadanos*. Universidad de Sevilla, pp. 1028-1038.
- REVILLA, E. & WIEGANDB, T. (2008): *Individual movement behavior, matrix heterogeneity, and the dynamics of spatially structured populations*. The Hebrew University of Jerusalem & Ed. Board August 21.
- RODRÍGUEZ, A. & DELIBES, M. (1990): *El lince ibérico en España: distribución y problemas de conservación*. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza, Madrid.
- RUEDA RAMÍREZ, P. J. (1997): "La formación de las nuevas poblaciones de Andalucía y el correo en el Camino Real: 1768-1835" en *Atalaya Filatélica*, núm. 78, pp. 3-7.
- SÁNCHEZ-MARTÍNEZ, J. D. & ARAQUE JIMÉNEZ, E. (2005): "El Parque Natural de Despeñaperros: caracterización territorial y perspectivas inmediatas" en *Cuadernos Geográficos*, núm. 37 (2005-2), pp. 7-39.
- SANTOS Y GANGES, L. (2009): "Paisajes culturales y planificación espacial", en IGLESIAS MERCHÁN, C. —ed.- *Ecología del paisaje y seguimiento ambiental: feedback en materia ambiental*. ECOPÁS, Madrid, pp. 45-66.
- SANTOS, T. & TELLERÍA, J. L. (2006): "Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies" en *Ecosistemas*, núm. 15 (2), pp. 3-12.
- SAURA, S.; ESTREGUIL, C.; MOUTON, C. & RODRÍGUEZ FREIRE, M. (2011a): "Network analysis to assess landscape connectivity trends: application to European forests (1990-2000)" en *Ecological Indicators*, núm. 11, pp. 407-416.
- SAURA, S.; GONZÁLEZ ÁVILA, S. & ELENA ROSSELLÓ, R. (2011b): "Evaluación de los cambios en la conectividad de los bosques: el índice del Área Conexa Equivalente y su aplicación a los bosques de Castilla y León" en *Montes* núm. 106, pp. 15-21.
- SAURA, S. & PASCUAL-HORTAL, L. (2007): *Conefor Sensinode 2.2 User's Manual: software for quantifying the importance of habitat patches for maintaining landscape connectivity through graphs and habitat availability indices*. Universidad de Lleida.
- SAURA, S. & PASCUAL-HORTAL, L. (2007): "A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study" en *Landscape and Urban Planning*, núm. 83 (2-3), pp. 91-103.
- SAURA, S. & TORNÉ, J. (2009): "Conefor Sensinode 2.2: a software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity" en *Environmental Modelling & Software*, núm 24, pp. 135-139.
- SAURA, S. & RUBIO, L. (2010): "A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape" en *Ecography*, núm. 33, pp. 523-537.
- TROLL, C. (1939): "Luftbildplan und ökologische Bodenforschung" en *Zeitschrift der Gesellschaft für Erdkunde Zu Berlin*, núm. 74, pp. 241-298.
- TUAN, Y. F. (1974): *Topophilia: a study of environmental perception, attitudes, and values*. Prentice-Hall & Englewood Cliffs, Nueva Jersey.
- TURNER, I. M. (1996): "Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence" en *Journal of Applied Ecology*, núm. 33, pp. 200-205.
- VILA, J.; VARGA, D.; LLAUSÀS, A. & RIBAS, A. (2006): "Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (landscape ecology): una interpretación desde la geografía" en *Doc. Anàl. Geogr.*, núm. 48, pp. 151-166.

# 8.

## LA CONECTIVIDAD ECOLÓGICA EN LOS ESPACIOS AGRARIOS. APORTACIONES DESDE LOS PROCESOS DE CONCENTRACIÓN PARCELARIA

Óscar J. RAMÍREZ DEL PALACIO y Salvador HERNÁNDEZ NAVARRO

*Departamento de Ingeniería Agrícola y Forestal, Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias. Campus la Yutera – Palencia, Universidad de Valladolid*

### RESUMEN

La Unión Europea considera la fragmentación del paisaje como una de las mayores amenazas para la supervivencia de muchas especies. Esta situación también se reproduce en los paisajes agrarios, que prácticamente ocupan la mitad de su territorio. Para mitigar este problema ha articulado tres grandes ejes de acción: la Directiva Hábitats y la Red Natura 2000; la Estrategia Paneuropea de Diversidad Biológica y del Paisaje; y la Estrategia de Biodiversidad.

La ordenación de los espacios agrarios se articula en dos grupos de actuaciones que, a su vez, conllevan dos rangos de escala espacial y temporal: las operaciones de ordenación y las operaciones de gestión. En esta ordenación es fundamental considerar la gestión de todo el espacio agrario como un mosaico de hábitats, que debe ser administrado para mantener la conectividad entre sus partes.

Uno de los instrumentos de ordenación de los espacios agrarios es la concentración parcelaria, que se plasma en un Proyecto de Concentración. Estos proyectos no sólo deben buscar el aumento de la productividad agraria, sino que también tienen que integrar valores ecológicos, como el aumento de la diversidad o la conectividad, mediante los denominados Proyectos de Restauración del Medio Natural, herramienta crucial dentro de la concentración parcelaria. En el presente capítulo se exponen diversas medidas que se pueden adoptar para la mejora de la conectividad en un proceso de concentración parcelaria.

**Palabras clave:** conectividad ecológica, integración de medidas ambientales, concentración parcelaria.

# 8.

## ECOLOGICAL CONNECTIVITY IN AGRICULTURAL SPACES. CONTRIBUTIONS FROM LAND CONSOLIDATION PROJECTS

Óscar J. RAMÍREZ DEL PALACIO y Salvador HERNÁNDEZ NAVARRO

*Departamento de Ingeniería Agrícola y Forestal, Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias. Campus la Yutera – Palencia, Universidad de Valladolid*

### ABSTRACT

The European Union considers landscape fragmentation as one of the greatest threats to the survival of many species, also in agricultural landscapes, which occupies about 50% of its territory. To mitigate this problem, three main action lines have been articulated: the Habitats Directive and the Natura 2000 network, the Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy, and the Biodiversity Strategy.

Agricultural spaces' planning is divided into two groups of actions which, in turn, involve two ranges of spatial and temporal scales: planning operations, and management operations. In this planning it is essential to consider the management of the entire agricultural area as a mosaic of habitats, which must be administered so as to preserve connectivity amongst its parts.

One of the instruments of agricultural areas planning is land consolidation, which results in a Land Consolidation Project. In these projects not only an increase in agricultural productivity should be sought, but also the integration of environmental values such as the increase in diversity or connectivity, by the so called Natural Resource Restoration Projects, which constitutes a crucial tool in land consolidation. This chapter sets out several measures which can be taken in order to improve connectivity in land consolidation.

**Keywords:** ecological connectivity, environmental measures integration, land consolidation.

En Europa la fragmentación de los espacios agrarios está considerada como una de las mayores amenazas para la supervivencia de muchas especies endémicas. Por otra parte, en estos espacios fuertemente antropizados, se admite que el mantenimiento de determinadas prácticas agropecuarias está directamente relacionado con una alta diversidad de especies o con la presencia de especies con problemas de conservación.

Desde diversos criterios de análisis, los espacios agrarios adquieren una destacada importancia como consecuencia de su dimensión espacial -aproximadamente, ocupan la mitad de la superficie de la UE-, por el tejido económico y social que tienen asociado, así como por el reconocimiento, cada vez mayor, de sus notables valores ecológicos y ambientales.

En estos espacios suelen coexistir dos tipos de hábitats. Uno estaría constituido por las tierras cultivadas, que estarían ecológicamente condicionadas por su estructura parcelaria y las prácticas agrícolas que allí se desarrollen. El segundo hábitat estaría integrado por las áreas no cultivadas y los elementos seminaturales. La conectividad ecológica de los espacios agrarios está directamente relacionada con la heterogeneidad que presente su matriz agrícola (mosaicos de cultivos y presencia de elementos seminaturales en su interior) y con la presencia y tipología (número, tamaño, diversidad y dispersión) de parches y corredores no agrícolas en las áreas colindantes a la matriz.

La conservación de una buena conectividad ecológica en los espacios agrarios requiere del mantenimiento de prácticas agroambientales que contribuyan a la extensificación de la producción agraria y al mantenimiento de un paisaje más heterogéneo.

Por otra parte, las intervenciones de ordenación del espacio agrario incluyen cada vez más principios ecológicos, funcionales y estético-culturales, lo que permite mejorar su integración ambiental. Dentro de estas intervenciones, destacan los procesos de concentración parcelaria, que constituyen una de las principales políticas estructurales de las zonas agrarias, dentro y fuera de la UE. De la reflexión sobre las características y potencialidades de este complejo proceso, se puede concluir que si se añaden aspectos de ecología del paisaje a los propiamente técnicos, el proceso de concentración parcelaria puede aportar nuevos elementos estructurantes al paisaje y contribuir en la mejora de la conectividad ecológica de estos espacios.

### **8.1. Sistemas agrarios en crisis en un contexto emergente de agricultura sostenible: la conectividad ecológica en espacios agrarios como reto**

Los paisajes agrarios ocupan el 47% de la superficie de la Unión Europea ampliada (UE-27): 180 millones de hectáreas. Esta superficie se distribuye entre tierra arable (aproximadamente, 103 mill. ha), pastos permanentes (65 mill. ha) y los cultivos permanentes (12 mill. ha) (FAOSTAT, 2005). En función de una amplia combinación de factores, como son las condiciones del suelo, disponibilidad de agua, clima, pendiente y factores de manejo (tipo, intensidad y escala de uso), los paisajes agrícolas muestran una amplia gama de condiciones ecológicas y difieren considerablemente en términos de su diversidad biológica.

Si realizamos una aproximación ecosistémica a los sistemas agrarios, podemos definirlos como unos sistemas muy abiertos a los intercambios de materia y energía, con empleo de pocas especies muy especializadas, frágiles, intensificados, con una influencia externa importante (alta concentración de

recursos externos al sistema) y un claro control cultural (Gómez Sal, 1993). Estos parámetros variarán dependiendo del grado de intensificación que exista en cada caso, con el monocultivo como situación extrema.

Muchos espacios agrarios europeos pueden calificarse como de alto valor natural y se puede establecer una relación directa entre el mantenimiento de determinadas actividades agropecuarias con la existencia de una alta diversidad de especies o con la presencia de especies con problemas de conservación (García González *et al.*, 2008).

Un ejemplo de lo anterior lo proporcionan los hábitats esteparios, también denominados en España pseudoestepas o estepas cerealistas, que son el resultado de una actividad agraria ancestral en torno al binomio cultivos herbáceos extensivos/ganadería extensiva de ovino. Su singularidad ecológica y la presencia en ellas de importantes poblaciones de aves esteparias, muchas en grave peligro de extinción, han propiciado su declaración como Lugares de Interés Comunitario (LICs) y Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPAS).

En la actualidad, en Europa, para la conservación de la biodiversidad se considera fundamental el mantenimiento de sistemas agro-ganaderos poco intensivos. Así, por ejemplo, se ha evidenciado que, durante las últimas décadas, las aves vinculadas a medios agrícolas y, de forma especial, las denominadas aves esteparias han venido sufriendo una fortísima regresión debida fundamentalmente a los profundos cambios acontecidos, en general, en el sector agrario y, en particular, en los hábitats esteparios (Tellería *et al.*, 1988; Suárez *et al.*, 1996; Viada y Naveso, 1996; Martí y del Moral, 2003; Devictor & Jiguet, 2007). Estos y otros espacios agrarios extensivos están disminuyendo dramáticamente en todo el continente, bien como consecuencia de la intensificación del uso del suelo, o bien debido al abandono parcial o completo de las tierras de cultivo (véase por ejemplo, Henle *et al.*, 2008), hasta el punto de que casi una quinta parte de las áreas importantes para las aves (IBAs, en su acrónimo inglés) de Europa están amenazadas por el abandono de la agricultura (Donald *et al.*, 2002).

El binomio formado por sobreexplotación e infrautilización tiene como corolario la pérdida de heterogeneidad de los paisajes agrarios (Stoate *et al.*, 2009; Persson *et al.*, 2010), la degradación y pérdida de estos hábitats (Teyssedre & Couvet, 2007; Henle *et al.*, 2008; Stoate *et al.*, 2009) y la pérdida de biodiversidad (Viada & Naveso, 1996; Donald *et al.*, 2001; Palomo & Gisbert, 2002; Benton *et al.*, 2003; Martí & del Moral, 2003; Henle *et al.*, 2008; Billeter *et al.*, 2008; Stoate *et al.*, 2009; Uematsu *et al.*, 2010), entre otros valores ambientales.

Aunque en la actualidad es comúnmente reconocido que las principales amenazas de los espacios agrarios proceden tanto de la sobreexplotación de los medios de producción como del abandono, ya que ambas situaciones generan cambios y modificaciones en la estructura de ese paisaje y en la complejidad de sus relaciones espaciales (Reidsma *et al.*, 2006; Henle *et al.*, 2008; Stoate *et al.*, 2009; Persson *et al.*, 2010), según Uematsu *et al.* (2010), la preservación y recomposición de la biodiversidad en los paisajes agrarios tradicionales requeriría considerar al tiempo los efectos bidireccionales que suponen tanto el abandono de tierras como la intensificación del uso de los suelos agrícolas.

Ambos procesos están relacionados con la pérdida y la fragmentación de hábitats, que son procesos paralelos (Opdam *et al.*, 2006) y estrechamente ligados<sup>63</sup>

63 En ocasiones, se utiliza el término fragmentación para ambos fenómenos. De hecho, según Burel y Baudry (2002), la fragmentación es un proceso que se caracteriza por la disminución de la superficie total de un hábitat y su ruptura en fragmentos. No obstante, las aproximaciones que se

que amenazan muchos ecosistemas europeos. La introducción de elementos que incrementasen la heterogeneidad espacial y favoreciesen la movilidad de las poblaciones y flujos permitiría atenuar los efectos asociados a los sistemas agrarios intensivos (Burel & Baudry, 1995; Devictor & Jiguet, 2007; Billeter *et al.*, 2008; Henle *et al.*, 2008; Stoate *et al.*, 2009), aunque, por otra parte, también sería preciso encarar la persistencia de altos índices de parcelación, que ha contribuido al abandono de la actividad agraria (Niroula & Thapa, 2005; Di Falco *et al.*, 2010).

Por otro lado, el auge de determinadas corrientes contemporáneas, como el desarrollo sostenible, legitiman esos objetivos desde un punto de vista político-administrativo.

Desde la publicación del documento «Nuestro Futuro Común» (UN, 1987), por parte de la Comisión Mundial sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo (CMMAD) de la ONU, ha existido un especial interés por parte de los diversos organismos e instituciones internacionales, e investigadores, la aplicación del concepto de desarrollo sostenible a la gestión territorial y al desarrollo rural (World Bank, 2006; 2008). Existe una corriente liderada por Altieri (1999) que propone la agroecología como “disciplina que provee los principios ecológicos básicos para estudiar, diseñar y manejar agroecosistemas que sean productivos y conservadores del recurso natural, y que también sean culturalmente sensibles, socialmente justos y económicamente viables”. Existe, en este sentido, una corriente de normalización de la agricultura sostenible patrocinada por ONGs como Sustainable Agriculture Network y Rainforest Alliance.

La FAO (2012), a su vez, define la “agricultura y desarrollo sostenible” (ADRS) como un proceso que cumple con los siguientes criterios:

- Garantiza que los requerimientos nutricionales básicos de las generaciones presentes y futuras sean atendidos cualitativa y cuantitativamente, al tiempo que provee una serie de productos agrícolas.
- Ofrece empleo estable, ingresos suficientes y condiciones de vida y de trabajo decentes para todos aquellos involucrados en la producción agrícola.
- Mantiene, y allí donde sea posible, aumenta la capacidad productiva de la base de los recursos naturales como un todo, y la capacidad regenerativa de los recursos renovables, sin romper los ciclos ecológicos básicos y los equilibrios naturales, lo que destruye las características socioculturales de las comunidades rurales o contamina el medio ambiente.
- Reduce la vulnerabilidad del sector agrícola frente a factores naturales y socioeconómicos adversos y otros riesgos, y refuerza la autoconfianza.

---

vienen realizando al concepto de fragmentación del hábitat pueden resultar ambiguas. Así, dentro de los múltiples análisis, índices, modelos y estudios empíricos realizados se puede encontrar una amplia variedad de resultados, a veces antagónicos (Robinson *et al.*, 1992; Fahrig, 2003; Uematsu *et al.*, 2010). Las diferentes especies responden de forma diferente a la fragmentación. Como consecuencia de los cambios introducidos en el ecosistema sus comunidades, animales y vegetales, sufrirán diferentes procesos de reorganización, que podrán ser de tipo intraespecífico, afectando a los procesos de crecimiento de la población, reproducción, mortalidad y dispersión, o con interacciones interespecíficas. En muchos casos, la consecuencia final suele ser una reducción significativa del número total de especies presentes y una abundancia relativa de especies generalistas (Harrison & Bruna, 1999; Uematsu *et al.*, 2010).

Por su parte, la Unión Europea que, desde la reforma de la PAC–Agenda 2000, asigna a la actividad agraria numerosas y variadas funciones (multifuncionalidad), más allá de las básicas de producción de alimentos y materias primas<sup>64</sup>, define la agricultura sostenible como “aquella que requeriría una gestión de los recursos naturales de una manera que garantice que los beneficios también están disponibles en el futuro” (CEC, 1999). Para su desarrollo plantea las denominadas medidas agroambientales que “están diseñados para alentar a los agricultores a proteger y mejorar el medio ambiente en sus tierras de cultivo, cuyos dos grandes objetivos son: la reducción de los riesgos ambientales asociados a la agricultura moderna del entorno natural y la preservación de la naturaleza y los paisajes agrarios cultivados” (EC, 2005).

De hecho, en la Agenda 2000 se establecieron novedosos mecanismos de gestión de las ayudas percibidas por los agricultores. Entre otros cambios, en la denominada “condicionalidad” se vinculaban los pagos directos con el cumplimiento de determinadas normas a favor del medio ambiente. Esta nueva orientación de la PAC, si bien no ha tenido una aplicación exhaustiva y su potencial dista mucho de los logros hasta ahora conseguidos, enlaza con el concepto de multifuncionalidad del sector agrario y puede aportar un nuevo impulso a la implicación de las políticas agrarias en la conservación del medio ambiente.

En síntesis, para hacer frente a la crisis agraria en un marco de preocupación creciente por la dimensión medioambiental de los sistemas agrarios, parece progresivamente aceptada la necesidad de incorporar medidas de conectividad ecológica en la administración/ordenación de los sistemas agrarios. A ello se dirige este texto que propone, primero, repasar los conceptos básicos de conectividad ecológica y su aplicación al diseño de redes de corredores; segundo, proyectar esta reflexión sobre la ordenación agraria y, por último, centrarse en particular en las posibilidades y herramientas de la concentración parcelaria.

## **8.2. Algunos principios básicos de conectividad y su aplicación al diseño de redes de corredores ecológicos**

Desde que se publicó el libro «The Theory of Island Biogeography» (MacArthur & Wilson, 1967), se han formulado y expuesto diversas definiciones de conectividad. En un sentido amplio, Crooks & Sanjayan (2006) se refieren a ella como “el grado de movimiento de organismos o procesos, por lo que a mayor movimiento mayor conectividad”; Bagnette y Van Dyck (2007), por su parte, la definen como el grado en que el paisaje facilita o impide los movimientos de los individuos entre los parches de hábitat o los recursos existentes dentro de un hábitat.

En ambos casos, puede observarse que, en el estudio y diseño de la conectividad de los paisajes, en particular los agrarios, puede ser tan importante el movimiento de organismos como los flujos y procesos diversos. De esta manera, se puede definir como conectividad positiva aquella que mejora medioambientalmente el paisaje y como conectividad negativa, la que deteriora medioambientalmente el paisaje. Un ejemplo de conectividad positiva es la que se realiza a través de un río, mientras que una conectividad negativa puede ser la erosión remontante o el flujo de nitratos en aguas subterráneas. Díaz y Apóstol (1992) han definido una buena metodología para el diseño de los procesos y flujos en zonas forestales.

64 En Rossing *et al.* (2007) se realiza un exhaustivo análisis comparado de los diferentes sistemas de uso del suelo en varios países de la UE.

Estos movimientos o flujos en la naturaleza pueden tomar diferentes formas (adaptado de Crooks & Sanjayan, 2006):

- Elementos, con formas abióticas (materiales: suelo, fuego, viento y agua) o bióticas (organismos: plantas y animales).
- Procesos abióticos y bióticos (energía e información): interacciones ecológicas, procesos en los ecosistemas y entre ecosistemas, alteraciones.

Estos movimientos o flujos pueden interactuar entre ellos de una manera física o como interacción biológica, pudiendo pertenecer a una o más de las cinco clases de efectos primarios, con posibles solapamientos y ramificaciones de efectos indirectos en comunidades y ecosistemas, siendo estos efectos primarios: tróficos, demográficos, medioambientales, conductuales y genéticos. Estas interacciones pueden ser uni o bidireccionales, retroalimentarse y variar temporalmente (Talley *et al.*, 2006).

En el caso de la conectividad negativa (por ejemplo, el transporte de nitratos a través del suelo desde zonas agrícolas a los ríos), es interesante romperla, pudiendo utilizar precisamente para ello un elemento que permite conectividad positiva como los setos, para generar conectividad negativa, al absorber estas barreras este flujo de nitratos (Caubel-Forget *et al.*, 2001; Caubel, 2001; Ryszkowski, 1989).

Un factor fundamental que se debe tener en cuenta en el análisis y diseño de la conectividad es la escala, esto es “la resolución dentro del rango de medida de una determinada magnitud” (Schneider, 1994). Las magnitudes de medida de la escala pueden ser espaciales o temporales. Es fácil comprender la influencia de la escala en el estudio de diferente movilidad, y por lo tanto de su nivel de estudio, de tres animales como son: el erizo (*Erinaceus europaeus*), el zorro (*Vulpes vulpes*) y el lobo (*Canis lupus*) (Farina, 1998). A su vez se pueden definir dos tipos de conectividad espacial, en función de tipos de movimiento que pueden desarrollar los organismos vivos, entendiendo por conectividad potencial la definición métrica de la capacidad de dispersión de un organismo, y entendiendo por conectividad real la definición métrica del movimiento real de los individuos a través de un paisaje y que proporciona una estimación de conectividad directa (Fagan & Calabrese, 2006).

La conectividad de organismos vivos (vegetación y fauna) es función de dos componentes (Bennett, 2003):

- Estructural, que es función de la distribución espacial de los diferentes tipos de hábitats existentes en el paisaje (fig. 8.1). Las variables que la definen son: la continuidad de hábitats adecuados; las dimensiones (ancho y largo) de las manchas de paisaje, de gran importancia en la calidad de los corredores riparios (Barton *et al.*, 1985); la distancia que debe atravesar el flujo y la presencia de senderos alternativos o características de la red.
- Conductual, que hace referencia a la respuesta conductual de individuos y especies a la estructura física del paisaje. Sus principales variables son: la escala en que una especie percibe y se desplaza dentro del medio ambiente; sus requisitos de hábitats y su tolerancia ante hábitats alterados; el grado de especialización del hábitat; la fase de vida; los tiempos de los desplazamientos de dispersión y la respuesta de la especie ante depredadores y competidores.

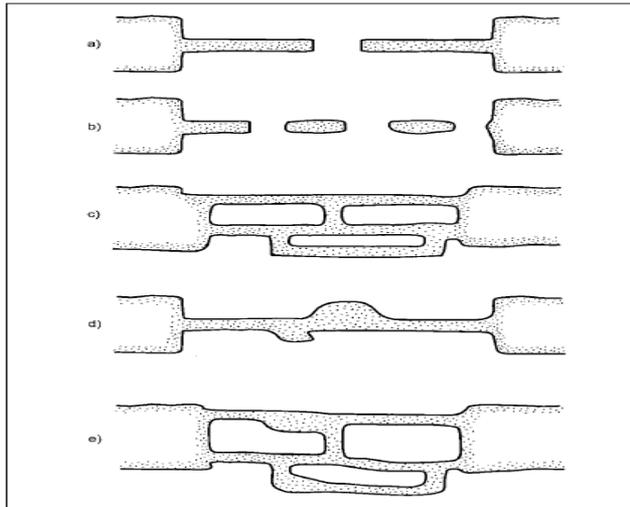


Fig. 8.1. Esquema simplificado de los factores que influyen en la conectividad estructural: (a, b) el número y longitud de huecos, (c) la presencia de una red o múltiples vías, y (d) la presencia de nódulos o parches de hábitat asociados al enlace (e).

Fuente: tomado de Bennett, 2003.

La conectividad ecológica se realiza a través de corredores. Los corredores ecológicos son espacios, por lo general de forma lineal, que mejoran la capacidad de los organismos para moverse entre manchas de su hábitat (Hilty *et al.*, 2006) y que, por tanto, ayudarían a contrarrestar los efectos de la fragmentación de los hábitats. Las funciones de los corredores pueden ser (Hellmund & Smith, 2006):

- Hábitat: permite a las especies: vivir, reproducirse, alimentarse y desplazarse.
- Barreras: impide que lo atraviesen materiales, energía y organismos.
- Conexión: sirve de transporte de materiales, energía, y organismos.
- Filtro: permite la penetración selectiva de materiales, energía y organismos.
- Fuente: permite la dispersión de organismos.
- Sumidero: permite la atracción de organismos.

Existen tres tipos básicos de corredores (Bennett, 2003): los corredores de hábitats (*habitat corridors*), los trampolines (*stepping stones*) y los mosaicos de hábitats.

Los corredores de hábitats son estructuras lineales continuas que unen diversos hábitats de determinados organismos. Estos corredores tienen las siguientes características (Anderson & Jenkins, 2006; Bennett, 2003):

- Proporcionan conectividad a la especie objetivo, particularmente en paisajes modificados que le resultan inhóspitos.
- La especie objetivo necesita que el hábitat por el que se traslada no esté alterado.
- Se utiliza en especies que tienen una escala limitada de desplazamientos en relación con la distancia que debe atravesar. En esta situación, el corredor de hábitats debe proveer recursos.

El diseño es sencillo, pudiendo tener forma de malla y proporcionar conexiones multidireccionales.

La estructura de los corredores de hábitats suele estar formada por ríos o setos (*hedgerows, fencerows, shelterbelt o windbreak*) que contribuyen a crear paisajes agrícolas muy particulares como, por ejemplo, los denominados *bocages* en Francia.

Pueden distinguirse (Bennett, 2003): corredores de hábitats naturales; corredores de hábitats remanentes, como franjas de vegetación subsistente en áreas roturadas, taladas ó perturbadas; corredores de hábitats regenerados, resultado del nuevo crecimiento de una franja de vegetación previamente perturbada; corredores de hábitats plantados; corredores de hábitats perturbados, resultado de alteraciones humanas permanentes como las infraestructuras viarias.

Los trampolines (*stepping stones*) son manchas de hábitats adecuados para la especie objetivo, distribuidas de forma no continua a lo largo de la matriz de paisaje y que unen de forma puntual dos hábitats de la especie. Este tipo de corredores sirven para especies de determinadas características (Bennett, 2003):

- Especies que se desplazan regularmente entre diferentes manchas del paisaje, buscando recursos, nidificaciones, etc.
- Especies relativamente móviles y capaces de desplazarse a distancias largas en relación con la distancia existente entre manchas.
- Especies que toleran paisajes perturbados, aunque no son necesariamente capaces de vivir en la zona modificada.

Por último, los mosaicos de hábitats son paisajes donde no existe una matriz definida, sino que más bien es un *puzzle* o mosaico de hábitats que facilitan el movimiento y la continuidad de las poblaciones. En muchos casos los límites entre vegetación natural y las zonas alteradas no están bien definidos y se producen como mosaicos o gradientes y no como discontinuidades bien definidas. Estos corredores tienen las siguientes características (Anderson & Jenkins, 2006; Bennett, 2003):

- Gran parte del paisaje permanece de forma natural o seminatural.
- Las especies o comunidades objetivo tienen un elevado nivel de tolerancia a los usos de suelo existentes.
- El objetivo es proteger especies cuya movilidad implica una amplia extensión.
- El territorio se puede zonificar, utilizando áreas protegidas públicas y privadas, utilizando servidumbres, comprando terrenos, etc.

En términos prácticos, lo anterior significa que el mantenimiento, o en su caso instauración por intervención del hombre (p.e. programas agroambientales, proyectos de restauración ecológica, etc.) de una mayor heterogeneidad en los paisajes agrarios pueden desempeñar una importante función de soporte y mejora de la heterogeneidad espacial y la conectividad funcional.

La mejora de la conectividad funcional se basa en el concepto de red. Las cuatro características que definen las redes de corredores ecológicos son su área total, la calidad y la densidad de la red, y la permeabilidad de la matriz. Cualquiera de estas cuatro características se pueden utilizar como estrategias para el diseño de actuaciones, pudiéndose compensar la disminución de un parámetro por la mejora de otro (Opdam *et al.*, 2006).

La conectividad y los corredores ecológicos no son universales, es decir, no pueden servir para cualquier organismo o flujo, sino que tienen un alto grado de especificidad y su diseño depende de la especie objetivo. Por ello, en el diseño de corredores es conveniente diferenciar ciertos tipos de especies objetivo (Anderson & Jenkins, 2006; Hilty *et al.*, 2006):

- Especie clave (*keystone*): ejerce un fuerte impacto en el ecosistema que habita. La eliminación de esta especie puede alterar los procesos del ecosistema y, posiblemente, provocar la extinción de otras especies en la comunidad.
- Especie emblemática (*flagship*): especie carismática que goza de interés entre la población y permite solicitar ayudas para su conservación.
- Especie paraguas: requiere hábitats y recursos que también soportan una variedad de otras especies, comunidades y/o ecosistemas.
- Especie indicadora: su estado se utiliza como una medida aproximada de las condiciones de los ecosistemas.
- Especie especialista: puede estar limitada por el hábitat disponible u otros recursos.
- Especie vulnerable: en peligro de extinción o amenazada.

Cuando se diseñen actuaciones que busquen mejorar la conectividad, debe tenerse en cuenta que si bien, en un determinado hábitat y época del año, los requisitos de las plantas y la fauna allí existentes difieren, este posible conflicto queda resuelto si se actúa sobre amplias extensiones de superficie, a la vez que se favorece una heterogeneidad suficiente en el entorno, de forma que cada especie encuentre su hábitat más favorable (Benton *et al.*, 2003). No obstante, debe tenerse en cuenta que una actuación dirigida hacia una especie determinada, podría generar efectos contrarios en otras.

Según se han ido desarrollando las bases teóricas de la ecología del paisaje, el conocimiento sobre los procesos de fragmentación de los hábitats y las relaciones entre conectividad y estructura del paisaje, han ido apareciendo numerosos métodos, procedimientos e índices para cuantificar y valorar la conectividad. Kindlmann y Burel (2008) realizan una notable revisión de los índices asociados a ello, aunque son igualmente reseñables las aportaciones de Beier y Noss (1998) y Tischendorf y Fahrig (2000). Diversos programas en el entorno de sistemas de información geográfica (Fragstat, Conefor, FunConn, CorridorDesigner (ArcToolBox), etc.) han sido diseñados como herramientas para el análisis y prospectiva de la conectividad estructural. Además, hay una amplia bibliografía sobre la mejora de la conectividad conductual de la fauna, en particular la disminución del efecto barrera de las infraestructuras lineales (Iuell, B. *et al.*, 2005; Hervás *et al.*, 2006; MARM, 2006; Huijser *et al.*, 2008; MARM, 2008; 2010; 2010b; Clevenger & Huijser, 2011).

También se han realizado aproximaciones a estas cuestiones desde el ámbito sociológico, con el objetivo de conocer la valoración de actuaciones de mejora de la conectividad ecológica por parte de agricultores y ganaderos, y de la población residente en las zonas afectadas y que no trabaje en el sector agrario (Burel & Baudry, 1995; Oreszczyn, 2000; Sullivan *et al.*, 2004). Resulta interesante a este respecto observar los diferentes significados que para cada colectivo puede tener una actuación o estructura ya existente: una tupida red de setos será apreciada por sus aportaciones estéticas o paisajísticas, sus aportaciones a la estructura del paisaje y la mejora de la conectividad, o como elementos que definen límites,

tanto físicos como simbólicos, a la vez que pueden albergar plagas y organismos beneficiosos para la actividad agraria (Baudry *et al.*, 2002; Duelli & Obrist, 2003). Estos mismos autores consideran necesario fomentar la participación pública en la toma de decisiones en estos procesos; los agricultores, ganaderos, ecologistas, científicos, planificadores, técnicos y sociedad en general, pueden aportar sus diferentes enfoques, demandas, prioridades y soluciones.

De ahí que, en conjunto, las etapas en el diseño de un corredor o de una red de corredores serían (Beier & Loe, 1992; NCRS, 1999):

- Etapa preparatoria, en la que se analizan las condiciones iniciales y se identifican las partes interesadas. También servirá para generar apoyos locales para la planificación, estableciendo confianza entre las partes interesadas y organizar un enfoque interdisciplinario, y un amplio equipo de planificación.
- Etapa 1, identificar las áreas de hábitat que se necesitan conectar: se delimitará el área de estudio, se identificarán los recursos con problemas, se determinarán los tipos de datos necesarios, se inventariarán los recursos a una escala adecuada y se determinarán las metas y objetivos iniciales.
- Etapa 2, seleccionar varias especies de interés de las especies presentes en estas áreas: se determinarán metas y objetivos de las especies.
- Etapa 3, evaluar las necesidades pertinentes de cada especie: se analizarán los recursos.
- Etapa 4, para cada corredor potencial, evaluar cómo el área se acomoda al movimiento para cada especie de interés: se evaluarán alternativas a escala de paisaje del corredor de conservación y se formularán alternativas a escala de paisaje del corredor de conservación.
- Etapa 5, dibujar el corredor en un mapa.
- Etapa 6, diseñar un programa de seguimiento, con el objetivo de evaluar la eficacia del diseño.

### **8.3. Conservación de la conectividad ecológica en los espacios agrarios: interés, problemas y actuaciones mejorantes**

El interés actual por el problema de la fragmentación del paisaje y la organización de redes ecológicas está fuera de toda duda. La Unión Europea, que considera la fragmentación como una de las mayores amenazas para la supervivencia de muchas especies, ha articulado tres grandes ejes de acción: la Directiva Hábitats (Directiva 92/43/CEE) y la Red Natura 2000; la Estrategia Paneuropea de Diversidad Biológica y del Paisaje (Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy, -PEBLDS-); y la Estrategia de Biodiversidad (Mucher *et al.*, 2009).

El desarrollo de la Red Ecológica Pan-Europea (PEEN, en su acrónimo inglés) es la herramienta más importante en la aplicación de la estrategia PEBLDS pero, además de ella, existen otras actuaciones desarrolladas a título particular por diversos países de la UE, como son la red ecológica desarrollada en los Países Bajos o la red de corredores implementada en la República Checa, consistente en una densa red de corredores (con anchuras variables entre 10-20 m y más de 40 m) que ponen en contacto hábitats naturales o semi-naturales (con extensiones que van desde 0,5-5 ha hasta 10-50 ha, según el valor o importancia del sitio) (Bennett, 2003).

Son también destacables los programas de gestión agroambiental desarrollados en Suiza, denominados “Ecological Compensation Areas”, que destinan un 7% de la superficie de la explotación agraria al establecimiento de setos o a bandas sin cultivo (Herzog *et al.*, 2005) y las diversas actuaciones de mejora del hábitat natural desarrolladas en los Estados Unidos dentro del «Conservation Reserve Program» (Clark & Reeder, 2005), entre las que destacan la creación de bandas y parches dispuestos junto a campos de cultivo y cursos de agua, con unas 5 hectáreas de superficie media y ocupados por especies herbáceas, o la red de vías verdes del estado de Maryland (Bennett, 2003).

En España hay pocas experiencias en el diseño y regulación de corredores ecológicos. Aparte de la Red de Corredores Ecológicos de la Comunidad Autónoma de Euskadi, ejemplar por el diseño de criterios de selección de especies objetivo (Gurrutxaga San Vicente, 2005), existen desarrollos normativos de alcance y ejecución bastante dispares, o ejemplos puntuales de corredores en las comunidades autónomas de Andalucía, Cataluña, Extremadura, Navarra y Murcia. Sin embargo, el escaso conocimiento generado en esta materia para paisajes agrarios, su amplia extensión y su notable rol en la conectividad, justifica una aproximación centrada en estos espacios, sus particularidades ambientales, problemas y las posibles actuaciones mejorantes de la conectividad.

#### **8.4. Problemas en torno a la conectividad ecológica en la ordenación de espacios agrarios**

La ordenación de los espacios agrarios se articula en dos grupos de actuaciones que, a su vez, conllevan dos rangos de escala espacial y temporal: las operaciones de ordenación, propiamente dichas, que alterarían las estructuras espaciales en amplias extensiones de terreno y durante largos períodos de tiempo, y las operaciones de gestión, que conciernen a la estructura interna de los elementos, su mantenimiento o evolución individual, y que son efectuadas de forma cíclica y en períodos de tiempo breves.

Las intervenciones de ordenación del espacio agrario incluyen cada vez más principios ecológicos, funcionales y estético-culturales, lo que permite mejorar su integración ambiental. No obstante, queda la dificultad de interferir en el mismo sentido en las operaciones de gestión, en la pequeña escala espacial y temporal, y especialmente en el mantenimiento de la diversidad de las prácticas (Burel y Baudry, 2002).

Diversos tipos de actuaciones vinculadas a programas agroambientales o proyectos de restauración del medio natural en zonas objeto de importantes transformaciones (p.e. proyectos de concentración parcelaria, construcción de carreteras o de vías de ferrocarril...) buscan afectar los procesos de conectividad asociados a ese espacio. Uno de estos procesos es la dispersión de los individuos en y hacia los parches y dentro de la matriz. No obstante, la capacidad de dispersión es un rasgo específico de cada especie, con variaciones a nivel incluso de individuo, y que además, para una población dada, está fuertemente relacionada con las condiciones del hábitat (Baguette & Van Dyck, 2007).

En los espacios agrarios suelen coexistir dos tipos de hábitats. Uno es el hábitat agrario propiamente dicho, compuesto por las parcelas aprovechadas agrícolamente. En éste, la diversidad biológica y la conectividad estarán determinadas por las prácticas agrícolas que se desarrollen, el tamaño y la estructura de las parcelas. El segundo hábitat estaría integrado por parches no

agrícolas: bosques, zonas húmedas o áreas urbanizadas. Devictor y Jiguet (2007) coinciden con otras investigaciones anteriores (Burel & Baudry, 1995; Baudry *et al.*, 2000; Benton *et al.*, 2003) al concluir que la biodiversidad de los espacios agrarios estaba relacionada con su heterogeneidad, pero además han relacionado esta mayor riqueza de especies con una mayor diversidad en las áreas colindantes sin usos agrarios. Esta mayor diversidad del hábitat circundante al agrario parece tener un efecto estabilizador sobre las variaciones temporales de las aves del hábitat agrario (Devictor & Jiguet, 2007).

Variaciones relativamente pequeñas en los sistemas agrícolas van creando cambios que pueden llegar a ser significativos en la conectividad y en las condiciones del paisaje. Así, las actividades agrícolas terminan siendo el factor que en mayor medida determina la dinámica de los paisajes rurales (Baudry *et al.*, 2003). Nos encontramos, pues, ante la necesidad de considerar la gestión de todo el espacio agrario como un mosaico de hábitats, que debe ser administrado para mantener la conectividad entre sus partes (Bennett, 2003).

Las actuaciones para mejorar la conectividad en el hábitat agrario se articularían en dos aspectos complementarios entre sí como son la introducción de un mayor nivel de heterogeneidad en las estructuras espaciales, en especial en las áreas con agricultura más intensiva, y la reducción de los niveles de intensificación en las actividades agrarias:

- Heterogeneidad de la estructura del espacio agrario: es un elemento fuertemente dependiente o vinculado al grado de intensificación que exista en las explotaciones agrarias. Se fundamentaría en el mantenimiento de mosaicos de cultivos y utilidades, y en el mantenimiento y creación de elementos estructurantes y semi-naturales, entendiendo como tales aquellas áreas o fragmentos dominados por vegetación espontánea o por especies no destinadas a la producción. Asimismo se fomentarían las técnicas de gestión similares en las diferentes explotaciones.
- Reducción de los niveles de intensificación: esta parte atañe a aspectos de manejo y gestión de la explotación en los que confluyen múltiples circunstancias, objetivas y subjetivas. Este tipo de actuaciones perseguirían una mejora de la matriz agrícola, a la vez que buscan el máximo apoyo en programas de medidas agroambientales.

### **8.5. Mantenimiento y mejora de la heterogeneidad de la estructura del espacio agrario**

Los sistemas agrarios con mayor diversidad de cultivos y usos del suelo se asocian con mayores índices de biodiversidad y, gracias a su estructura espacial y temporal más compleja, favorecen los procesos de conectividad (Burel & Baudry, 1995; Bier & Noos, 1998; Bennett, 2003; Duelli & Obrist, 2003; Devictor & Jiguet, 2007; Billeter *et al.*, 2008; Henle *et al.*, 2008; Stoate *et al.*, 2009). Para un determinado espacio agrario, el grado de movilidad de las especies allí presentes dependerá de su estado fenológico, los recursos alimenticios disponibles y/o de su oferta de áreas de refugio (Baudry *et al.*, 2003).

No obstante, esta mayor diversidad de usos y aprovechamientos no está garantizada por el mero carácter disperso que presenten las parcelas de una explotación, sino que se verá afectada por múltiples factores externos a la explotación (mercados agrarios, PAC...) y, en última instancia, por las decisiones que tome su titular. Una vez más, la gestión de estos espacios aparece como un

problema complejo y de difícil solución (Burel & Baudry, 2002; Thenail & Baudry, 2004).

Entre la bibliografía que analiza las actuaciones realizadas para la mejora de la conectividad en espacios agrarios, destaca la variabilidad de tipos, anchuras y características de diseño propuestas para los corredores ecológicos, las cuales varían notablemente según las especies estudiadas; las características ecológicas y estructurales de la zona analizada y de las áreas limítrofes; la intensidad efectiva del uso del suelo, etc.

Bennett (2003) recomienda emplear *stepping stones* para favorecer los movimientos de las especies que sean tolerantes a las perturbaciones en el hábitat y a las que tengan una mayor movilidad. Los hábitats diversos (“mosaicos”) serían especialmente útiles para la conectividad de procesos ecológicos y de especies que sean tolerantes a las perturbaciones en el hábitat y de movilidad alta, si bien su efectividad sería buena sólo en el caso de espacios poco alterados. Por último, los corredores, con independencia del grado de alteración o intensificación que haya en el paisaje, ofrecen los mejores resultados de conectividad con especies que sean poco o nada tolerantes a las perturbaciones en el hábitat y a los procesos ecológicos.

Para mejorar los movimientos de aves y mariposas, Clark y Reeder (2005) constataron una relación directa entre la anchura de las bandas y el incremento del número de especies presentes y del número de movimientos que realizan. Para las aves observaron resultados positivos significativos cuando las bandas poseen más de 40 metros, y entre 18 y 167 para las mariposas.

En áreas con una actividad agrícola intensa, Chapman y Ribic (2002) sugieren dejar bandas sin cultivar de 7-15 metros de anchura, preferentemente junto a cursos de agua, para favorecer los movimientos y poblaciones de pequeños mamíferos salvajes. Con ello se espera alcanzar tanto objetivos directos (mejora del hábitat por introducción de variedad en la matriz agrícola) como indirectos, al contribuir a mejorar los hábitats próximos y a ponerlos en contacto.

En experimentos de campo, Marshall *et al.* (2006) dejaron, junto a las parcelas agrícolas, franjas de 6 metros sin cultivar y observaron que esto tuvo un impacto positivo en las poblaciones y movimientos de abejas y ortópteros, y favoreció la diversidad y abundancia de flora. No constaron efectos sobre las aves, algunos arácnidos y carábidos, mientras que para una determinada especie de araña (“araña lobo”) se obtuvieron impactos negativos. También concluyeron que, en todos los ensayos analizados, existió una influencia significativa del tamaño de las parcelas y la estructura del paisaje.

Con el objetivo de mejorar la variedad y las poblaciones de las aves en general, así como su movilidad, Hinsley y Bellamy (2000) proponen las siguientes pautas para una mejor gestión de los setos como corredores de hábitats: combinar los setos con otras estructuras como pequeños cursos de agua, bandas de hierba o especies silvestres, etc.; incrementar la anchura, hasta al menos 1-2 m, y la densidad de la vegetación en los setos estrechos; crear estructuras variadas en disposición, altura, etc.; realizar las podas alternando zonas, para favorecer mayor variabilidad; mantener una buena cobertura.

Una actuación sencilla, de fácil realización y sin apenas mantenimiento consistiría en dejar márgenes de hierba alrededor de las parcelas de cultivo (Stoate *et al.*, 2009) o junto a las formaciones de setos (Hinsley & Bellamy, 2000). Estos márgenes, una vez hayan cesado las actividades agrarias, se pueden establecer

mediante la regeneración natural, si bien su cobertura y variedad de especies dependerá de la calidad de su banco de semillas y de la intensidad de explotación agrícola que viniera realizándose.

A pesar de la mejora o implantación de parches en espacios agrarios con una conectividad muy baja, puede ocurrir que los procesos de colonización natural sean lentos o inexistentes. En estos casos, la supervivencia a nivel territorial de las especies dependerá en gran medida de la correcta gestión de los parches de hábitat existentes y de la localización y características de los nuevos parches. Por tanto, la evaluación de la amenaza que supone para la supervivencia de las especies la pérdida y fragmentación de un determinado hábitat, requerirá cuantificar y analizar de forma conjunta tanto el grado de pérdida y fragmentación como la capacidad de colonización y la dinámica de las poblaciones afectadas (Soons & Heil, 2002).

### **8.6. Reducción de los niveles de intensificación y programas agroambientales**

En ocasiones, los análisis sobre conectividad funcional en espacios agrarios no valoran suficientemente los efectos que sobre aquélla tiene la matriz agrícola (Baguette & Van Dick, 2007). En algunos trabajos, se llega a atribuir al parche la calidad del hábitat, a la vez que a la matriz circundante se la considera como lugar inhóspito y hasta letal (Haila, 2002). Sin embargo, al analizar la conectividad en los hábitats agrarios, incluso si nos referimos a los más especializados (monocultivo), debemos considerar lo cambiantes que resultan en la escala temporal (a lo largo de cada año agrícola y en las series largas de tiempo) y espacial (a nivel de parcela, explotación y paisaje) (Petit & Usher, 1998; Burel & Baudry, 2002; Thenail & Baudry, 2004). Otra perspectiva necesaria es analizar la conectividad tanto desde el punto de vista de los individuos de una población (conectividad funcional: influencia de la conectividad en los movimientos) como desde el propio espacio (conectividad estructural) (Burel & Baudry, 2003; Baguette & Van Dick, 2007).

También es importante constatar lo condicionados que están los hábitats agrarios por las prácticas agrícolas que se desarrollan, en cada caso, dentro del ámbito de gestión de la explotación agraria (Petit & Usher, 1998; Burel & Baudry, 2002; Thenail & Baudry, 2004). El alcance y trascendencia de las prácticas agrarias en la conservación de la diversidad espacial y la conectividad de los ecosistemas es tal que, según Thenail y Baudry (2004) sería necesaria toda una labor de asesoría y discusión sobre estos aspectos ecológicos en cada explotación o grupo de explotaciones para poder interferir en los cambios del paisaje agrario.

A gran escala, el abandono de tierras de cultivo podría ser una amenaza tan grave para la biodiversidad de los sistemas agrarios como la intensificación (Donald *et al.*, 2002). Gran parte de la biodiversidad de Europa depende de un manejo adecuado de las tierras agrícolas (Suárez-Seoane *et al.*, 2002; Donald *et al.*, 2002) y milenios de desarrollo agrícola han generado un paisaje histórico digno de conservación. Prevenir el abandono sería una de las medidas con mayor impacto potencial sobre la conservación y conectividad de los ecosistemas agrarios, especialmente, por sus dimensiones, en los países PECOS.

A otra escala, autores como Benton (Benton *et al.*, 2003) opinan que se debería actuar sobre todas las prácticas agrarias adaptándolas y redirigiéndolas hacia la mejora de la heterogeneidad de estos hábitats. Apuesta por iniciativas cuya implantación sea sencilla, de bajo coste y reducido mantenimiento, como dejar franjas de terreno agrícola sin cultivar o bandas con vegetación semi-natural,

e incrementar los barbechos, aunque también propone medidas que requerirían un esfuerzo mayor como la creación de pequeños bosquetes y cerramientos a base de setos. Si bien el impacto de este tipo de medidas tendría unos efectos limitados a la propia explotación, se podía alcanzar una adecuada escala de paisaje si se coordinasen y desarrollasen en un gran porcentaje de explotaciones (fig. 8.2).



Fig. 8.2. Simulación para comparar un espacio agrario sin ninguna intervención (imagen de la izquierda), con la creación de una banda en torno a un pequeño curso de agua -basic buffer- (imagen central) y con una actuación mayor -extensive buffer-.

Fuente: Sullivan *et al.*, 2004.

También la retirada temporal de tierras de la producción podría aportar una mejora notable de la conectividad en la matriz agrícola (Kleijn & Baldi, 2005). Cabe destacar que, además de estar contemplada como requisito para la percepción total de las ayudas de la PAC, es de fácil implantación y sus efectos sobre la estructura del paisaje se aprecian tempranamente. Mediante esta actuación se generan pequeños elementos semi-naturales que rompen la uniformidad de la matriz agrícola. Se han constatado efectos significativos en la mejora de las poblaciones de plantas, insectos y aves, más acentuados cuanto mayor es el tamaño relativo del área retirada y menor es el grado de intensificación agrícola que presenta la matriz (Kleijn & Baldi, 2005; Billeter *et al.*, 2008). Para muchas especies, debido a su alta especialización, como ocurre con las aves esteparias, el mantenimiento de estos parches temporales es fundamental para su supervivencia (Tellería *et al.*, 1988; Suárez *et al.*, 1996; Viada y Naveso, 1996; Billeter *et al.*, 2008).

Mediante los programas agroambientales se pueden introducir cambios de fondo en la gestión de las explotaciones y, con ello, mejorar la calidad de los hábitats agrarios. Con estas ayudas se compensa a aquellas explotaciones que opten por un sistema menos intensivo (con menor empleo de productos agroquímicos, máquinas, mano de obra, combustible, etc.) y que, a la vez, realicen determinadas prácticas que se consideran beneficiosas para el medioambiente.

La reforma de 2003 introdujo en la PAC el concepto de “condicionalidad”, conjunto de “requisitos legales de gestión” y de “buenas condiciones agrarias y medioambientales” que han de cumplir los beneficiarios de sus ayudas y cuyos objetivos son la conservación del medioambiente y del medio rural, la mejora de la sanidad animal y la producción de alimentos y piensos aplicando los principios de seguridad alimentaria y de bienestar animal. Actualmente, en España, está regulado por el Real Decreto 486/2009 (FEGA, 2012).

Entre los “requisitos legales de gestión”, en materia de medio ambiente, se deberá cumplir que los agricultores no hayan alterado aquellos elementos del paisaje que revistan primordial importancia para la fauna y la flora silvestres y, en particular, los que, por su estructura lineal y continua (vías pecuarias, ríos con sus correspondientes riberas, sistemas tradicionales de deslindes) o por su papel de puntos de enlace (estanques, sotos) son esenciales para la migración, la distribución geográfica y el intercambio genético de las especies silvestres.

Dentro de los requisitos establecidos por las “buenas condiciones agrarias y medioambientales” están, entre otros, que no se arranque ningún pie de cultivos leñosos situados en recintos de pendiente igual o superior al 15%; que no se arranquen olivos; que en las tierras de retirada o barbecho se realicen prácticas tradicionales de cultivo, de mínimo laboreo o de mantenimiento de una cubierta vegetal adecuada, bien sea espontánea, bien mediante la siembra de especies mejorantes; que se mantengan en buen estado de conservación las terrazas de retención; que no se quemen rastrojos ni restos de cosechas; que no se quemen ni roten pastos permanentes; y que no se alteren los elementos estructurales (setos, estanques, zanjas y árboles en hilera, en grupos o aislados y bordes de los campos).

Por último, en este análisis de la conectividad ecológica en los hábitats agrarios se realiza una aproximación distinta a una actuación polémica como es la concentración parcelaria, uno de los principales instrumentos de planificación del sector agrario, con implicaciones que trascienden este ámbito sectorial y se enmarcan dentro de la ordenación del territorio, al afectar tanto a aspectos de planificación económica y social como a la organización del espacio rural.

### **8.7. Aportaciones a la mejora de la conectividad ecológica desde los procesos de concentración parcelaria**

El proceso de concentración parcelaria (CP) cuenta en Europa con una importante implantación espacial, abundante desarrollo normativo y experiencia. Además de todos los países de la UE-27, este proceso, con sus diferentes variantes y niveles de integración en otras políticas territoriales, también se aplica en varios de los antiguos PECOS, así como en Noruega, Suiza y diversos países no europeos, incluidos China, Japón, Indonesia, India, Irán, Turquía, Kenia y Nigeria (Huylenbroeck *et al.*, 1996; Crecente y Álvarez, 2000; Van Lier, 2000; FAO, 2003; Vitikainen, 2004; Miranda *et al.*, 2006; Tan *et al.*, 2006; FAO, 2008).

Los conceptos de agricultura sostenible y de conectividad ecológica también se aplican a la CP y así, por ejemplo, en Lituania, la integración de setos dentro del paisaje resultante se incluye como una medida propia de este tipo de actuaciones (Bellefontaine *et al.*, 2002) y, en Francia, el Instituto del Desarrollo Forestal (IDF) tiene establecida una bolsa de intercambio de árboles paralela al intercambio de parcelas (FAO, 2003).

En áreas con altos índices de fragmentación de la tierra agrícola y estructuras agrarias poco desarrolladas, las actuaciones de CP pueden contribuir de forma sustancial a la modernización de su agricultura, evitando procesos de abandono de tierras de cultivo, favoreciendo la mecanización de los procesos de producción y la implantación de sistemas racionales de catastro y de administración, así como la construcción y el mantenimiento de infraestructuras rurales; en definitiva, se considera como un importante instrumento de desarrollo rural en muchos países, contribuyendo a asegurar el desarrollo económico y la viabilidad de sus zonas

rurales (Blarel *et al.*, 1992; Jabarin & Epplin, 1994; Wan & Cheng, 2001; Crecente *et al.*, 2002; Niroula & Thapa, 2005; Tan *et al.*, 2008).

No obstante, para que las posibilidades de la CP sean aprovechadas en toda su dimensión, debe considerarse este proceso como parte activa de las políticas estructurales de las zonas rurales (Vitikainen, 2004; FAO, 2008) y de la ordenación del territorio. Cuando esto sucede, se puede tomar en consideración la multiplicidad de funciones y usos potenciales de los ámbitos rurales: dotación de suelo público para usos urbanos e industriales, coordinación con las actuaciones de dotación de infraestructuras viarias, manejo y gestión de recursos hídricos, utilización sostenible de los recursos naturales, ocio y turismo (Huylenbroeck *et al.*, 1996; Van Lier, 2000; Crecente *et al.*, 2002; Vitikainen, 2004; Wu & Davis, 2005; Santé y Crecente, 2006; Miranda *et al.*, 2006; González *et al.*, 2007; FAO, 2008; Pašakarnis & Towards, 2010). En el caso español, la CP sigue siendo un instrumento de planificación sectorial, básicamente agrario<sup>65</sup>, de escasa integración en las políticas de ordenación territorial (Crecente *et al.*, 2002; Miranda *et al.*, 2006).

Al inicio de la década de 1970 aparecieron en Francia y los Países Bajos los resultados de varias investigaciones en torno al proceso de CP y sus efectos en el entorno (Collette 1973; 1975; Constant, 1976), cuyos efectos sobre la pérdida de heterogeneidad y fragmentación del paisaje serían analizados en mayor profundidad por Baudry y Burel en 1984. Estos autores destacaron la importancia que tenía el conocimiento de las relaciones ecológicas que tuviesen lugar en los espacios que iban a ser sometidos a un proceso de CP.

Los ambiciosos proyectos desarrollados entre 1960 y 1983 en toda Francia -durante todo el período 1946-1994 se concentraron 300.000 ha/año de media (Husson & Eric, 1997)-, y en especial en las regiones de Bretaña y Normandía, habrían reducido a la mitad la red de setos que caracterizaba ambas regiones (*bocage armoricaine* o *bocage breton*). En los primeros resultados obtenidos ya se establecía una correlación directa entre la eliminación de las redes de setos por parte de la CP y la reducción de la biodiversidad y la capacidad de conexión en los espacios agrarios (Eybert *et al.*, 1995) y se asignaba a estas redes un importante papel funcional en esos agroecosistemas, identificando hasta 20 cometidos y funciones diferentes (Baudry & Burel, 1994). Similares conclusiones entre la relación existente entre redes de setos, conectividad y diversidad biológica se indicaban para Dinamarca, Reino Unido y otros países de Europa (Burel & Baudry, 1995; Robinson & Sutherland, 2002; Benton *et al.*, 2003).

En trabajos posteriores, se analizaron otros impactos negativos producidos por o relacionados con la CP: pérdida de biodiversidad en general (Di Falco *et al.*, 2010); pérdida de diversidad del paisaje agrario (Gómez Orea *et al.*, 1994; Bonfanti *et al.*, 1997; Miranda *et al.*, 2006); incremento de la intensificación de las actividades agrícolas (Gómez Orea *et al.*, 1994; Huylenbroeck *et al.*, 1996; Miranda *et al.*, 2006); afección a procesos hidrológicos en cuencas pequeñas, incrementando los procesos de escorrentía (Bronstert *et al.*, 1995); reducción de los índices de

65 Para alcanzar su objetivo principal se adjudica a cada propietario un coto redondo o un cierto número de fincas de reemplazo (el más pequeño posible) que, en conjunto, reúnan una superficie y unos derechos cuyo valor sea similar al que hubiese sido asignado a las parcelas y derechos que anteriormente poseía. También se adjudicarán contiguas las fincas integradas en una misma explotación, aunque pertenezcan a distintos propietarios. Para esta nueva configuración espacial de las fincas se tiene en cuenta la localización de la sede principal de la explotación o su finca más importante, con el objetivo de reducir los tiempos y distancias necesarios. La implementación de estos objetivos conlleva la realización de importantes obras de infraestructuras agrarias, fundamentalmente caminos y obras anexas, que darán servicio directo a todas las nuevas fincas y contribuirán a mejorar la calidad y rapidez de los desplazamientos entre la sede de la explotación y sus diversas parcelas.

supervivencia y de éxito reproductor de aves vinculadas a medios agrícolas (Eybert *et al.*, 1995); reducción de poblaciones salvajes de aves y mamíferos por pérdida, fragmentación o deterioro de sus hábitats o por reducción de las especies de las que se alimentan (Palomo y Gisbert, 2002; Martí y del Moral, 2003); cambios en los usos del suelo agrícola hacia la producción de especies forestales de crecimiento rápido (Crecente *et al.*, 2002).

En varias de estas investigaciones (Baudry & Burel, 1994; Bonfanti *et al.*, 1997; Crecente *et al.*, 2002; Miranda *et al.*, 2006), si bien se reconocía que el proceso de CP afectaba de forma negativa a la estructura de los paisajes agrarios, también se enfatizaba la importancia que, sobre la simplificación de las estructuras ecológicas, tenía no la propia CP sino la intensificación de los usos del suelo que se producía con posterioridad a la misma. En este sentido, Baudry, Burel y Bonfanti realizan una interesante apreciación al señalar que las tendencias de cambio que observaron en la estructura de los paisajes dependían en mayor medida de la gestión desarrollada por agricultores y ganaderos que del propio proceso de CP.

El principal efecto positivo de la CP radica en su contribución al aumento de la productividad agraria, que a su vez favorece y potencia el mantenimiento de la actividad y de determinados espacios y valores. No obstante, para una correcta evaluación de los efectos y alcance de la CP, también deben considerarse otros impactos positivos que se le reconocen: control del drenaje y de la erosión (esto último especialmente en zonas de cultivo de arroz) (Huylenbroeck *et al.*, 1996; Crecente y Álvarez, 2000; Mihara, 1996); aportaciones a la racionalización y mejora del espacio rural, preservándolo de los procesos de urbanización y favoreciendo el mantenimiento de población activa (Huylenbroeck *et al.*, 1996; Crecente y Álvarez, 2000; González *et al.*, 2004); mejora de infraestructuras de transporte, rehabilitación de construcciones de interés y adecuación paisajística (Van Lier, 2000; Crecente y Álvarez, 2000); e incremento de la productividad de la actividad ganadera (Crecente *et al.*, 2002; Corral *et al.*, 2011).

Por su trascendencia en la estructura del paisaje, cabe subrayar además que los procesos de CP contribuyen a la reducción del abandono de tierras agrícolas (Huylenbroeck *et al.*, 1996; Crecente y Álvarez, 2000). De ahí que, teniendo en cuenta la importancia y gravedad de este problema en los hábitats agrarios en general y, más aún, en los muy específicos como los hábitats esteparios, también pueda afirmarse con carácter genérico que la CP tiene entre sus potenciales impactos positivos la conservación de aquéllos (Ramírez del Palacio, 2010). No obstante, para garantizar el cumplimiento de la premisa anterior, resulta fundamental que, desde sus fases iniciales y durante todo el proceso de CP, se perseverare en maximizar la integración ambiental de la concentración, con lo que, a la vez, se aprovecharía todo el potencial que la CP posee.

Para minimizar los posibles efectos o impactos negativos inherentes al proceso de CP y, a un tiempo, potenciar o favorecer los positivos, desde que se inicie el proceso de CP, se habrán de tener en cuenta los siguientes criterios aplicables dentro del vigente marco jurídico de referencia en España: las parcelas con elementos singulares y valor ambiental alto se adjudicarán a restauración del medio natural o a sus propietarios antes de la concentración; la geometría de las fincas se ajustará, en la medida de lo posible, a los elementos naturales y paisajísticos preexistentes como linderos, ribazos, alineaciones de árboles, etc.; igualmente, la nueva red viaria se ajustará a la existente en la medida de lo posible; en los arroyos y desagües no se alterarán los taludes existentes ni se realizarán

modificaciones en su trazado; y se conservará la vegetación arbórea, arbustiva, bosquetes, rodales, linderones y ribazos.

En el inicio del complejo proceso de CP, se elaborará un estudio ambiental de la zona afectada que incluya información sobre sus valores ecológicos, paisajísticos y ambientales. De igual forma, en las primeras fases se contactará con los agricultores y población de la zona, con el objetivo de conocer sus necesidades y demandas. Será de suma importancia que, a lo largo de todo el desarrollo del proyecto de concentración, se mantenga la perspectiva de ciertas actuaciones dirigidas a minimizar, compensar o corregir los impactos negativos de aquélla sobre el entorno.

De esta forma, y con ligeras variaciones según la norma legislativa que regule el procedimiento de CP (en el caso de la comunidad autónoma de Castilla es la Ley 14/1990, de 28 de noviembre), una vez se haya finalizado el proceso de investigación, clasificación y planimetrado de las parcelas incluidas en el perímetro de actuación de la CP, se procederá a la preparación del Proyecto de concentración, dentro del cual quedará asimismo determinado como anexo el Proyecto de Restauración del Medio Natural (en adelante PRMN), en el caso de ser esta la vía de protección medioambiental establecida en la norma en la que se acordó la realización de la CP. La cuantificación de las determinaciones consignadas en este documento será incorporada al proyecto de obras a realizar en la zona, de manera que, en el proyecto de CP, quedarán determinadas las fincas que hayan de servir de base territorial para la realización del PRMN.

Ahora bien, en la mayoría de los casos, los proyectos de restauración no están definidos en el momento de redactar el proyecto de obras ni mantienen conexiones con el estudio ambiental que debe realizarse en la primera fase de la CP. Por estos motivos, sus efectos suelen ser muy limitados y en la mayoría de los casos analizados no suponen, ni tampoco lo pretenden, verdaderas medidas correctoras del proyecto de CP, quedando relegados a actuaciones en áreas recreativas o plantaciones de diversa suerte.

No obstante, un adecuado conocimiento del entorno es imprescindible para analizar los problemas ambientales que la CP pudiera generar en cada fase y para establecer criterios y actuaciones compensadoras que eviten o minimicen los efectos más desfavorables. Así, el PRMN puede capitalizar buena parte de la capacidad de intervención que posee la normativa de CP, corrigiendo los propios impactos negativos que se hubieran podido generar durante este proceso con el fin de, en la medida de lo posible, recuperar (e incluso mejorar) el estado original de los elementos afectados (Ramírez del Palacio, 2010). En varias investigaciones realizadas en China (donde se está realizando el mayor esfuerzo concentrador en estos momentos: en el período 2001-2007 se ha actuado en 2,5 millones de hectáreas) (Yu *et al.*, 2010), se concluye que, mediante el correcto diseño y posterior ejecución de la restauración ecológica (identificada como 4ª y última fase de los proyectos de CP), se pueden compensar plenamente los impactos que hubiera podido ocasionar sobre el entorno. Se llega incluso a reconocer que estos procesos pueden mejorar la calidad ecológica de las zonas afectadas (Yu *et al.*, 2010; Yin *et al.*, 2011) y restaurar el paisaje (Pointereau y Bazila, 1995; citado en Baudry & Burel, 2000).

Como contrapunto a lo anteriormente expuesto, se propone aquí aprovechar el propio corpus jurídico a disposición de la CP para enmendar los posibles impactos no deseados sobre las estructuras ecológicas de la zona, para aportar nuevos elementos estructurantes del paisaje y para mejorar su capacidad de conectividad

ecológica. Así, formando parte de una línea de investigación en desarrollo por los autores de este capítulo, se está iniciando un proyecto centrado en valorar los efectos de la CP sobre la conectividad y la biodiversidad en hábitats agrarios, con desarrollo de un sistema de indicadores y de bases para el diseño de medidas correctoras.

Este proyecto (Ramírez del Palacio, 2010) se presenta como una rara oportunidad al poderse aunar la tarea técnica de redacción y dirección de procesos reales de CP con una experimentación empírica sobre la evaluación y reducción del impacto de la CP sobre la conectividad y la biodiversidad en hábitats agrarios. Se proponen dos tipos de actuaciones que deberán incluirse en los PRMN (véase la simulación recogida en la figura 8.3) y que articulan en torno a dos elementos básicos de la ecología del paisaje:

- Actuaciones en elementos lineales (corredores de hábitats: caminos, cañadas, vías verdes, linderos, arroyos y desagües). Se trata básicamente del mantenimiento y creación de corredores dentro de la zona sometida a CP y entre esta y su territorio circundante. En caso de existir zonas de alto valor natural o áreas protegidas, se potenciarán las actuaciones que favorezcan los movimientos hacia esas reservas o hacia zonas de valor periféricas.
- Actuaciones en parcelas (parches: eriales, áreas sin cultivo, de formaciones naturales o semi-naturales y entornos de fuentes). Se procurará aquí el mantenimiento y creación de áreas con usos no agrícolas, con el objetivo de alcanzar la mayor heterogeneidad posible dentro de la zona afectada por la CP.



Fig. 8.3. Simulación fotográfica para comparar el espacio agrario de la zona sometida a CP, en su situación previa (fotografía superior) y una vez realizada la CP y se hayan ejecutado las actuaciones mejorantes descritas en este trabajo.

Con las medidas citadas, se pretende mantener y favorecer la diversidad de elementos paisajísticos y sus relaciones espaciales, y realizar el objetivo final de mejorar la conectividad entre las diferentes áreas funcionales, de forma que se aumente la presencia de zonas refugio, lugares óptimos para la reproducción y nidificación y para la obtención de alimento en cantidad y variedad suficiente para cada fase de desarrollo de diferentes especies.

Para ello, se diseña una red de corredores que parte de la conservación de los elementos existentes (arroyos y caminos) y del mantenimiento de linderos y

elementos singulares (árboles aislados, bosquetes, sotos fluviales y eriales), que en el PRMN se verán mejorados con la creación de bandas protectoras a ambos lados de arroyos, caminos y vías pecuarias, y de franjas sin cultivar dispuestas entre las nuevas fincas, así como con la disposición de pequeñas islas (“trampolines”) dispersas por la matriz (eriales, áreas sin cultivo, formaciones naturales o semi-naturales, zonas encharcadas y fuentes).

En las franjas o bandas protectoras se realizarán labores de revegetación cuyo coste será asumido por el presupuesto asignado al PRMN, incluido a su vez dentro del presupuesto del proyecto de obras de la CP. La ausencia de labores y su localización favorecerán los procesos naturales de colonización por especies herbáceas y arbustivas propias de la zona. La anchura de las bandas protectoras y setos oscilará entre 2 y 6 metros y, sobre ellas, con posterioridad a la revegetación, no se realizará laboreo alguno ni se aplicarán tratamientos fitosanitarios. El pastoreo no será conveniente en las primeras etapas, aunque posteriormente, después de su consolidación, se podría practicar con ganado ovino y manteniendo siempre una carga ganadera muy baja.

Para implementar las medidas correctoras proyectadas se han definido las fincas que servirán de base territorial para el PRMN. Apoyándose en los artículos 40 y 41 de la Ley 14/90 de concentración parcelaria de Castilla y León, se definen unos coeficientes de reducción comprendidos entre el 3% y el 6%, que se aplicarán sobre la superficie de todos los afectados por la CP. Esta masa de tierra será destinada a la ejecución de las obras inherentes a la CP, incluidos los sobrecanchos de los caminos y la recuperación de las vías pecuarias, así como para acometer el PRMN (entre un 0,5% y un 1%), lo cual permitirá disponer de la superficie necesaria para la realización de las medidas correctoras.

Los principales indicadores de impacto sobre la fauna y su movilidad considerados en el diseño de las medidas correctoras del PRMN fueron la pérdida de hábitats de nidificación, la pérdida de hábitats de campeo, la pérdida de zonas de refugio, la disminución de recursos tróficos, el efecto barrera sobre poblaciones, el incremento del riesgo de muerte no natural, la disminución del tamaño poblacional, la disminución del área de distribución y la disminución del mimetismo.

Por último, es necesario indicar que, para analizar con suficiente fiabilidad los efectos de la conectividad dentro de un espacio agrario, se debe disponer de una superficie mínima de estudio, variable según especies, por debajo de la cual el análisis no resultaría consistente (Burel y Baudry, 2002; Fahrig, 2003). En el caso de intervenciones a escala territorial, como es el caso de las CP, se requeriría una magnitud de superficie (“escala de paisaje”) apropiada para analizar de forma coherente la estructura del paisaje y los procesos funcionales que en él se produzcan. De hecho, la extensión de los proyectos de CP objeto de investigación se halla comprendida entre 30 y 170 km<sup>2</sup>, por lo que, en tal sentido, se puede considerar más que suficiente.

Se describen a continuación las principales actuaciones propuestas para la mejora de la conectividad ecológica en los procesos de CP. Los tres primeros bloques explican las actuaciones referidas a conectores y el cuarto bloque a parcelas. Indicar que todas estas actuaciones se implementarán dentro del PRMN con cargo a su presupuesto y, según cada caso, sobre la base física de los caminos proyectados, de las fincas de reemplazo específicamente reservadas para vías pecuarias o vías verdes, o de fincas de reemplazo asignadas a masa común que

serán gestionadas por el Ayuntamiento, o al propietario PRMN (en los casos de los linderos, restauración de arroyos y actuaciones en parcelas).

### **8.7.1. Restauración de márgenes de caminos, cañadas y vías verdes**

En el retrazado de la red de caminos inherente a la CP, se priorizará el aprovechamiento de las trazas de los caminos existentes. Siempre que la anchura de la vía lo permita, se mantendrán todos los pies de árboles y arbustos situados a ambos lados. Si fuera necesaria la eliminación de algún pie, se restituirá con posterioridad. En el caso de vías de nuevo trazado, estas se diseñarán con un sobreechanco (1-3 m) para su recolonización natural posterior. Esta actuación se podría combinar con hidrosiembras de ruderales y arvenses.

Siempre que las condiciones edáficas y freáticas lo permitan, en el sobreechanco se procederá a la plantación de especies arbustivas y arbóreas autóctonas, que reforzarán y complementarán los pies existentes.

En los taludes y márgenes, se restituirá la capa superficial del terreno (10-30 cm) en el horizonte más superficial al objeto de favorecer la germinación del banco de semillas en ella contenido.

En el caso de las vías pecuarias, se procederá a su deslinde y a la recuperación de su integridad (en el caso frecuente de haber sido total o parcialmente intrusada), incluidos sus espacios complementarios, como descansaderos, abrevaderos, majadas, etc. Debido a la mayor anchura total de estas vías, la disponibilidad de terreno para plantaciones será mucho mayor. Así, junto al camino que incluyen, se dispondrán alineaciones y pequeñas agrupaciones de arbustos y árboles autóctonos combinadas con la vegetación ya existente, que deberá conservarse en su totalidad. De forma similar se actuará en el caso de existir vías verdes.

Una vez finalizadas estas restauraciones no se realizará ningún tipo de labor cultural, con la excepción de los riegos de apoyo y la reposición de marras en los primeros años.

### **8.7.2. Creación de una red de linderos entre las parcelas de cultivo**

La conservación y restablecimiento de linderos entre parcelas de cultivo con el objeto de delimitar una red de pequeños pasillos dentro de la matriz agrícola será una prioridad. Estas franjas de terreno tendrán entre 1 y 5 metros de anchura, en función de las características ecológicas y agronómicas de cada área o sector. Su disposición espacial buscará mejorar las conexiones dentro de la matriz y hacia otros parches. En principio, en estas bandas, no se realizaría ninguna actuación con la única excepción de la delimitación de sus límites para evitar intrusiones. Tampoco se realizará ningún tipo de labor cultural.

Se recuperará para el PRMN cualquier otro elemento estructural de las parcelas antes de la CP, como ribazos, muros de piedra, setos perimetrales, bancales u otros sistemas de ladera, etc.

### **8.7.3. Restauración de arroyos y líneas de desagüe natural**

Se mantendrán todos los pies de árboles y arbustos situados a ambos lados de los cauces así como también la vegetación (fundamentalmente herbácea) existente en los taludes de estos elementos, procediéndose únicamente a la eliminación de

la vegetación situada en la base o fondo de los cauces, a fin de facilitar el drenaje natural. Mediante el mantenimiento de la vegetación leñosa y arbustiva de los taludes y bordes exteriores, se minorará la proliferación de especies heliófitas en el interior del vaso.

En ambos márgenes del recorrido de los principales arroyos y líneas de desagüe natural existentes, se crearán bandas de restauración de entre 1,5 y 5 metros de anchura. Sobre estas franjas se procederá a la plantación de especies arbustivas y arbóreas autóctonas que reforzarán y complementarán los pies existentes. Las plantaciones se dispondrán formando grupos o bosquetes, con empleo de varias especies, buscando el mayor grado de naturalidad posible. Esta actuación se podría combinar con hidrosiembras de ruderales y arvenses. Una vez finalizada la restauración, no se realizará ningún tipo de labor cultural, con la excepción de los riegos de apoyo y la reposición de marras en los primeros años.

#### **8.7.4. Actuaciones en parcelas**

Se conservarán los elementos naturales y semi-naturales existentes, como pastizales arbustivos, bosquetes, alineaciones arboladas y cualquier enclave de vegetación natural notable.

Se preservarán las áreas con usos diferentes de los dominantes en la matriz (cultivos herbáceos básicamente), así como las ocupadas por eriales, majanos, afloramientos de roca, prados de diente, praderas juncuales y zonas encharcadizas, pequeñas lagunas y lavajos, etc.

Se preservarán las áreas sin vocación agrícola que se estuviesen labrando, al objeto de, una vez hayan finalizado en ellas los aprovechamientos agrícolas, poder recuperar un uso más acorde con su vocación natural: conservación, pastoreo temporal extensivo, etc.

Se detraerán parcelas agrícolas para su posterior plantación con especies autóctonas arbustivas o con destino a su revegetación espontánea.

Se conservarán las fuentes existentes, junto a las cuales se dispondrá una parcela que no podrá tener aprovechamiento agrícola, aunque deberá tener acceso para abrevar el ganado, que también podrá realizar un pastoreo limitado. En estas parcelas anexas se procederá a la plantación de especies arbustivas y arbóreas autóctonas, que reforzarán y complementarán la vegetación existente. En alguna de estas parcelas se podrán ejecutar bebederos seminaturales válidos para aves esteparias y/o fauna en general.

Un proceso de CP, ambientalmente integrado desde su inicio, contribuirá al mantenimiento de un tejido social y económico trascendental para el mantenimiento de estos espacios agrarios, a la vez que, gracias a su potencial legislativo y técnico, puede coadyuvar en la mejora de la conectividad ecológica de estos espacios. Para garantizar este objetivo, durante todo el proceso de CP se deberá mantener y conservar la mayor heterogeneidad espacial previamente existente en la zona, para posteriormente, mediante el PRMN, introducir nuevos elementos lineales y corredores, que conecten con los elementos existentes y con otras áreas y hábitats periféricos. De igual forma, se preservarán del proceso de reorganización de la propiedad todas las zonas seminaturales de clara vocación no agrícola, a las cuales se sumarán las parcelas que el PRMN pueda aportar a mayores.

## 8.8. Bibliografía del epígrafe octavo

- ANDERSON, A. & JENKINS, C. (2006): *Applying Nature's Design. Corridors as a Strategy for Biodiversity Conservation*. Columbia University Press.
- BAGUETTE, M. & VAN DYCK, H. (2007): "Landscape connectivity and animal behavior: functional grain as a key determinant for dispersal" en *Landscape Ecology*, núm. 22, pp. 1117–1129.
- BARTON, D.; TAYLOR, W. & BIETTE, R. (1985): "Dimensions of riparian buffer strips required to maintain trout habitat in southern Ontario streams" en *North American Journal of Fisheries Management*, núm. 5, pp. 364-378.
- BAUDRY, J.; BUNCE, R. G. H. & BUREL, F. (2000): "Hedgerows: an international perspective on their origin, function and management" en *Journal of Environmental Management*, núm. 60, pp. 7-22.
- BAUDRY, J. & BUREL, F. (1984): "Landscape project: 'Remembrement': landscape consolidation in France" en *Landscape Planning*, núm. 11, pp. 235-241.
- BAUDRY, J.; BUREL, F.; AVIRON, S.; MARTIN, M.; OUIN, A.; PAIN, G. & THENAIL, C. (2003): "Temporal variability of connectivity in agricultural landscapes: do farming activities help?" en *Landscape Ecology*, núm. 18, pp. 303–314.
- BAUDRY, J.; BUREL, F.; THENAIL, C. & LE COEUR, D. (2000) : "A holistic landscape ecological study of the interactions between farming activities and ecological patterns in Brittany, France" en *Landscape Urban Planning*, núm. 50, pp. 119–128.
- BEIER, P. & LOE, S. (1992): "In my Experience: a checklist for evaluating impacts to wildlife movement corridors" en *Wildlife Society Bulletin*, núm. 20, pp. 434-440.
- BEIER, P. & NOSS, R. (1998): "Do habitat corridors provide connectivity?" en *Conservation Biology*, núm. 12, pp. 1241-1252.
- BELLEFONTAINE, R.; PETIT, S.; PAIN-ORCET, M.; DELEPORTE, P. & BERTAULT, J. (2002): *Los árboles fuera del bosque: hacia una mejor consideración*. FAO-UN, Roma.
- BENNETT, A. F. (2003): *Linkages in the Landscape: the Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation*. IUCN, Gland.
- BENNETT, G. & MULONGOY, K. J. (2006): *Review of Experience with Ecological Networks, Corridors and Buffer Zones*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal.
- BENTON, T.; VICKERY, J. & WILSON, J. (2003): "Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key?" en *Trends in Ecology and Evolution*, núm. 18 (4), pp. 182–188.
- BILLETER, R., *et al.* (2008): "Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-European study" en *Journal of Applied Ecology*, núm. 45, pp. 141-150.
- BLAREL, B.; HAZELL, P.; PLACE, F. & QUIGGIN, J. (1992): "The economics of farm fragmentation: Evidence from Ghana and Rwanda" en *World Bank Economic Review*, núm. 6, pp. 233–254.
- BONFANTI, P.; FREGONESE, A. & SIGURA, M. (1997): "Landscape analysis in areas affected by land consolidation" en *Landscape and Urban Planning*, núm. 37, pp. 91–98.
- BRONSTERT, A.; VOLLMER, S. & IHRINGER, J. (1995): "A review of the impact of land consolidation on runoff production and flooding in Germany" en *Physics and Chemistry of the Earth*, núm. 20, pp. 321-329.
- BUREL, F. & BAUDRY, J. (1995): "Species biodiversity in changing agricultural landscapes: a case study in the Pays d' Auge, France" en *Agriculture, Ecosystems & Environment*, núm. 55, pp. 193-200.
- BUREL, F. & BAUDRY, J. (2002): *Ecología del paisaje: conceptos, métodos y aplicaciones*. Mundi Prensa, Madrid.
- CAUBEL, V. (2001): *Influence de la Haie de ceinture de Fond de Valle sur les Transferts d'Eau et de Nitrate*. Tesis doctoral, École Nationale Supérieure Agronomique de Rennes.
- CAUBEL-FORGET, V.; GRIMALDI, C. & ROUAULT, F. (2001): "Contrasted dynamics of nitrate and chloride in groundwater submitted to the influence of a hedge" en *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences: Series IIA*, vol. 3, núm. 32, Issue 2, pp. 107-113.

- CEC (1999): *Directions towards sustainable agriculture: COM (1999) 22 final*. Commission of the European Communities, Brussels.
- CHAPMAN, E. W. & RIBIC, C. A. (2002): "The impact of buffer strips and stream-side grazing on small mammals in southwestern Wisconsin" en *Agriculture, Ecosystems and Environment*, núm. 88, pp. 49–59.
- CLARK, W. R. & REEDER, K. F. (2005): "Continuous Conservation Reserve Program: factors influencing the value of agricultural buffers to wildlife conservation", en *Fish and Wildlife Benefits of Farm Bill Programs: 2000–2005 Update*, pp. 93–113.
- CLEVENGER, A. & HUIJSER, M. (2011): *Wildlife Crossing Structure Handbook Design and Evaluation in North America*. US Department of Transportation, Washington.
- COLLETTE, J. (1973): "Dénombrement de passereaux nicheurs dans le bocage normand, 1ère partie: avant remembrement" en *Le Cormoran*, núm. 9, pp. 77–91.
- COLLETTE, J. (1975): "2ème partie: reaction spécifiques à un état transitoire du remembrement" en *Le Cormoran*, núm. 13–14, pp. 31–49.
- COMISIÓN EUROPEA (2005): *Agri-environment Measures: overview on general principles, types of measures, and application*. Directorate General for Agriculture and Rural Development European Commission, Luxembourg.
- CONSTANT, P. (1976): "Ecologie des populations de rongeurs de Bretagne intérieure (Region de Paimpont)" en *Ecological Bulletin*, núm. 7, pp. 169–188.
- CRECENTE, R. & ÁLVAREZ, C. (2000): "Una revisión de la concentración parcelaria en Europa" en *Estudios Agrosociales y Pesqueros*, núm. 187, pp. 221–274.
- CRECENTE, R.; ÁLVAREZ, C. & FRA, U. (2002): "Economic, social and environmental impact of land consolidation in Galicia" en *Land Use Policy*, núm. 19, pp. 135–147.
- CROOKS, K. R. & SANJAYAN, M. (2006): "Connectivity conservation: maintaining connections for nature", en CROOKS, K. R. & SANJAYAN, M. *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge.
- DEL CORRAL, J.; PEREZ, J. A. & ROIBAS, D. (2011): "The impact of land fragmentation on milk production" en *Journal of Dairy Science*, núm. 94–1, pp. 517–525.
- DEVICTOR, V. & JIGUET, F. (2007): "Community richness and stability in agricultural landscapes: the importance of surrounding habitats" en *Agriculture, Ecosystems and Environment*, núm. 120, pp. 179–184.
- DI FALCO, S.; PENOV, I.; ALEKSIEV, A. & VAN RENSBURG, T. M. (2010): "Agrobiodiversity, farm profits and land fragmentation: evidence from Bulgaria" en *Land Use Policy*, núm. 27, pp. 763–771.
- DÍAZ, N. & APOSTOL, D. (1992): *Forest Landscape Analysis and Design: a Process for Developing and Implementing*. USDA Forest Service, Pacific Northwest, Portland.
- DONALD, P. F.; GREEN, R. E. & HEATH, M. F. (2001): "Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations" en *Proceedings of the Royal Society B*, núm. 268, pp. 25–29.
- DONALD, P. F.; PISANO, G.; RAYMENT, M. D. & PAIN, D. J. (2002): "The Common Agricultural Policy, EU enlargement and the conservation of Europe's farmland birds" en *Agriculture, Ecosystems and Environment*, núm. 89, pp. 167–182.
- DUELLI, P. & OBRIST, M. K. (2003): "Regional biodiversity in an agricultural landscape: the contribution of seminatural habitat islands" en *Basic and Applied Ecology*, núm. 4, pp. 129–138.
- EYBERT, M. C.; CONSTANT, P. & LEFEUVRE, J. C. (1995): "Effects of changes in agricultural landscape on a breeding population of Linnets *Acanthis cannabina* L. living in adjacent heathland" en *Biological Conservation*, núm. 74, pp. 195–202.
- FAGAN, W. & CALABRESE, J. (2006): "Quantifying connectivity: balancing metric performance with data requirements", en CROOKS, K. & SANJAYAN, M. *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 297–317.
- FAHRIG, L. (2003): "Effects of habitat fragmentation on biodiversity" en *Annual Review of Ecology and Systematics*, núm. 34, pp. 487–515.

- FAO (2003): *The design of land consolidation pilot projects in Central and Eastern Europe*. FAO-UN, Rome.
- FAO (2008): *Opportunities to mainstream land consolidation in rural development programmes of the European Union*. FAO, Roma, disponible en [http://www.fao.org/nr/lten/lten\\_en.htm](http://www.fao.org/nr/lten/lten_en.htm) (última consulta, 10-junio-2012).
- FAO (2012): *Agricultura y Desarrollo Sostenible*, disponible en [http://www.fao.org/wssd/sard/faodefin\\_es.htm](http://www.fao.org/wssd/sard/faodefin_es.htm) (última consulta, 10-08-2012).
- FAOSTAT (2005): disponible en <http://faostat.fao.org/faostat> (última consulta, 4-9-2012).
- FARINA, A. (1998): *Principles and Methods in Landscape Ecology*. Chapman & Hall, Londres.
- FEGA (2012): *Legislación sobre condicionalidad: obligaciones de los agricultores y ganaderos*. (Recuperado el 20 de agosto de 2012, de [http://www.fega.es/PwfGcp/imagenes/es/Fega\\_LegislacCondic1\\_tcm5-27445.pdf](http://www.fega.es/PwfGcp/imagenes/es/Fega_LegislacCondic1_tcm5-27445.pdf)).
- GARCÍA GONZÁLEZ, J.; ARROYO LÓPEZ, B. & VIÑUELA MADERA, J. (2008): *Definición y caracterización de las zonas agrarias de alto valor natural (HNV) en España: informe final*. Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos-CSIC-UCLM.
- GÓMEZ OREA, D.; ESCOBAR, G.; HERRERA, M.; SAINZ DE LOS TERREROS, M. & VILLARINO, T. (1994): *Evaluación del impacto ambiental de la concentración parcelaria*. Consejería de Agricultura y Ganadería, Valladolid.
- GÓMEZ SAL, A. (1993): "Ecología de los sistemas agrarios" en *Ecosistemas*, núm. 7, pp. 10-15.
- GONZÁLEZ, X. P.; CRECENTE, R. & ÁLVAREZ, C. J. (2004): "Evaluation of land distributions with joint regional to plot, size and shape" en *Agricultural Systems*, núm. 82(1), pp. 31-43.
- GONZÁLEZ, X. P.; MAREY, M. F. & ÁLVAREZ, C. J. (2007): "Evaluation of productive rural land patterns with joint regard to the size, shape and dispersion of plots" en *Agricultural Systems*, núm. 92 (1-3), pp. 52-62.
- GURRUTXAGA SAN VICENTE, M. (2005): *Red de Corredores Ecológicos de la Comunidad Autónoma de Euskadi*. Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Dirección de Biodiversidad y Participación Ambiental, Bilbao.
- HAILA, Y. (2002): "A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology" en *Ecological Applications*, núm. 12, pp. 321-334.
- HARRISON, S. & BRUNA, E. (1999): "Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure?" en *Ecography*, núm. 22, pp. 225-232.
- HELLMUND, P. & SMITH, D. (2006): "Greenways ecology and Integrity of Landscapes an Illustred Premer", en HELLMUND, P. C. & SMITH, D. N. *Designind Greenways: sustainable Landscapes for Nature and People*. Island Press, Washington, pp. 42-60.
- HENLE, K.; ALARD, D.; CLITHEROW, J.; COBB, P.; FIRBANK, L.; KULL, T.; MCCRACKEN, D.; MORITZ, R. F. A.; NIEMELÄ, J.; REBANE, M.; WASCHER, D.; WATT, A. & YOUNG, J. (2008): "Identifying and managing the conflicts between agriculture and biodiversity conservation in Europe: A review" en *Agriculture, Ecosystems & Environment*, núm. 124, pp. 60-71.
- HERVÁS, I.; SUÁREZ, F.; MATA, C.; HERRANZ, J. & MALO, J. (2006): *Pasos de fauna para vertebrados: minimización y seguimiento del efecto barrera de las vías de comunicación*. CEDEX, Madrid.
- HERZOG, F.; DREIER, S.; HOFER, G.; MARFURT, C.; SCHÜPBACH, B.; SPIESS, M. & WALTER T. (2005): "Effect of ecological compensation areas on floristic and breeding bird diversity in Swiss agricultural landscapes" en *Agriculture, Ecosystems and Environment*, núm. 108, pp. 189-204.
- HILTY, J.; LIDICKER, W. & MERENLENDER, A. (2006): *Corridor ecology: the science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation*. Island Press, Washington.
- HINSLEY, S. A. & BELLAMY, P. E. (2000): "The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: a review" en *Journal of Environmental Management*, núm. 60, pp. 33-49.

- HUIJSER, M. P.; MCGOWEN, P.; CLEVENGER, A. P. & AMENT, R. (2008): *Wildlife-vehicle collision reduction study: best practices manual*. U.S. Department of Transportation, Georgetown Pike.
- HUSSON, J. P. & ERIC, M. (1997): "Les remembrements agricoles entre économie et écologie" en *Noroi*, núm. 173, pp. 195-208.
- HUYLENBROECK, G. V.; COELHO, J. C. & PINTO, P. A. (1996): "Evaluation of land consolidation projects (LCPs): a multidisciplinary approach" en *Journal Rural Studies*, núm. 12(3), pp. 297-310.
- IUELL, B., et al. -eds- (2005): *Fauna y tráfico: manual europeo para la identificación de conflictos y el diseño de soluciones*. O. A. Parques Nacionales, Madrid.
- JABARIN, A. S. & EPPLIN, F. M. (1994): "Impact of land fragmentation on the cost of production wheat in the rain-fed region of northern Jordan" en *Agricultural Economics*, núm. 11, pp. 191-196.
- KINDLMANN, P. & BUREL, F. (2008): "Connectivity measures: a review" en *Landscape Ecology*, núm. 23, pp. 879-890.
- KLEIJN, D. & BALDI, A. (2005): "Effects of set-aside land on farmland biodiversity" en *Conservation Biology*, núm. 19, pp. 963-966.
- LEY 14/1990, de 28 de noviembre, de Concentración Parcelaria de Castilla y León. B.O.C. y L. nº 241, de 14 de diciembre de 1990.
- MACARTHUR, R. & WILSON, E. (1967): *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Nueva Jersey.
- MANTEN, A. A. (1975): "Fifty years of rural landscape planning in the Netherlands" en *Landscape Planning*, núm. 2, pp. 197-217.
- MARM (2006): *Prescripciones Técnicas para el diseño de pasos de fauna y vallados perimetrales: documento 1*. Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.
- MARM (2008): *Prescripciones técnicas para el seguimiento y evacuación de la efectividad de las medidas correctoras del efecto barrera de las infraestructuras de transporte: documento 2*. Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.
- MARM (2010a): *Prescripciones técnicas para la reducción de la fragmentación de hábitats en las fases de planificación y trazado: documento 3*. Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.
- MARM (2010b): *Indicadores de fragmentación de hábitats causadas por infraestructuras lineales de transporte*. Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.
- MARSHALL, E. J. P.; WEST, T. M. & KLEIJN, D. (2006): "Impacts of an agri-environment field margin prescription on the flora and fauna of arable farmland in different landscapes" en *Agriculture, Ecosystems and Environment*, núm. 113, pp. 36-44.
- MARTÍ, R. & DEL MORAL, J. C. -eds- (2003): *Atlas de las aves reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Sociedad Española de Ornitología, Madrid.
- MIHARA, M. (1996): "Effect of agricultural land consolidation on erosion processes in semi-mountainous paddy fields of Japan" en *Journal of Agricultural Engineering Research*, núm. 64, pp. 237-247.
- MIRANDA, D.; CRECENTE, R. & ÁLVAREZ, M. F. (2006): "Land consolidation in inland rural Galicia, NW Spain, since 1950: an example of the formulation and use of questions, criteria and indicators for evaluation of rural development policies" en *Land Use Policy*, núm. 23(4), pp. 511-520.
- MÜCHER, C. A.; HENNEKENS, S. M.; BUNCE, R. G. H.; SCHAMINÉE, J. H. J. & SCHAEPMAN, M. E. (2009): "Modelling the spatial distribution of Natura 2000 habitats across Europe" en *Landscape and Urban Planning*, núm. 92, pp. 148-159.
- NCRS (1999): *Conservation corridor planning at the landscape level: managing for wildlife habitat*. Natural Resources Conservation Service-USDA, Washington.

- NIROULA, G. S. & THAPA, G. B. (2005): "Impacts and causes of land fragmentation, and lessons learned from land consolidation in South Asia" en *Land Use Policy*, núm. 22, pp. 358–372.
- OPDAM, P.; STEINGROVER, E. & VAN ROOIJ, S. (2006): "Ecological networks: a spatial concept for multi-actor planning of sustainable landscapes" en *Landscape and Urban Planning*, núm. 75, pp. 322–332.
- ORESZCZYN, S. (2000): "A systems approach to the research of people's relationships with English hedgerows" en *Landscape and Urban Planning*, núm. 50, pp. 107–117.
- PALOMO, L. J. & GISBERT, J. (2002): *Atlas de los mamíferos terrestres de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza – SECEM – SECEMU, Madrid.
- PAŠAKARNIS, V. & TOWARDS, M. (2010): "Towards sustainable rural development in Central and Eastern Europe: applying land consolidation" en *Land Use Policy*, núm. 27, pp. 545–549.
- PERSSON, A.; OLSSON, O.; RUNDLOF, M. & SMITH, H. (2010): "Land use intensity and landscape complexity: analysis of landscape characteristics in an agricultural region in Southern Sweden" en *Agriculture, Ecosystems & Environment*, núm. 136, pp. 169–176.
- PETIT, S. & USHER, M. B. (1998): "Biodiversity in agricultural landscapes: the ground beetle communities of woody uncultivated habitats" en *Biodiversity and Conservation*, núm. 7, pp. 1549–1561.
- POINTEREAU, P. (2002): "Les haies: évolution linéaire en France depuis quarante ans" en *Le courrier de l'environnement de l'INRA*, 46.
- RAMIREZ DEL PALACIO, Ó. J. (2010): "Reducción del impacto de la concentración parcelaria sobre la biodiversidad en hábitats esteparios: elementos para la definición de un proyecto de investigación", en *Actas III Jornadas sobre hábitats esteparios: conservación, amenazas y futuro*, Caleruega, Burgos, Octubre 2010.
- REIDSMA, P.; TEKELENBURG, T.; VAN DEN BERG, M. & ALKEMADE, R. (2006): "Impacts of land-use change on biodiversity: an assessment of agricultural biodiversity in the European Union" en *Agriculture, Ecosystems & Environment*, núm. 114(1), pp. 86–102.
- ROBINSON, G. R.; HOLT, R. D.; GAINES, M. S.; HAMBURG, S. P.; JOHNSON, M. L.; FITCH, H. S. & MARTINKO, E. A. (1992): "Diverse and contrasting effects of habitat fragmentation" en *Science*, núm. 257, pp. 524–526.
- ROBINSON, R. A. & SUTHERLAND, W. J. (2002): "Post-war changes in farming and biodiversity in Great Britain" en *Journal of Applied Ecology*, núm. 39, pp. 157–176.
- ROSSING, W. A. H.; ZANDER, P.; JOSIEN, E.; GROOT, J. C. J.; MEYER, B. C. & KNIERIM, A. (2007): "Integrative modelling approaches for analysis of impact of multifunctional agriculture: a review for France, Germany and The Netherlands" en *Agriculture, Ecosystems and Environment*, núm. 120, pp. 41–57.
- RYSZKOWSKI, L. (1989): "Control of Energy and Matter Fluxes in Agricultural Landscapes" en *Landscape Ecology*, núm. 27 (1-4), pp. 107–118.
- SANTÉ RIVEIRA, I. & CRECENTE MASEDA, R. (2006): "A review of rural land-use planning models" en *Environment and Planning B: Planning and Design*, núm. 33, pp. 165–183.
- SCHNEIDER, D. (1994): *Quantitative ecology: spatial and temporal scaling*. Academic Press, Londres.
- SOONS, M. B. & HEIL, G. W. (2002): "Reduced colonisation capacity in fragmented populations of wind-dispersed grassland forbs" en *Journal of Ecology*, núm. 90, pp. 1033–1043.
- STOATE, C.; BÁLDI, A.; BEJA, P.; BOATMAN, N. D.; HERZON, I.; VAN DOORN, A.; DE SNOO, R. G.; RAKOSY, L. & RAMWELL, C. (2009): "Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A review" en *Journal of Environmental Management*, núm. 91, pp. 22–46.
- SUÁREZ, F., HERRANZ, J. & YANES, M. (1996): "Conservación y gestión de las estepas en la España peninsular", en FERNÁNDEZ GUTIÉRREZ, J. & SANZ-ZUASTI, J. -eds.- *Conservación de las aves esteparias y su hábitat*, Junta de Castilla y León, Valladolid, pp. 27–41.

- SUÁREZ-SEOANE, S.; OSBORNE P. E. & BAUDRY, J. (2002): "Responses of birds of different biogeographic origins and habitat requirements to agricultural land abandonment in northern Spain" en *Biological Conservation*, núm. 105, pp. 333–344.
- SULLIVAN, W. C.; ANDERSON, O. M. & LOVELL, S. T. (2004): "Agricultural buffers at the rural–urban fringe: an examination of approval by farmers, residents, and academics in the Midwestern United States" en *Landscape and Urban Planning*, núm. 69, pp. 299–313.
- TALLEY, D.; GARY, R., & HOLYOAK, M. (2006): "Connectivity at the land- water interface", en CROOKS, K. & SANJAYAN, M. *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 97-129.
- TAN, S.; HEERINK, N.; KRUSEMAN, G. & QU, F. (2008): "Do fragmented landholdings have higher production costs? Evidence from rice farmers in Northeastern Jiangxi province, P.R. China" en *China Economic Review*, núm. 19, pp. 347–358.
- TAN, S.; HEERINK, N. & QU, F. (2006): "Land fragmentation and its driving forces in China" en *Land Use Policy*, núm. 23(3), pp. 272-285.
- TELLERÍA, J. L.; SANTOS, T.; ÁLVAREZ, G. & SÁEZ-ROYUELA, C. (1988): "Avifauna de los campos de cereales del interior de España", en BERNIS, F. —ed.- *Aves de los medios urbano y agrícola en las mesetas españolas*. SEO, Madrid, pp. 173-317.
- TEYSSÉDRE, A. & COUVET, D. (2007): "Expected impact of agricultural expansion on the world avifauna" en *Comptes Rendus Biologies*, núm. 330, pp. 247–254.
- THENAIL, C. & BAUDRY, J. (2004): "Variation of farm spatial land use pattern according to the structure of the hedgerow network (bocage) landscape: a case study in northeast Brittany" en *Agriculture, Ecosystems and Environment*, núm. 101, pp. 53–72.
- TISCHENDORF, L. & FAHRIG, L. (2000): "How should we measure landscape connectivity?" en *Landscape Ecology*, núm. 15, pp. 633–641.
- UEMATSU, Y.; KOGA, T.; MITSUHASHI, H. & USHIMARU, A. (2010): "Abandonment and intensified use of agricultural land decrease habitats of rare herbs in semi-natural grasslands" en *Agriculture, Ecosystems and Environment*, núm. 135, pp. 304-309.
- UN (1987): *Our Common Future*. World Commission on Environment and Development, Nueva York.
- VAN LIER, H. N. (2000): "Land use planning and land consolidation in the future in Europe" en *Kultur Landen*, núm. 41, pp. 138-143.
- VIADA, C. & NAVESO, M. A. (1996): "Conservación de las aves esteparias en España", en FERNÁNDEZ GUTIÉRREZ, J. y SANZ-ZUASTI, J. -eds.- *Conservación de las aves esteparias y su hábitat*. Junta de Castilla y León, Valladolid, pp. 51-58.
- VITIKAINEN, A. (2004): "An Overview of Land Consolidation in Europe" en *Nordic Journal of Surveying and Real Estate Research*, núm. 1, pp. 25-43.
- WAN, G. & CHENG, E. (2001): "Effects of land fragmentation and returns to scale in the Chinese farming sector" en *Applied Economics*, núm. 33, pp. 183–194.
- WORLD BANK (2006): *Sustainable Land Management: challenges, oportunities, and trade-offs*. The World Bank, Washington.
- WORLD BANK (2008): *Sustainable Land Management Sourcebook: the International Bank for Reconstruction and Development*. The World Bank, Washington.
- WU, Z.; LIU, M. & DAVIS, J. (2005): "Land consolidation and productivity in Chinese household crop production" en *China Economic Review*, núm. 16, pp. 28-49.
- YIN, S.; WEI, C. F.; YANG, X. Y. & LUO, Y. J. (2011): "The Ecological Compensation of Land Consolidation and Its Evaluation in Southwest China" en *Energy Procedia*, núm. 5, pp. 1192–1199.
- YU, G.; FENG, J.; CHE, Y.; LIN, X.; HU, L. & YANG, S. (2010): "The identification and assessment of ecological risks for land consolidation based on the anticipation of ecosystem stabilization: a case study in Hubei Province, China" en *Land Use Policy*, núm. 27-2, pp. 293–303.



