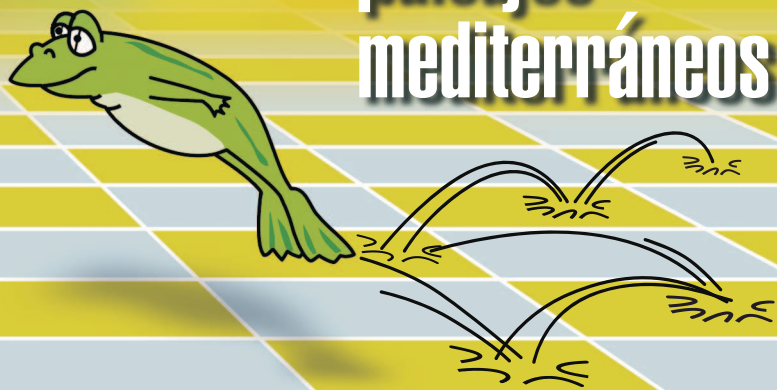


Integración territorial de espacios naturales protegidos y conectividad ecológica en paisajes mediterráneos





**Integración
territorial
de
espacios naturales
protegidos y
conectividad ecológica
en
paisajes
mediterráneos**



Edita:

Dirección General de la RENP y Servicios Ambientales
Consejería de Medio Ambiente
Junta de Andalucía

Dirección Facultativa:

Hermelindo Castro Nogueira¹

Autores:

Marta Múgica de la Guerra²; José Vicente de Lucio Fernández³; Carlota Martínez Alandi³; Pablo Sastre Olmos³; José Antonio Atauri-Mezquida³ y Carlos Montes del Olmo⁴. La información referente a Andalucía ha sido elaborada por Hermelindo Castro Nogueira, Fernando Molina Vázquez¹ y M. Rosario García Mora¹.

LS.B.N.: 84-95785-21-8

Depósito Legal: SE-3.068/2002

Imprime:

Tecnographic, s.l.

Diseño: equipo Ars

El presente documento ha sido financiado por la Dirección General de la RENP y S.A, de la Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía). Parte de los trabajos presentados han sido realizado dentro de los proyectos: *Conectividad y heterogeneidad del paisaje como indicadores ambientales en el diseño y manejo de redes ecológicas de conservación* (REN2001-0972 del Ministerio de Ciencia y Tecnología); *Influencia de la permeabilidad del paisaje en la biodiversidad: aplicación a las políticas territoriales y las redes de espacios naturales protegidos en la Comunidad de Madrid* (07M/0063/2001 de la Comunidad de Madrid) y *Caracterización de la estructura y funcionalidad de los elementos lineales del paisaje en la cuenca del río Guadamar* (Convenio 9 del PICOVER de la Junta de Andalucía).

¹ Dirección General de la RENP y S.A. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía

² EUROPARC-España.

³ Departamento Interuniversitario de Ecología, Sección Alcalá, Universidad de Alcalá, Alcalá de Henares, Madrid.

⁴ Departamento Interuniversitario de Ecología, Sección Autónoma, Universidad Autónoma de Madrid, Madrid.

Índice

1	Introducción	11
2	Redes y sistemas de espacios naturales protegidos	13
2.1.	Aportaciones de los espacios naturales protegidos a la integridad de los ecosistemas y la salud ambiental	13
2.2.	Referencias para valorar el estado de los servicios ambientales	17
2.3.	Aportaciones de la ecología del paisaje para el diseño de redes	19
2.4.	De los espacios naturales protegidos a los sistemas	21
2.5.	Próximos retos para mejorar los espacios naturales protegidos	25
3	La fragmentación del paisaje como principal amenaza a la integridad del funcionamiento del territorio	27
3.1.	Los paisajes fragmentados: su estructura y grados de alteración	28
3.2.	Principales efectos de la fragmentación en el funcionamiento de los sistemas naturales	31
4	La conectividad del territorio y los corredores ecológicos	35
4.1.	El mantenimiento de los procesos ecológicos en una red de conservación	35
4.2.	Permeabilidad del mosaico	39
4.3.	Corredores ecológicos	42
4.3.1.	Corredores fluviales y de ribera	44
4.3.2.	Corredores lineales	45
4.4.	Puntos de paso	48
5	Criterios para el diseño de redes de conservación	49
5.1.	Indicadores basados en especies y hábitats o ecosistemas	50
5.2.	Indicadores de estructura y función del paisaje	54
5.2.1.	Superficie	55
5.2.2.	Fragmentación	56
5.2.3.	Forma	56
5.2.4.	Heterogeneidad	57
5.2.5.	Conectividad	57
5.2.6.	Integridad ecológica	58

5.3.	Efecto de la escala espacial en la definición de indicadores	58
5.3.1.	Efecto de la escala en el reconocimiento de los elementos lineales y en la aplicación de indicadores de conectividad del paisaje	60
6	Presentación de casos de estudio	63
6.1.	Situación en el Estado español	84
6.2.	Situación en Andalucía	89
7	Conclusiones y recomendaciones	105
8	Referencias	111
	Glosario	121

Presentación

Es evidente que las fronteras ecológicas no atienden a límites administrativos, que el paisaje mediterráneo es el resultado de la interacción histórica del hombre y la naturaleza, y que nuestros espacios naturales protegidos, y los valores que los caracterizan, no podrían entenderse sin la presencia de las poblaciones locales y sus formas de vida tradicionales.

Conscientes de esta realidad, la Consejería de Medio de Ambiente de la Junta de Andalucía plantea entre sus principales objetivos la integración de los espacios protegidos en sistemas más amplios, en aras de alcanzar una efectiva protección de los valores genéticos, paisajísticos, ecológicos, ambientales y socio-culturales del territorio andaluz. Prueba de ello es la profunda reforma iniciada en la política de conservación de las áreas protegidas andaluzas mediante la puesta en marcha de la Estrategia de la RENPA.

En este sentido, esta Consejería, trabajando en la mejor integración ambiental del territorio protegido andaluz, está jugando un papel de liderazgo en el diseño, planificación y gestión de redes de espacios naturales protegidos en el entorno mediterráneo, sin obviar otras experiencias y buenas practicas y aprendiendo de ellas.

Pero la integración territorial debe ir de la mano de la cohesión social. El paisaje y el paisanaje están íntimamente relacionados y es en nuestra Andalucía natural donde mejor podemos vislumbrar esta realidad. Por ello, la Consejería de Medio Ambiente inserta en sus planes de actuación la variable social, fundamental en políticas ambientales progresistas.

Conscientes del reto que supone una visión mediterránea de conservación y, estando al frente de políticas novedosas de actuación en conexión social, ambien-

tal y económica de los espacios naturales protegidos, con la publicación de este libro pretendemos incentivar un debate de ideas que lleve a realidades en la implementación de políticas de conservación activas, enfocadas a la integración territorial de las áreas protegidas. Deseamos, además, que esta publicación sea un manual de referencia mediterráneo en el próximo Congreso Mundial de Parques que se celebrará en Durban en Septiembre de 2003.

Es por todo ello que para mí, en calidad de Consejera de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, sea una gran satisfacción presentar este libro **Integración territorial de espacios naturales protegidos y conectividad ecológica en paisajes mediterráneos**, confiando en que en un futuro cercano, la integración de los objetivos de conservación en el conjunto de políticas sectoriales sobre el territorio constituya una realidad cotidiana, no sólo en Andalucía, sino en toda la región mediterránea.

Fuensanta Covas Botella
Consejera de Medio Ambiente
Junta de Andalucía

Prólogo

En contraste con la concepción original de las áreas protegidas de principios de siglo XX, en la que la funcionalidad de estos espacios era la de preservar la naturaleza en el estado más puro posible, exentos de cualquier tipo de intervención humana, la Cumbre sobre la Tierra (Río de Janeiro, 1992) y el IV Congreso Mundial de Parques y Espacios Protegidos (Caracas, 1992), aportan una nueva visión en el panorama de la conservación. Por un lado, ya no se entiende el espacio sin el hombre, que ha dado lugar a los paisajes característicos que lo definen, y las actividades humanas pasan a tener una importancia vital en las políticas de conservación. Por otro lado, se plantea a la comunidad internacional la necesidad de integrar las áreas protegidas, terrestres y marinas, en redes o sistemas de conservación, mediante el establecimiento de vínculos en el paisaje que permitan la sostenibilidad ecológica y social del territorio.

En el ámbito de la Cuenca Mediterránea la mayoría de los territorios protegidos presentan paisajes ligados íntimamente a la actividad humana secular. No hablamos de zonas pristinas, sino conservadas. No hablamos de paisajes naturales, sino culturales. Paisajes que han sido el origen, y a la vez son el resultado, de una evolución cultural que ha creado y mantenido lo que hoy consideramos “hábitats naturales”.

En este contexto, la aplicación del modelo conservacionista tradicional sobre nuestros espacios protegidos ha dado origen a numerosos conflictos sociales, especialmente con determinados sectores: ganaderos, cazadores, ..., que hasta hoy en día, un siglo después, no habían podido resolverse.

Este hecho, unido a la evolución de las teorías ecológicas y, principalmente, al reconocimiento del equilibrio dinámico al que están sujetos los sistemas ecológicos, han sido los principales catalizadores del cambio conceptual sobre la tradicional visión estática de conservación de la naturaleza. Ahora se reconoce que

en el contexto de los cambios climáticos globales los intercambios entre zonas de interés ecológico son fundamentales para la supervivencia de las poblaciones e indispensables para la recolonización de hábitats degradados, y que la integración del componente humano en los espacios protegidos es fundamental para la preservación de los paisajes mediterráneos.

Bajo este prisma, las áreas protegidas mediterráneas no son, ni pueden ser, islas en el territorio o en el paisaje. Están asociadas inexorablemente a los usos del territorio, procesos ecológicos y realidad socio-económica y cultural de la matriz ecológicamente no neutra en la que se integran.

Esta realidad impone un nuevo reto en el panorama de la gestión para la conservación: es necesario evolucionar de la gestión unitaria de cada espacio a la gestión de redes funcionales, como integrantes de un sistema ecológico-económico. En este sentido, los nuevos modelos de gestión que se impondrán a corto y medio plazo, se deben referir a redes o sistemas de espacios protegidos interconectados y no a espacios naturales protegidos aislados, donde una mayor conectividad de las áreas protegidas en el territorio contribuya a la conservación de la diversidad biológica y de los recursos naturales, y mejore las posibilidades de ocio y disfrute y la cohesión social y cultural entre las comunidades locales.

En este contexto, la publicación que el lector tiene en sus manos pretende ser un documento de apoyo para el diseño e implementación de modelos de conectividad funcional en paisajes culturales. Para ello, los autores analizan las bases conceptuales y las iniciativas emprendidas internacionalmente en el diseño de redes y sistemas de espacios naturales protegidos. Desde la perspectiva de la singularidad mediterránea, se abordan las principales oportunidades y limitaciones para alcanzar la conectividad ecológica en el territorio y se proponen, en consecuencia, una serie de pautas para el diseño de redes eficaces de conservación.

Esperamos que las conclusiones y recomendaciones recogidas en este documento alimenten el debate sobre la necesidad de fomentar el establecimiento de vínculos en el paisaje para alcanzar la sostenibilidad ecológica y social del territorio, y contribuyan al diseño de estrategias de conservación acordes con la realidad mediterránea.

Hermelindo Castro Nogueira
Director General de la RENP y SA
Consejería de Medio Ambiente
Junta de Andalucía

1. INTRODUCCIÓN

Las políticas de conservación de la naturaleza han venido utilizando como principales instrumentos para conseguir sus objetivos a los espacios naturales protegidos. Desde hace años se ha reconocido que estos espacios concebidos como islas en el conjunto del territorio son ineficaces si no se tienen en cuenta los procesos que ocurren fuera de sus límites. La contribución de los espacios protegidos a la conservación del conjunto del territorio requiere por tanto una planificación de carácter integrador. Esta estrategia implica una mayor incardinación de las políticas de conservación en la planificación territorial mediante el desarrollo de estructuras espaciales coherentes y un alto grado de cooperación y coordinación institucional.

A partir de la década de los 80, y particularmente tras la aprobación de la Ley estatal de conservación de la naturaleza en 1989, hemos asistido a un proceso creciente de declaración de un número importantísimo de espacios protegidos. En estos momentos contamos con más de 700 espacios en el conjunto del Estado español, lo que supone del orden del 8% del territorio. Con la puesta en marcha de la Red NATURA 2000 el territorio designado con objetivos explícitos para la conservación de la naturaleza llegará al 22%.

La experiencia de gestión adquirida durante las últimas décadas permite valorar los logros alcanzados y las limitaciones existentes. A pesar de los grandes esfuerzos realizados por las administraciones competentes en dotar de recursos legales, humanos y financieros a la materialización de la gestión, no es posible todavía argumentar con datos concretos la eficacia real de dicha gestión en la conservación de la biodiversidad. Sabemos que la fragmentación del territorio, causada fundamentalmente por el aumento de infraestructuras viarias o por el desplazamiento de determinados usos del suelo frente a otros usos ligados al carácter rural del territorio, es una de las amenazas más graves para la conservación de la biodiversidad y de los procesos funcionales a escala de paisaje. Intuimos por tanto

que todas aquellas iniciativas orientadas a amortiguar los efectos de la fragmentación favorecerán el cumplimiento de los objetivos de conservación.

Junto a una creciente experiencia en la planificación y en la gestión de los espacios protegidos, asistimos en los últimos años al desarrollo de la ecología del paisaje como ciencia que nos ayuda a formalizar conceptos útiles para el diseño de políticas basadas en un mayor conocimiento de los procesos ecológicos que favorecen la salud de los ecosistemas.

El paso de una política de conservación centrada en los espacios naturales protegidos como unidades aisladas a una concepción de sistema implica la consideración del conjunto del territorio. Es decir, es necesario considerar las funciones de conectividad y el mantenimiento de los procesos ecológicos, de las interrelaciones y conflictos entre usos del suelo. Esta concepción supone, en términos administrativos, la coordinación entre políticas sectoriales.

En este contexto se ha elaborado este documento que tiene como finalidad principal aportar información relevante para el futuro diseño de sistemas de espacios naturales protegidos. Para alcanzar este objetivo se abordan tres aspectos:

- Cuáles son las principales contribuciones de la ecología del paisaje al diseño de redes ecológicas, poniendo de manifiesto la importancia de los procesos de fragmentación del paisaje como principal amenaza a la integridad del funcionamiento del conjunto del territorio y sintetizando las bases científicas referidas a la conectividad del territorio.
- Cuáles son los criterios más relevantes para el diseño de una red ecológica, haciendo especial énfasis en los indicadores basados tanto en las especies y ecosistemas como en la estructura del paisaje.
- Qué experiencias se han emprendido en los últimos años orientadas al diseño de redes ecológicas, tanto a nivel internacional como en el Estado español.

2. REDES Y SISTEMAS DE ESPACIOS NATURALES PROTEGIDOS

2.1. Aportaciones de los espacios naturales protegidos a la integridad de los ecosistemas y la salud ambiental

El origen histórico de los espacios naturales protegidos se encuentra en la voluntad social de evitar la desaparición de lugares excepcionales destacados por la grandiosidad de sus paisajes, la riqueza o singularidad de su fauna y flora o por su estado primigenio. Los primeros parques nacionales fueron entendidos como recintos aislados, segregados de un territorio circundante en proceso de vertiginosa transformación. El espíritu de estos parques nace de una sensibilidad romántica de nostalgia de la naturaleza surgida a la sombra del positivismo ilustrado. Los términos pintoresco, agreste, belleza natural, lugar singular, paraje notable, forman parte de la terminología con que se argumentan los valores de conservación de estos lugares y así han quedado recogidos en conmovedores documentos legales de la creación de los primeros parques nacionales.

Las teorías conservacionistas clásicas sintonizaban con la creencia en el equilibrio inmutable de la naturaleza (McIntosh, 1985). En consecuencia, el objetivo consistió en mantener lugares inalterados donde se respetase el funcionamiento de la vida silvestre fuera de la presencia humana hostil. Hasta los años 80, la conservación se abordaba con una concepción de isla; es decir se trataba de aislar o defender el espacio natural de los efectos destructivos del desarrollo humano. Sin embargo, este enfoque y su complementaria estrategia de conservación orientada a especies individuales emblemáticas se han mostrado en gran medida inviables e ineficaces (Angenmeier y Karr, 1994). Los conocimientos científicos actuales han puesto de manifiesto lo inadecuado del concepto de clímax, la inviabilidad de los lugares más maduros y el escaso poder de reposición que estos espacios isla pudieran tener para el ecosistema (Holdgate, 1996). En efecto, la conservación se ha centrado exclusivamente en la atención a las singularidades y a los ecosistemas más virginales sin tener en consideración la importancia de espe-

cies propias de estadios sucesionales intermedios. Por otro lado, uno de los problemas característicos del enfoque clásico de la conservación es el aislamiento de las poblaciones impidiéndose el intercambio genético.

Las limitaciones del modelo comenzaron a ser tenidas en cuenta a partir de los 80 cuando se comenzó a buscar una mayor integración entre los espacios naturales protegidos y su entorno circundante. El concepto de reserva de biosfera con su área periférica de amortiguación está inspirado en esta idea. Es en esa década cuando toma auge el concepto de red de conservación buscando una forma más eficaz para alcanzar los objetivos de los espacios protegidos. La Directiva Europea de Hábitats (1992/43/CEE) propone la constitución de la Red Natura 2000 a partir de la identificación y selección de hábitats de interés comunitario. Tres propósitos subyacen en general a la filosofía de red:

1. Mantener los flujos entre poblaciones de distintos espacios naturales protegidos.
2. Representar la diversidad de especies y ecosistemas de la región como resultado de las singularidades recogidas en cada espacio natural protegido.
3. La red como proyecto político debe responder a un plan o propósito de la institución que la crea siendo consistente desde el punto de vista administrativo y de gestión.

Además de la consabida pérdida de diversidad biológica, el concepto de conservación de la naturaleza ha evolucionado en los últimos años bajo la influencia de dos evidencias científicas:

- Los ecosistemas naturales y seminaturales proporcionan bienes y servicios a la sociedad cuya obtención en caso de no existir tendría un gran coste. Tales bienes y servicios resultan invisibles para la contabilidad de las naciones y para el mercado.
- El conocimiento sobre las consecuencias del cambio climático sugiere que las especies y ecosistemas con mayor capacidad de adaptación tendrán gran importancia en el mantenimiento de los ecosistemas futuros.

Las consideraciones de monumentalidad y de admiración que inspiraron la creación de los primeros parques nacionales a los conservacionistas del siglo XIX deben ser complementadas actualmente con la constatación de que los eco-

sistemas naturales proporcionan a la sociedad bienes y servicios relacionados con la regulación de ciclos y procesos de soporte de la vida. Algunos de estos procesos son el ciclo hidrológico, el flujo de energía y la organización trófica del ecosistema, los ciclos biogeoquímicos y la transferencia de nutrientes, la dinámica de poblaciones y la interacción entre especies, la sucesión ecológica y autoorganización de los ecosistemas, las fluctuaciones y el régimen de perturbaciones naturales, los procesos de dispersión de propágulos y la migración de especies.

Entre los bienes y servicios derivados del funcionamiento de los ecosistemas naturales se pueden destacar la regulación de la composición de gases atmosféricos, del clima, del ciclo hidrológico, el control de la erosión, la formación de suelo, la regulación de los ciclos de nutrientes, la polinización, el control biológico de poblaciones, el mantenimiento de la diversidad biológica, el almacenamiento y suministro de agua, la producción de alimentos y materias primas, así como espacios para el desarrollo del hábitat humano y para el recreo y la cultura (Cairns, 1996).

Algunos de estos servicios son identificables localmente y sus beneficios son también inmediatos y a veces cuantificables en términos económicos. Por ejemplo, la creciente actividad turística observada en el entorno de los espacios protegidos es una consecuencia de los esfuerzos realizados para el mantenimiento de ecosistemas silvestres atractivos para los visitantes. Por el contrario, otros bienes y servicios se manifiestan en extensiones y escalas temporales muy amplias como puede ser el caso de la regulación de gases en la atmósfera. Es evidente que para tener un buen retrato de los beneficios proporcionados por la conservación de los ecosistemas naturales deben utilizarse aproximaciones locales, regionales y globales, considerando también distintas proyecciones en el tiempo. También parece evidente que la conservación de estos ecosistemas es una necesidad para el mantenimiento del bienestar social.

Los bienes y servicios aportados por los ecosistemas, tengan o no un valor económico en los sistemas de mercado, producen beneficios indispensables para la economía, la salud pública y el bienestar general de los seres humanos (Daily, 1997). Los ecosistemas sanos constituyen un capital natural del que es necesario mantener una reserva mínima que asegure su renovación de forma permanente para no descapitalizar a la sociedad que lo utiliza. Su explotación sostenible constituye el suministro actual y potencial de bienes y servicios indispensables para el

mantenimiento del capital construido, social y humano de nuestra sociedad (Goodland y Daly, 1996).

La conciencia de incertidumbre introducida por la observación del cambio climático está influyendo en la orientación de las políticas de conservación. La idea tradicional de que el principal objetivo de la conservación es el mantenimiento de los lugares con menor presencia humana por ser reductos de mayor diversidad biológica es insuficiente (Pérez-Corona y otros, 2002). Los ecosistemas seminaturales (manejados) pueden contener una elevada biodiversidad integrada por especies con una mayor capacidad de respuesta ante las incertidumbres del futuro que las especies raras, relictas o excepcionales. También se sabe que la sucesión ecológica va acompañada de una curva de diversidad biológica cuyo máximo no se da habitualmente en la situación de mayor madurez, sino en una situación previa con un cierto grado de explotación (Connell, 1978). Las especies propias de las distintas etapas intermedias de desarrollo de un ecosistema no son las mismas que las que encontraremos en las situaciones de mayor madurez. Estos conocimientos son particularmente aplicables a la gestión y planificación de los paisajes mediterráneos (Makhzoumi y Pungetti, 1999), donde el largo proceso de coevolución entre cultura y naturaleza es el responsable de paisajes manejados, compatibles con elevados valores de diversidad biológica.

Los enfoques más avanzados de conservación de la naturaleza no atienden ya exclusivamente a los ecosistemas intocados; sino que se fijan también en los servicios ambientales proporcionados por los ecosistemas seminaturales. El objetivo es el mantenimiento de combinaciones óptimas de ecosistemas naturales y seminaturales con los ecosistemas urbanos artificiales, en los que una gran parte de la sociedad habita, de forma que se garanticen los servicios ambientales de la naturaleza. En el territorio estos distintos tipos de ecosistemas se combinan espacialmente dando lugar a configuraciones que son percibidas socialmente como paisajes. El paisaje ha sido descrito como un mosaico de amplitud kilométrica conformado por ecosistemas locales recurrentes (Forman, 1995). Entre las teselas del mosaico se mantienen procesos funcionales con estrechas relaciones y flujos horizontales entre ecosistemas. La escala de paisaje es un nivel muy apropiado para representar redes o sistemas de conservación de la naturaleza dado el componente funcional que esta escala representa.

A escalas más amplias, el ámbito ecorregional se utiliza cada vez con mayor frecuencia como referencia para la organización de sistemas de conservación

(Montes y otros, 1998). Las ecorregiones, caracterizadas por similitudes climáticas y biogeográficas de gran escala, cuentan con conjuntos de especies y ecosistemas característicos, cuyo estado de conservación debe ser evaluado en esta extensión territorial.

Podemos decir por tanto que los marcos de referencia espaciales más adecuados para abordar el mantenimiento de los servicios ambientales de los ecosistemas son los de paisaje y ecorregión.

2.2. Referencias para valorar el estado de los servicios ambientales

En los últimos años se han acuñado distintos conceptos con objeto de describir este pretendido estado óptimo de los ecosistemas naturales que permitiría asegurar la provisión de bienes y servicios para la sociedad. Algunos de estos conceptos son una referencia importante para la definición de los objetivos de una red de conservación por lo que es necesario aclararlos.

Se entiende por integridad ecológica la habilidad de un ecosistema de perpetuar su funcionamiento en el tiempo siguiendo su camino natural de evolución y de poder recuperarse tras una perturbación (Angermeier y Karr, 1994; Brown y otros, 2000). La integridad implica un mayor vigor (capacidad total del sistema para procesar materia y energía), una mejor organización o eficacia en la transferencia y degradación de la energía y la capacidad de resistir a las perturbaciones (Westra y otros, 2000). Un ecosistema más *íntegro* sería capaz de extraer más trabajo útil de la energía solar que otro menos *íntegro* en su misma ubicación (Ulanowicz, 2000). El estado de máxima integridad excluiría las actividades humanas que disipan energía y desorganizan el ecosistema.

El objetivo ideal de los espacios naturales protegidos es el mantenimiento de la integridad de los ecosistemas en la medida que sea posible. La integridad ecológica referida a territorios o regiones comprende la representación de todo el rango nativo de especies y funciones ecológicas con su rango de variabilidad natural con independencia del estado local de un ecosistema en un momento determinado.

La integridad ecológica es un estado de referencia que señala el óptimo para la evaluación de los ecosistemas. Sin embargo, en el caso de los ecosistemas

mediterráneos la pretensión de alcanzar esta máxima integridad es probablemente ingenua e indeseable. En efecto, el valor de muchos de estos ecosistemas reside precisamente en el grado de adaptación entre los aprovechamientos y el funcionamiento del ecosistema. Muchas de las especies que en un estado primigenio corresponderían al ecosistema íntegro han desaparecido. Aún con estas consideraciones, no es en absoluto desdeñable la pretensión de recuperar en algunos casos un grado de máxima integridad aprovechando la tendencia al abandono de agrosistemas y bosques con usos marginales.

La salud de un ecosistema es la habilidad que éste posee para sostener su estructura y función a lo largo del tiempo frente a cierto grado de estrés externo (Costanza, 1992). No es necesario que un ecosistema en buen estado de salud sea completamente íntegro sino que admita un cierto grado de explotación. A escala de paisaje la salud del ecosistema implicaría el mantenimiento de los bienes y servicios proporcionados por todos los elementos del mosaico. Un paisaje en buen estado de salud es capaz de proporcionar bienes y servicios ambientales derivados tanto de los ecosistemas naturales como de los seminaturales y artificiales sin que esto comprometa su futuro. Las distintas teselas que componen el mosaico paisajístico proporcionarían beneficios de diferente naturaleza: las teselas más silvestres orientadas a los servicios de los ecosistemas naturales, las teselas ocupadas por agricultura intensiva orientadas preferentemente a finalidades extractivas.

El concepto de sostenibilidad está íntimamente ligado al de salud del ecosistema y haría referencia a los proyectos o actividades viables manteniendo la salud del ecosistema (Karr, 2000). La idea de sostenibilidad aporta un aspecto normativo acerca de las decisiones de los gobernantes para integrar objetivos ambientales, económicos y sociales en la política de desarrollo (Brown y otros, 2000). Atendiendo a la regla input/output de la sostenibilidad (Goodland y Pimentel, 2000) se pueden establecer criterios de salud y sostenibilidad a escala de paisaje. Un paisaje sostenible o en buen estado de salud sería aquel en el que la disposición de los elementos del mosaico y sus intercambios entre estos asegurase el cumplimiento de las reglas de entradas y salidas.

Los conceptos de integridad, salud y sostenibilidad ecológica permiten formalizar las características deseables de los ecosistemas de forma que los objetivos de la conservación sean claros y convincentes para la sociedad. Los bienes y servicios de los ecosistemas naturales están relacionados con el mantenimiento de la integridad ecológica. Supuestamente cuanto más íntegro sea un ecosistema más asegurados estarán los bienes y servicios que éste proporciona. El concepto de integridad eco-

lógica está siendo incorporado progresivamente en documentos técnicos y políticos sobre medio ambiente (Council of Europe, 1996; Stanners y Bourdeau, 1995).

Tanto en un contexto ecorregional como paisajístico las ideas de salud y sostenibilidad deben basarse en la complementariedad de funciones entre los diferentes tipos de ecosistemas con distintos grados de intervención humana que los componen. El conjunto de espacios protegidos debe organizarse en forma de red o sistema de manera que contribuya a asegurar la salud ecológica del conjunto del territorio. Distinguiremos en este mosaico las funciones de los espacios naturales estrictamente protegidos (cuya finalidad será asegurar la mayor integridad ecológica), de las funciones de otras áreas dedicadas a actividades agrícolas, ganaderas y silvícolas (donde el objetivo puede ser el mantenimiento de la salud del ecosistema cumpliendo ciertas condiciones de sostenibilidad), y de algunos usos agrícolas intensivos, urbanos, mineros, etcétera, que no serán capaces por sí mismos de cumplir las exigencias de la sostenibilidad y sólo en el contexto de paisajes capaces de asimilar este estrés serán viables o admisibles. El objetivo final es garantizar el funcionamiento de los procesos ecológicos básicos en el conjunto del territorio (Noss, 2000).

La finalidad de una red de conservación de la naturaleza es contribuir a este propósito general del territorio.

2.3. Aportaciones de la ecología del paisaje al diseño de redes

Cualquier planteamiento moderno de conservación de la naturaleza o de la biodiversidad debe analizar el papel de cada uno de los elementos del paisaje considerando su contribución a la salud de los ecosistemas. El objeto de la conservación no es exclusivamente los espacios intocados sino que también debe evaluarse el papel los ecosistemas manejados para la agricultura, la ganadería y la silvicultura, e incluso con una contribución más modesta los ámbitos metropolitanos. La forma en que estas actividades se distribuyen y combinan en el territorio es relevante para la dispersión de las especies, para la regulación de flujos y para el amplio conjunto de funciones del ecosistema.

La ecología del paisaje puede considerarse como el estudio de las interacciones entre patrones paisajísticos y procesos ecológicos, específicamente de la influencia de dichos patrones en los flujos de agua, energía, nutrientes y biota (Turner, 1989). Esta ciencia realiza dos aportaciones esenciales para abordar la ges-

ción de los ecosistemas a escala territorial. En primer lugar establece relaciones entre la estructura del paisaje y procesos ecológicos relevantes por constituir bienes y servicios ambientales. En segundo lugar proporciona un marco jerárquico para interpretar la estructura, función, cambio y estabilidad considerando la escala de análisis y estableciendo relaciones entre distintas escalas. El paisaje es un mosaico formado por teselas que se diferencian en sus condiciones ambientales y en las especies que contienen. Es también un mosaico de la diversidad e intensidad de usos que la sociedad hace del territorio. Las teselas reguladas por las actividades humanas se caracterizan por la mayor cantidad de energía artificial invertida y por el rejuvenecimiento y simplificación de los ecosistemas que soportan. Las teselas con coberturas naturales y en ausencia de perturbaciones tendrán, en igualdad de condiciones ambientales, una mayor complejidad y diversidad.

En un territorio se disponen constituyendo teselas contiguas los ecosistemas naturales de una alta productividad ecológica y alta biomasa como los bosques, los ecosistemas de alta productividad y baja biomasa, como muchos humedales sujetos a un régimen de perturbaciones frecuentes, y los sistemas muy poco productivos como por ejemplo los desiertos. Todos ellos pueden contener especies clave, raras, relictas o endémicas que reclaman una exigente conservación. Otro amplio rango de ecosistemas seminaturales tienen un manejo de intensidad media con una inversión limitada de energía artificial. Estos sistemas combinan la presencia de especies explotadas con otras adaptadas a los ecosistemas humanizados y algunas que aprovechan parcelas remanentes de cobertura natural en la matriz agraria.

El paisaje resulta ser este mosaico más o menos heterogéneo donde se combinan ecosistemas de distinto grado de integridad, ocupando distintas superficies, de forma cambiante en el tiempo. La biodiversidad del territorio y el mantenimiento de los procesos ecológicos no es sólo resultado de la superficie cubierta por cada tipo de ecosistemas sino también de la forma en que se combinan en el espacio, de su grado de fragmentación y aislamiento. Características ecológicas del paisaje como la conectividad, la heterogeneidad o la fragmentación son determinantes de la riqueza biológica y del funcionamiento de los ecosistemas.

Igual que la riqueza de especies es importante para el funcionamiento de un ecosistema, la diversidad de ecosistemas en un paisaje puede ser crítica para el funcionamiento regional. Bajo ciertas circunstancias, los patrones de tamaño, forma e imbricación de los ecosistemas en un paisaje afectan profundamente a su funcionamiento.

Los patrones de organización del paisaje y la heterogeneidad tienen importantes implicaciones en la utilidad de los espacios protegidos para la conservación de especies frente al cambio climático. La planificación y la gestión de estos espacios requiere por tanto conocer cuáles son los factores que controlan los procesos biofísicos responsables de la integridad de los ecosistemas, de modo que se garantice su pervivencia a largo plazo y su capacidad de resistir las perturbaciones. La aplicación de este tipo de criterios permite detectar sistemas vitales para el funcionamiento global, pero que escapan a los métodos de valoración habituales.

2.4. De los espacios naturales protegidos a los sistemas

Siempre es un gran error confundir el fin con los medios. Los espacios naturales protegidos pudieron constituir al principio de su historia un fin en sí mismos. Actualmente se conciben preferiblemente como un instrumento destinado a alcanzar fines más allá de sus límites geográficos. Los espacios protegidos son un instrumento útil y eficaz de administración territorial difundido en todo el mundo como herramientas y medios de intervención bien caracterizados y experimentados. Se considera que un espacio natural protegido que ha alcanzado el nivel de gestión activa dispone al menos de un plan de gestión o manejo, de un presupuesto y de personal cualificado para llevar a cabo las actuaciones (EUROPARC-España, 2002). El plan de gestión debe comprender objetivos operativos explícitos, con actividades y resultados esperados claramente definidos y con un conjunto de instrumentos para la verificación y la evaluación del proceso. La gestión se materializa territorialmente constituyendo un ejemplo demostrativo para el ámbito circundante. Los espacios naturales protegidos son por este motivo un buen punto de partida para cuidar los bienes y servicios que los ecosistemas naturales y seminaturales nos proporcionan.

Los criterios de selección del territorio cualificado para constituir espacios protegidos deben ser la contribución al mantenimiento de procesos que soportan bienes y servicios ambientales además de la preservación de lugares singulares y enclaves representativos. Por ejemplo, para asegurar las piezas clave del flujo hídrico en el paisaje es preciso mantener la cubierta de bosque de las cabeceras de cuenca, el estado natural y permeable de las áreas de recarga y de descarga y la continuidad y ausencia de contaminación de las corrientes superficiales. El mantenimiento de la complementariedad valle/montaña, esencial para muchas especies de fauna en ambientes mediterráneos, implica la permanencia de superficies protegidas en ambos sectores y su conexión natural. La capacidad reguladora de los flujos de nutrientes depende de la ubicación de ecosistemas de mayor

producción en lugares clave impidiendo la liberación de nutrientes a ambientes sensibles (aguas libres, acuíferos, etcétera). En general una mayor biomasa, más persistente es signo de integridad del ecosistema.

Como hemos visto, el interés por la definición de redes de espacios naturales surge por un lado como respuesta a las deficiencias de la conservación basada en espacios aislados o especies individuales y por otro lado, para buscar una coordinación en la gestión de los distintos espacios. El criterio seguido para la constitución de estas redes ha sido habitualmente el de la representatividad de los distintos tipos de ecosistemas, ambientes, hábitats o especies. Como señalase González Bernáldez (1988), la falta de conocimiento de la mayoría de los aspectos funcionales, junto con la urgencia de adoptar medidas de protección, ha hecho que la política más frecuente de designación de espacios sea la basada en este criterio de representatividad.

Los distintos modelos de redes de espacios naturales protegidos existentes conceden atención preferente a distintos criterios para su constitución. Podemos destacar los siguientes enfoques:

- *Catálogos o inventarios de espacios naturales.* Representa un paso más respecto a la simple consideración de espacios aislados. Generalmente se ha utilizado el criterio de representatividad. El conjunto de espacios integrados en la red proporciona un grado de representatividad de ecosistemas, hábitats, especies, especies endémicas o amenazadas, etcétera. Cada nuevo espacio incrementa la representatividad de la red en un determinado porcentaje al incorporar nuevos ecosistemas, hábitats y especies.
- *Redes de coordinación administrativa o institucional.* No son redes en el sentido espacial (no es necesario que existan conexiones funcionales), sino que se trata de sistemas de coordinación administrativa sobre los objetivos, los criterios de selección o los modelos de gestión.
- *Redes ecológicas.* El principal criterio para la constitución de estas redes es garantizar la conectividad. El conjunto de espacios naturales protegidos se integran en la red mediante elementos territoriales que facilitan la continuidad de los procesos ecológicos (especialmente la conexión de poblaciones). El modelo incorpora corredores y áreas de amortiguación que constituyen facilidades para asegurar este flujo de organismos.
- *Sistemas.* Los sistemas se caracterizan por garantizar la integridad ecológica. El territorio se analiza en su conjunto, atendiendo no sólo a los crite-

rios de representatividad y conectividad, sino de complementariedad, coherencia interna y coherencia externa. En una aproximación de sistema se considera tanto el territorio protegido como otros elementos territoriales, en especial ecosistemas seminaturales, que pueden cumplir un importante papel como zonas de amortiguación e interconexión. Esta aproximación aún no está desarrollada en la práctica.

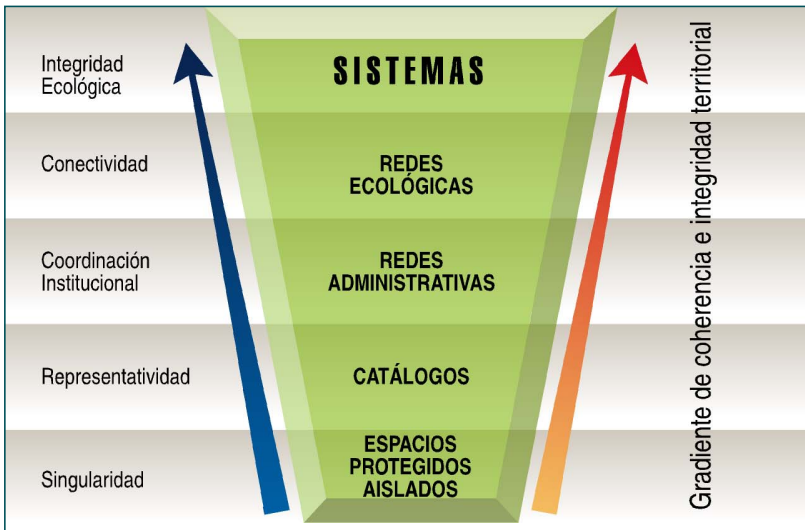


Figura 2.1. Estrategias de conservación: hacia el establecimiento de sistemas de espacios naturales. A la izquierda se indican los criterios que más peso tienen en cada una de las fases. Al criterio de singularidad dominante en las primeras fases de diseño de espacios protegidos aislados se van sumando los criterios de representatividad y coordinación institucional en los estadios de catálogos de espacios y de redes de carácter fundamentalmente administrativas. El criterio de conectividad se suma a los anteriores en la estrategia de diseño de redes ecológicas. El criterio de integridad define la estrategia de diseño de sistemas.

Una red de conservación debe constar de teselas que alberguen ecosistemas íntegros (ecosistemas primarios, ecosistemas de alta madurez y diversidad, aún siendo secundarios) acompañadas por una serie de áreas con continuidad física o funcional con un papel relevante por albergar ecosistemas naturales y seminaturales. Se suelen denominar zonas de transición o de amortiguación

aunque su papel preferente no siempre sea necesariamente éste. Estas zonas habitualmente alcanzan altas cotas de biodiversidad debido a su heterogeneidad paisajística. Son frecuentemente gestionadas como sistemas agrosilvopastorales extensivos. Cuando las condiciones de naturalidad del territorio se alteran a causa de la urbanización o la agricultura intensiva, tiene sentido asegurar la conexión entre poblaciones mediante la creación o mantenimiento de corredores ecológicos.

Las formas de actuar para mantener la conectividad de los ecosistemas naturales dependerán de la naturaleza de la matriz del paisaje donde se pretenda actuar. Hobbs y Wilson (1998) distinguen cuatro tipos de matriz, desde completamente natural hasta una matriz artificial. Sobre este esquema simple podría superponerse un gradiente de transformación de los ecosistemas, desde los de un mayor grado de integridad (dehesas) hasta los muy transformados (agricultura intensiva).

En resumen, entendiendo el paisaje como un mosaico formado por teselas con distinto grado de madurez ecológica que difieren en sus cualidades ambientales y en los organismos que contienen, la red o sistema de conservación sería el patrón del mosaico natural/seminatural/intensivo/artificial que mejor contribuyese al mantenimiento de la integridad ecológica. Tendríamos que pensar entonces no tanto en una red constituida como una malla formada por nudos y conexiones, sino en una jerarquía de procesos en el territorio cada uno de los cuales se da en una determinada extensión espacial.

La clave consiste en identificar los procesos manejables en la escala espacio temporal de los espacios naturales protegidos dejando otros niveles de regulación para diferentes esferas de la administración. Por ejemplo, el manejo de los procesos hidrológicos a escala de cuenca comprende la administración de recursos relacionados con toda la variedad de usos del suelo y actividades económicas de la cuenca. La gestión de estos recursos debería ser coherente con la de los espacios protegidos situados en dicha cuenca. Evidentemente, una red de espacios protegidos difícilmente puede contribuir a la integridad del ciclo hidrológico si sus intervenciones no están respaldadas por otras en diferentes ámbitos administrativos.

2.5. Próximos retos para mejorar los espacios naturales protegidos

Los espacios protegidos concebidos como islas de conservación han demostrado la ineficacia del establecimiento de medidas que no tengan en cuenta los procesos que ocurren fuera de sus límites. La contribución de los espacios protegidos a la conservación del conjunto del territorio requiere considerar su papel con respecto a la salud ecológica y al mantenimiento de cierta integridad en el ámbito territorial. Esta estrategia implica una mayor integración de las políticas de conservación en la planificación territorial mediante el desarrollo de estructuras espaciales coherentes y un alto grado de cooperación y coordinación institucional.

El paso a la planificación del conjunto de espacios naturales protegidos en un marco territorial más amplio aún es incipiente en España. La coordinación con otros instrumentos de planificación territorial sigue siendo el gran reto a afrontar en los próximos años, según se ha identificado en el *Plan de Acción para los espacios naturales protegidos del Estado español*. En la elaboración de dicho Plan se han identificado las siguientes recomendaciones en relación a la planificación de los sistemas de espacios protegidos (EUROPARC-España, 2002):

- Desarrollar un sistema en cada comunidad autónoma y con la adecuada coordinación territorial interadministrativa. Este sistema debe integrar los elementos que garanticen el funcionamiento del territorio: áreas protegidas, zonas de amortiguación y conexiones biológicas.
- Utilizar un sistema de planificación en cascada para optimizar el uso de los recursos humanos y materiales y como mecanismo para garantizar mayor coherencia.
- Desarrollar metodologías para establecer los criterios de selección y delimitación de áreas del sistema.
- Desarrollar el documento de planificación del sistema, su relación con la planificación territorial y la definición de sus contenidos.
- Integrar la planificación del sistema con las políticas sectoriales a través de la evaluación ambiental estratégica de planes y programas.
- Establecer mecanismos de coordinación con entidades, agentes y aquellos instrumentos de planificación territorial y sectorial con estrecha relación con los espacios protegidos.

La definición de una estrategia de conservación de la naturaleza que integre todos estos aspectos debería incorporar los conocimientos científicos así como las experiencias ya emprendidas en otros países. Para que la estrategia emprendida sea realista y ejecutable, será además imprescindible identificar los instrumentos administrativos y legales para garantizar la coordinación necesaria.

3. LA FRAGMENTACIÓN DEL PAISAJE COMO PRINCIPAL AMENAZA A LA INTEGRIDAD DEL FUNCIONAMIENTO DEL TERRITORIO

La pérdida de hábitat y la fragmentación se consideran las principales amenazas que afectan a la diversidad biológica (Harris, 1984; Wilson, 1988; Saunders y Hobbs, 1991; Alverson y otros, 1994; McCullough, 1996; Pickett y otros, 1997; Fielder y Kareiva, 1998). Conservacionistas, planificadores y ecólogos se refieren a la pérdida de hábitat y al aislamiento de los hábitats con el término fragmentación (Collinge, 1996).

La fragmentación de los hábitats se ha estudiado desde los años 60 bajo dos fundamentos teóricos: la teoría biogeográfica de islas (MacArthur y Wilson, 1967) y la teoría de metapoblaciones (Levins, 1969). La teoría de islas estudia la influencia del aislamiento (distancia a otros fragmentos o hábitats) y el tamaño de los fragmentos en la riqueza y composición de especies, considerando la colonización y extinción como procesos fundamentales. El término metapoblación fue introducido por Levins (1969) para describir poblaciones compuestas por subpoblaciones, y enfatiza el concepto de conectividad y el intercambio entre poblaciones espacialmente separadas (Hanski, 1999). Este concepto ha sido utilizado en modelos de gestión y de conservación de especies amenazadas (Simberloff, 1997).

En este contexto, se asume que la fragmentación siempre está asociada a los efectos negativos derivados de las acciones antrópicas que conllevan a una modificación intensa del territorio y que se traduce en una pérdida importante de hábitats naturales, en la disminución e incluso en la extinción de especies.

Las principales causas de la fragmentación son la expansión urbanística, los procesos de industrialización, la agricultura y silvicultura intensivas, y los fenómenos de expansión de las infraestructuras viarias. La ampliación de las redes de carreteras y de ferrocarriles son una de las causas de la fragmentación, no tanto por la pérdida de superficie neta sino por la ruptura en el funcionamiento del conjunto del territorio.

En este capítulo revisaremos las principales consecuencias de la fragmentación sobre la estructura del territorio y por tanto sobre el funcionamiento de los ecosistemas y la dinámica de las especies, revisando aquellos aspectos especialmente relevantes para el diseño de redes ecológicas de espacios naturales protegidos.

3.1. Los paisajes fragmentados: estructura y grados de alteración

La fragmentación es un proceso continuo y dinámico, cuyos efectos en la estructura del paisaje pueden describirse mediante índices como el porcentaje de hábitat natural, número de fragmentos, etcétera. Según proponen Hobbs y Wilson (1998) podríamos distinguir un gradiente continuo con cuatro niveles de alteración del paisaje: intacto, salpicado o jaspeado, fragmentado y relictivo (Fig. 3.1). A medida que aumenta la pérdida de superficie de hábitat, disminuye la conectividad y se hace más acusado el efecto borde.

Los procesos de fragmentación provocan una disminución de las cubiertas vegetales, dejando la vegetación original de un área determinada reducida a pequeños fragmentos aislados unos de otros inmersos en una matriz más o menos alterada.

La matriz es el área predominante del paisaje, siendo por otro lado, una porción importante del territorio que a menudo suele quedar sin protección. Las características de la matriz varían en función del grado y uso antrópico que se haga sobre ella. La matriz del paisaje provee hábitats a escalas espaciales pequeñas, para organismos que no requieren territorios muy grandes, sino que necesitan estructuras individuales que se encuentran dispersas por la matriz, como es el caso de las especies que viven en árboles muertos, vallas de piedra, setos, linderos, roquedos, etcétera. Estos elementos de la matriz tienen un papel destacado en zonas que han experimentado una fragmentación estructural, donde estas estructuras simples cumplen el papel de hábitat, recurso y refugio. El mantenimiento de la diversidad biológica de la matriz puede promoverse bien a través de la conservación de estos tipos de elementos o a través de tratamientos o explotaciones menos intensivas.

La matriz puede incrementar la funcionalidad de los fragmentos al actuar como área de amortiguación, además de aportar conectividad al paisaje y entre los fragmentos. La funcionalidad de los fragmentos está íntimamente ligada a su tamaño y su forma como veremos más adelante.



Figura 3.1. Grados de alteración del paisaje. Se representan cuatro grados de alteración del paisaje. Se parte del hábitat natural intacto, el cual va perdiendo superficie de hábitat incrementándose el efecto borde, aislamiento entre los fragmentos y disminución de la conectividad. Modificado de Hobbs y Wilson (1998).

Según las teorías de la percolación (O'Neill y otros, 1992; With y Crist, 1995; With, 1997) los sistemas naturales con menos del 60% de hábitat natural comienzan a tener problemas derivados de la disminución de superficie de hábitat. Las políticas de conservación de la naturaleza deben cuestionarse hasta qué umbral de pérdida de hábitats puede asumirse.

En los ecosistemas mediterráneos, los procesos de humanización del territorio, como la matorralización, el adeshamiento o la agricultura extensiva, han dado lugar a paisajes heterogéneos que en ocasiones albergan niveles de diversidad más altos que sistemas equivalentes sin ningún tipo de manejo (González

Bernáldez, 1991, Pineda y Montalvo, 1995). En estos casos no se ha llegado a un umbral de pérdida de hábitats ni de ruptura de los patrones horizontales de los ecosistemas (flujos hidrogeológicos, procesos de acumulación, transporte y sedimentación, etcétera) que suponga una verdadera fragmentación del territorio. Estaríamos en un estadio correspondiente a la fase de paisaje “salpicado o jaspeado” del esquema propuesto por Hobbs y Wilson (1998).

Para cada nivel de alteración del paisaje se sugieren unas medidas de gestión diferentes. En paisajes muy transformados toman un papel relevante pequeñas estructuras del paisaje que se encuentran dispersas por la matriz como son los elementos lineales (setos, lindes, muros de piedra) o rodales, roquedos, etcétera (Fig. 3.2). Estos elementos del paisaje no suelen ser tenidos en cuenta en la planificación y sin embargo son de gran interés para la conservación de la biodiversidad asociada a los paisajes rurales (Pino y otros, 2000).

En paisajes poco transformados, donde la pérdida de cubiertas vegetales es inferior al 40%, los efectos de esta alteración afectarán más especialmente a especies con requerimientos de hábitat muy especiales. Las medidas para el mantenimiento de la conectividad y funcionalidad de estos sistemas irán encaminadas a conservar la matriz, proteger los fragmentos bien conservados y mantener aquellas áreas que actúen de conexión entre los distintos fragmentos.

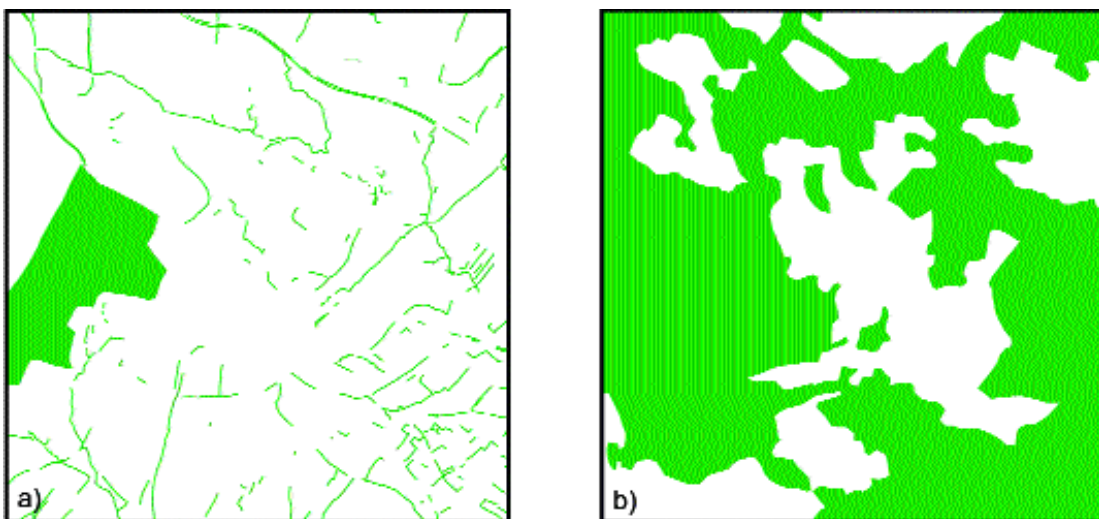


Figura 3.2. Distintos grados de alteración del paisaje tomados en la cuenca del río Guadamar (Sevilla-Huelva). a) Máxima alteración del paisaje, permanecen pequeñas estructuras lineales con un papel importante en la conectividad de este paisaje. b) Grado de alteración medio, persisten grandes manchas con vegetación natural.

3.2. Principales efectos de la fragmentación en el funcionamiento de los sistemas naturales

La fragmentación, entendida como un proceso dinámico por el cual un determinado hábitat va quedando reducido a fragmentos o islas de menor tamaño, más o menos conectadas entre sí en una matriz de hábitats diferentes al original, conlleva unos efectos espaciales que pueden resumirse en tres (Forman, 1995):

- Disminución de la superficie de hábitat. Los procesos de fragmentación llevan asociados una pérdida de las cubiertas naturales en favor de usos antrópicos del territorio (urbanísticos, industriales, infraestructuras, agricultura, etcétera).
- Reducción del tamaño de los fragmentos, por la división de superficies más o menos amplias en fragmentos de menor tamaño.
- Aislamiento de los fragmentos en el paisaje, provocada por una destrucción intensa de las superficies naturales aumentando la distancia entre los fragmentos de hábitat natural. El aislamiento puede medirse a través de índices que miden la distancia al fragmento más próximo. Este efecto tiene una componente funcional importante ya que la matriz o área alterada puede ser más o menos permeable según las especies.

De forma general, los procesos que se ven más afectados por los efectos de la fragmentación del paisaje son aquellos que dependen de vectores de transmisión en el paisaje. La dispersión de semillas, la polinización de las plantas, las relaciones de predador-presa, la dispersión de parásitos y epidemias son ejemplos de procesos ecológicos frágiles por su dependencia de vectores animales que a su vez tienen limitado el movimiento por el paisaje.

Estos efectos amenazan la supervivencia de los organismos afectados en tres sentidos (Santos y otros, 2002, Atmar y Patterson, 1993, Lawton, 1993, Hanski, 1998):

- Al disminuir la disponibilidad de superficie del hábitat, se produce una pérdida neta en el tamaño de las poblaciones que lo ocupan.
- La reducción de los fragmentos produce un aumento en la relación perímetro-superficie, lo que aumenta la permeabilidad de los fragmentos a los efectos de los hábitats periféricos.
- El aislamiento de los fragmentos, y por tanto el aumento de la distancia

entre ellos, dificulta el intercambio de individuos, que se asocia en muchas ocasiones a la progresiva desaparición de las especies acantonadas en los fragmentos. Este fenómeno provoca que sólo las especies más resistentes o generalistas logren mantenerse, mientras las más sensibles quedan relegadas a los fragmentos de mayor tamaño.

Por otro lado, hay que tener en cuenta que la fragmentación opera a diferentes escalas para distintas especies y distintos hábitats: un paisaje fragmentado para una especie puede no serlo para otra con mayores capacidades de dispersión o requerimientos de hábitats menos exigentes (Wiens y Milne, 1989) (Fig. 3.3).

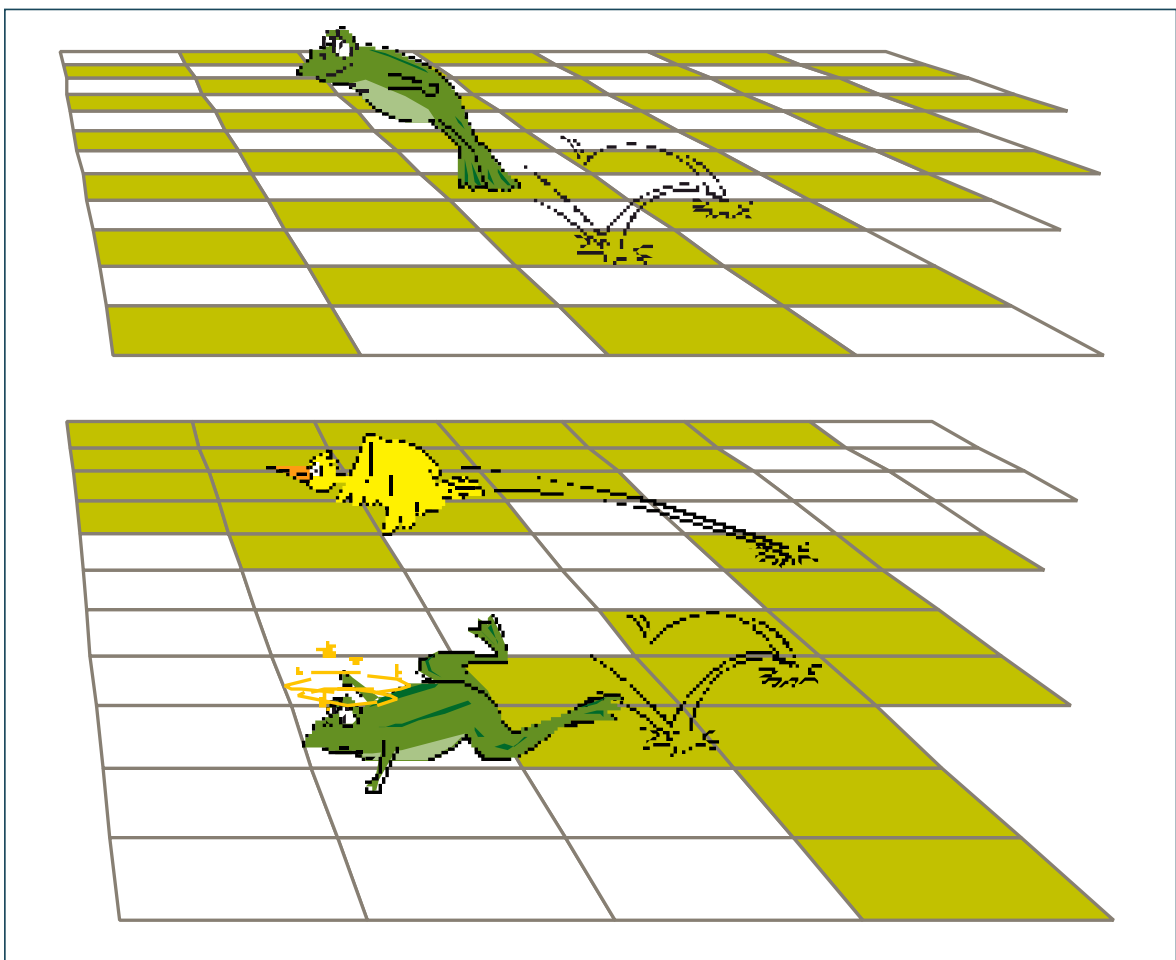


Figura 3.3. Dadas dos especies que habitan el mismo hábitat, una determinada configuración espacial puede considerarse fragmentada para aquella con menor habilidad al cruzar la matriz (anfibio). Para una especie con mejores habilidades para la dispersión (ave), el mismo paisaje no es considerado fragmentado ya que todos los recursos están disponibles.

El tamaño y la forma de los fragmentos condicionan en gran medida las posibilidades de mantener ciertas poblaciones. Así, cuanto menor sea la superficie del fragmento, más vulnerables será a los agentes externos y más acusado será el efecto borde (cuadro 3.1). Mientras que en el interior de los fragmentos grandes se dan unas propiedades y características internas del fragmento, en aquellos en los que la superficie es reducida los efectos y tensiones de la matriz se reflejan en el interior del mismo, por lo que las especies de interior se ven altamente perjudicadas en beneficio de aquellas que habitan las zonas fronterizas o ecotonos.

En fragmentos de mayores superficies de hábitat se espera que las poblaciones sean más numerosas y con mayores posibilidades para superar las posibles alteraciones o extinciones locales. Los fragmentos alargados y delgados tienen proporcionalmente mayor longitud de borde (perímetro) que aquellos que tienen formas cuadradas o redondeadas (Diamond, 1975). En estas últimas formas es más probable que el interior del fragmento mantenga sus condiciones internas y los efectos de la matriz queden restringidos al borde del mismo.

Cuadro 3.1. Los efectos borde se definen como el resultado de la interacción entre dos ecosistemas cuando sus fronteras son muy abruptas. La intensidad de estos efectos y sus posibles implicaciones en el funcionamiento del fragmento dependen en gran medida del tamaño y forma del mismo, así como de la configuración espacial resultante del conjunto de los fragmentos. Los efectos borde pueden dividirse en tres grupos:

- **Efectos físicos.** Implican cambios en las condiciones ambientales del interior del fragmento derivadas de modificaciones en el microclima por variaciones de la insolación y los efectos del viento, lluvias, heladas, etcétera.
- **Efectos biológicos directos.** Los cambios en las condiciones ambientales en el borde afectan directamente a la componente biológica de los sistemas naturales. Algunas especies se ven favorecidas por estas condiciones de mayor radiación, temperatura, etcétera, dando lugar a unas especies características de estas zonas de transición.
- **Efectos biológicos indirectos.** Los cambios que provocan los bordes en el ambiente de los fragmentos y su estructura afectan a la dinámica de las interacciones de las especies en las proximidades del borde. Por ejemplo, la mayor biomasa (por la mayor incidencia de la luz) provoca a su vez el acercamiento de herbívoros e insectos, lo que hace aumentar el número de aves nidificantes, las cuales atraen a depredadores y parásitos.

Estas consideraciones tienen una clara traducción en las medidas de conservación y en el diseño de redes ecológicas donde el tamaño y la forma de los fragmentos cobra una importancia fundamental. Así, los espacios naturales protegidos deben tener un tamaño suficiente para garantizar la supervivencia de las especies y la funcionalidad del territorio. Los espacios actualmente declarados son de un tamaño probablemente insuficiente (Fig. 3.4).

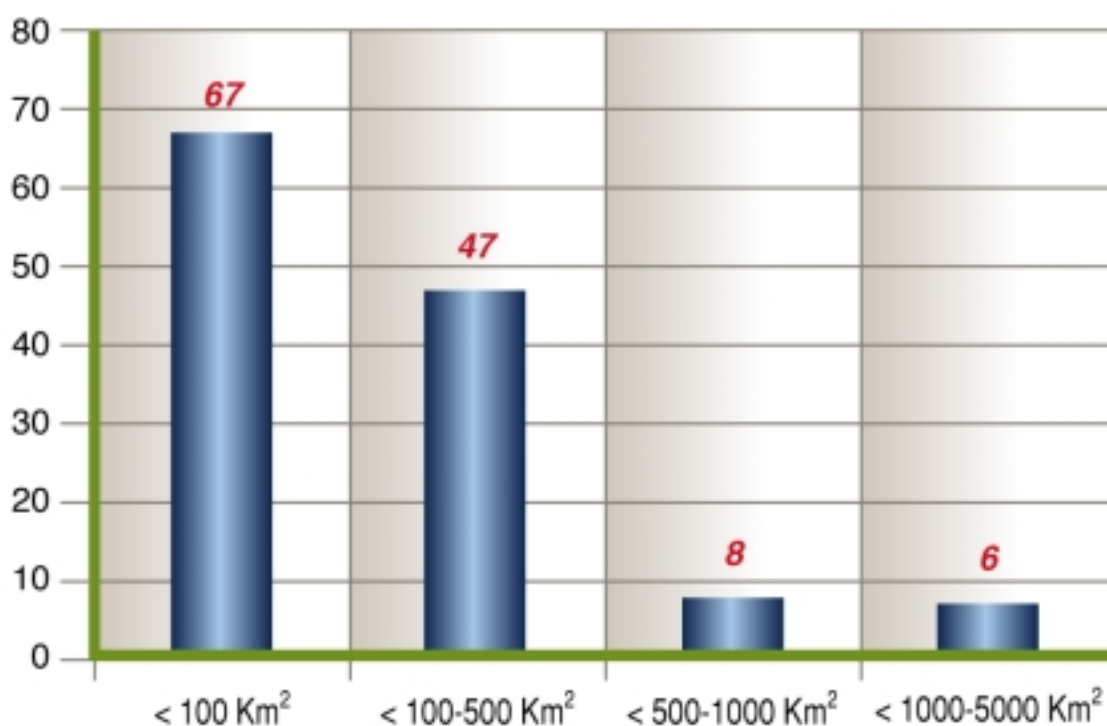


Figura 3.4. Distribución de tamaños de los espacios protegidos españoles bajo la figura de Parque Nacional y Parque Natural. El 52% de los parques españoles tiene un tamaño inferior a 10.000 hectáreas. Fuente: Base de datos de EUROPARC-España, 2001.

Frente a las consecuencias perniciosas de la fragmentación del territorio sobre la funcionalidad y la supervivencia de las especies, las políticas de conservación deben orientarse hacia medidas que favorezcan la permeabilidad manteniendo ciertos elementos discontinuos o continuos del paisaje. En último término, se trata de aumentar la conectividad del territorio.

4. LA CONECTIVIDAD DEL TERRITORIO Y LOS CORREDORES ECOLÓGICOS

La premisa básica de la ecología del paisaje es que existe una estrecha relación entre la configuración espacial del paisaje y los procesos que en él se desarrollan, entendiendo por configuración espacial no sólo la naturaleza de sus elementos (los usos del suelo o tipos de vegetación) sino las relaciones espaciales de vecindad, proximidad, forma, etcétera, que se establecen entre ellos (Forman, 1990; Wiens y otros, 1993).

En este capítulo se resumen las bases científicas aportadas por la ecología del paisaje particularmente referidas a la conectividad del territorio, haciendo especial énfasis en el papel de la heterogeneidad del paisaje y en los corredores ecológicos, como estructuras territoriales cuya integración en el diseño de una red coherente de conservación es fundamental por su contribución a la conectividad.

4.1. El mantenimiento de los procesos ecológicos en una red de conservación

Los objetivos de las políticas de conservación de la naturaleza han evolucionado en las últimas décadas desde el énfasis en la protección de especies emblemáticas, paisajes singulares, biodiversidad, hábitats de las especies, hasta las últimas tendencias enfocadas a la conservación de los procesos ecológicos y del funcionamiento del paisaje (Noss, 1993, Franklin, 1993, Regier, 1993; Nott y Pimm, 1997, Montes, 1995). El objetivo no es sólo conservar la riqueza de especies, sino también mantener su dinámica natural de forma sostenible (Knuffer, 1995), incluyendo la conservación de sus hábitats y de los procesos

ecológicos que requieren para su supervivencia. Las redes de conservación persiguen la conservación no sólo de elementos singulares, sino del conjunto de procesos ecológicos que operan en el paisaje, de los bienes y servicios ambientales.

Los flujos de materia, energía e información que tienen lugar en el paisaje pueden deberse a factores físicos (viento, corrientes de agua), o a la propia movilidad de los animales (aparte de los flujos debidos directamente a la acción humana). A veces los flujos se producen de manera difusa (p.ej. viento), bien en todas direcciones o bien siguiendo un gradiente ambiental. La tabla 4.1 recoge una posible clasificación y una breve descripción de los principales flujos ecológicos cuyo mantenimiento debe ser objetivo de una red de conservación.

Tabla 4.1. Principales flujos en el paisaje y su relación con el mantenimiento de las funciones de los ecosistemas.

Tipo de flujo (fuerza motriz)	Elementos transportados	Funciones de los ecosistemas
Eólicos	Gases, partículas de polvo, esporas, semillas, microorganismos	<ul style="list-style-type: none"> • Mantenimiento de la calidad del aire, regulación climática • Polinización de plantas anemófilas, y para todas las especies que durante su ciclo vital presentan adaptaciones a la dispersión por el viento (anemocoria), bien en forma de huevos (p.ej. algunos crustáceos) o bien en forma de esporas o de semillas de plantas. • Mantenimiento de procesos geomorfológicos (dunas)
Factores físicos	Subterráneos	<ul style="list-style-type: none"> • Mantenimiento de láminas de agua en humedales • Mantenimiento de caudales en ríos y arroyos • Mantenimiento de la calidad del agua • Regulación microclimática • Reservorio de agua
	Superficiales	<ul style="list-style-type: none"> • Hábitat para las especies y comunidades acuáticas e hígrófilas • Dispersión de especies adaptadas a la dispersión por corrientes de agua (hidrocoria). • Mantenimiento de la calidad del agua • Disponibilidad de nutrientes, control de la productividad (eutrofia/oligotrofia) • Regulación microclimática • Procesos geomorfológicos de erosión (escorrentía), transporte (ríos) y sedimentación (llanuras aluviales, deltas) • Mantenimiento de los procesos geomorfológicos y ecológicos costeros
Movilidad de los animales	Animales, agua, minerales, nutrientes, mat. orgánica, esporas, huevos, semillas, microorganismos	<ul style="list-style-type: none"> • Los desplazamientos de la fauna (por propulsión propia) se deben a los requerimientos alimenticios, climáticos (gradientes de temperatura y humedad), búsqueda de un territorio propio, reproducción, huida de incendios, etcétera • Los movimientos entre distintos puntos dentro de un mismo tipo de hábitat (entre teselas forestales, entre zonas húmedas) permiten la obtención de todos los recursos que necesita un individuo. Evitan el aislamiento de las poblaciones y los problemas de endogamia y deriva genética. • Los movimientos entre diferentes ecosistemas permiten a los animales buscar ambientes complementarios para su supervivencia. Los movimientos estacionales pueden seguir un gradiente latitudinal Norte-Sur (p.ej. aves invernantes en la Península Ibérica). Las migraciones locales pueden ser de carácter altitudinal, ocupando las zonas más elevadas en la época estival y descendiendo en la invernal. Gracias a los movimientos entre ecosistemas terrestres y acuáticos, muchas especies terrestres encuentran refugio en las épocas de más calor y muchas especies asociadas a los sistemas acuáticos utilizan los hábitats terrestres para alimentarse, etcétera También se producen desplazamientos entre la alta montaña, bosques, pastizales... entre ecosistemas naturales y humanizados (cultivos, jardines, vertederos), etcétera

Los flujos ecológicos pueden verse reducidos o favorecidos por las estructuras existentes en el paisaje. Los corredores ecológicos y los **puntos de paso** son estructuras que facilitan la conectividad del territorio. Los conceptos aportados por la ecología del paisaje como fragmentación, conectividad, barrera, corredor, son muy útiles para la definición de una red de conservación.

Las barreras pueden originarse por el funcionamiento y estructura natural del paisaje (p.ej. alineaciones montañosas, grandes ríos), o por la influencia humana (p.ej. agricultura intensiva, carreteras). En este caso, las barreras producen la interrupción de los flujos ecológicos por la ruptura de la continuidad del hábitat, dando lugar a la fragmentación del paisaje.

La conectividad del paisaje es un término más general que integra los conceptos de corredor y de barrera, e indica cómo responden los flujos ecológicos a la estructura del paisaje (Noss, 1993). Esta relación depende de los aspectos físicos o estructurales del paisaje, tanto como de las características del flujo ecológico y del propio tamaño, comportamiento y movilidad de los animales (Taylor y otros, 1993).

La conectividad del paisaje en una red ecológica viene definida por la capacidad de mantener los flujos ecológicos y las conexiones entre los distintos espacios o elementos de la red. La conectividad favorece los flujos de energía y materia claves en el funcionamiento de los ecosistemas, entre ellos los movimientos migratorios, dispersivos, la polinización, los flujos de nutrientes, etcétera. La conectividad de una red facilitaría la capacidad de respuesta de los paisajes y las especies ante incertidumbres políticas, económicas, o frente al cambio climático (Hill, 1995).

La conectividad depende de la estructura espacial del paisaje y de la permeabilidad de los distintos componentes que lo forman. Las áreas núcleo forman las fuentes de dispersión y el resto de los componentes del paisaje van a incrementar o disminuir los flujos de materia y energía por el paisaje. La conectividad entre dos áreas núcleo dependerá principalmente de tres propiedades del paisaje: la permeabilidad del mosaico, la presencia de corredores ecológicos y la presencia de puntos de paso o estriberones (Fig. 4.1) (Bennet, 1998).

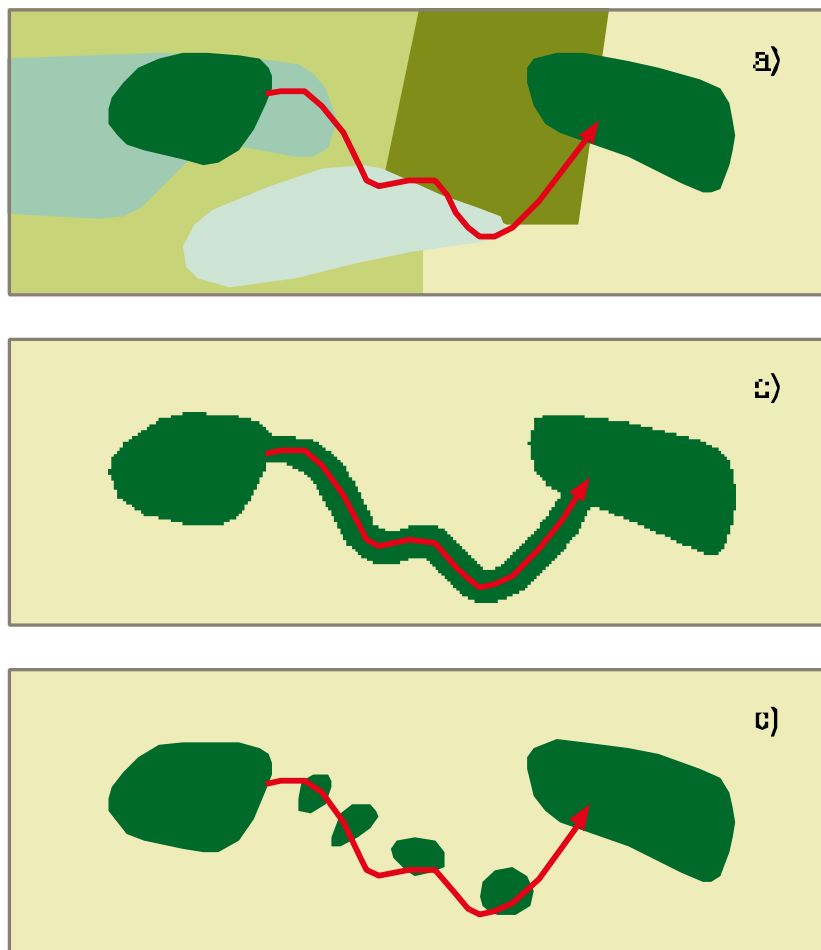


Figura 4.1. La permeabilidad del paisaje puede favorecerse (a) manteniendo la totalidad del mosaico entre dos áreas fuentes o (b, c) manteniendo ciertos elementos del paisaje que permiten la dispersión de ciertas especies. Estos elementos dispersivos pueden ser continuos (b) o discontinuos (c).

4.2. Permeabilidad del mosaico

No sólo la existencia y estado de conservación de los corredores, sino la distribución espacial de las teselas y las características de la matriz, son factores determinantes en los flujos que se establecen en el paisaje, sean de especies, materia o información, así como en la regulación de ciclos de nutrientes o de energía.

Así, podría hablarse de un mosaico óptimo del paisaje que asegurara la estabilidad del paisaje y la conservación de los procesos esenciales. El mejor mosaico sería aquel que permitiera la conservación de la biodiversidad y los procesos de forma compatible con el uso social de los recursos (Forman, 1995).

En el estudio de la permeabilidad del paisaje debe considerarse por tanto, el papel de todos los elementos que lo conforman. Es importante considerar tanto los tipos de coberturas (y su distribución espacial, fronteras, etcétera), como los distintos tipos de elementos lineales del paisaje. Deben estudiarse tanto las barreras o filtros existentes (grandes infraestructuras, embalses), como los corredores de ribera, los corredores lineales, y las parcelas conservadas con poca distancia entre ellas (puntos de paso, estriberón).

La heterogeneidad del paisaje está muy estrechamente relacionada con la conservación de los procesos ecológicos que se desarrollan a escala de paisaje, y muy especialmente con la distribución de la biodiversidad (Pino y otros, 2000; Atauri y de Lucio, 2001). Esta relación varía en intensidad dependiendo de los grupos de especies animales estudiados, siendo mayor en aquellos con alta movilidad y capacidad de dispersión como las aves o las mariposas. En general, la diversidad de especies es mayor en los paisajes más heterogéneos ya que la coexistencia de diferentes tipos de uso del suelo supone una mayor riqueza de ecosistemas y permite la coexistencia de grupos de especies que explotan nichos diferentes, resultando en una mayor diversidad global (Fig. 4.2).

Por otra parte la heterogeneidad está también relacionada con la fragmentación. Los paisajes muy heterogéneos con alta equitatividad pueden presentar una fragmentación elevada, por lo que la riqueza de especies puede disminuir (Santos y Tellería, 1997). Este aspecto ha sido estudiado en el caso de las aves de medios abiertos, donde la mayor riqueza se encuentra en los paisajes heterogéneos, con alta riqueza de usos del suelo diferentes, pero en los que la fragmentación de la matriz agraria no es excesiva, es decir en los que existe una equitatividad relativamente baja (Atauri y de Lucio, 2001) (Fig. 4.2).

La heterogeneidad del paisaje está relacionada también con el mantenimiento de otros flujos a escala de paisaje, como la mayor resistencia a perturbaciones como el fuego, que ven dificultado su avance en paisajes compuestos por teselas de diferentes tipos de vegetación. Los ciclos de nutrientes y materiales pueden verse ralentizados en paisajes agrarios heterogéneos, en los que coexistan teselas de distinto grado de madurez. En las teselas formadas por ecosistemas maduros se ralentizan los ciclos de nutrientes, se controla la escorrentía y por tanto los flujos de materiales, así como los flujos hidrológicos. Por su parte, los sistemas explotados se caracterizan por una mayor tasa de renovación, ciclos de nutrientes y materiales más rápidos y en ocasiones un peor control de los ciclos

hidrológicos. Una distribución apropiada de las teselas formando mosaicos de diferentes tipos de usos del suelo, con presencia junto a las parcelas explotadas, de teselas de ecosistemas maduros con baja tasa de renovación, favorece la acumulación de biomasa y la formación de suelos, la retención de nutrientes y el control de la escorrentía, y la circulación de especies a través del paisaje, asegurando la conectividad entre poblaciones distantes.

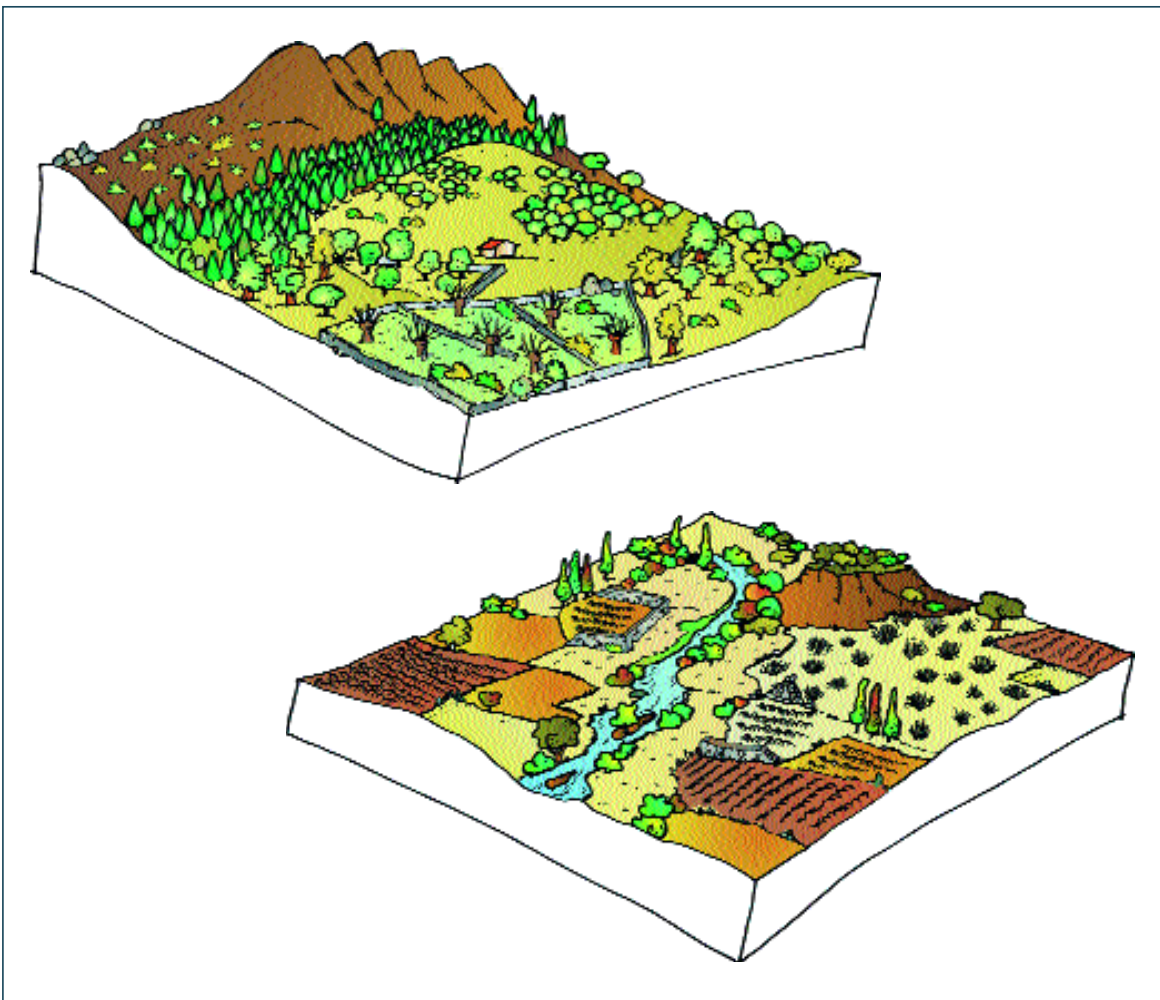


Figura 4.2. Los paisajes más heterogéneos, en los que coexisten un elevado número de tipos de uso del suelo, se encuentran asociados a una mayor riqueza de especies. En los paisajes agrarios dominados por un tipo de uso del suelo, esta heterogeneidad del paisaje se alcanza gracias a la existencia de pequeñas teselas de diferentes tipos de uso, embebidas en la matriz agraria. (Ilustraciones: Olga Ibarria Huete).

Este tipo de permeabilidad basada no tanto en la existencia de corredores sino en un mosaico paisajístico que permita los diversos flujos ecológicos, puede alcanzarse bajo determinadas condiciones en paisajes heterogéneos, como los paisajes agrarios mediterráneos. Los mosaicos capaces de favorecer la conectividad del paisaje serían aquellos que no han experimentado pérdida de cubiertas naturales, más bien han sufrido transformaciones de las mismas, como ocurre en el caso de las dehesas. En estos paisajes, las fronteras o límites entre lo alterado o transformado son difusas a modo de gradientes de alteración entre los ecosistemas más íntegros naturales y alterados.

En el caso de los paisajes mediterráneos la heterogeneidad del paisaje tiene una importancia fundamental. Esta gran heterogeneidad se atribuye tanto a una elevada variabilidad topográfica y climática como a la intervención humana, que ha favorecido un mosaico de usos del suelo altamente heterogéneo, en el que un elevado número de teselas sujetas a diferentes grados de manejo coexisten con retazos de vegetación natural (Burel y Baudry, 1995; Farina, 1997; González Bernáldez, 1991 y 1992). Los paisajes con alta heterogeneidad en sus usos del suelo albergan una alta diversidad de especies y actúan como áreas para la dispersión, proporcionando recursos y refugio (Pino y otros, 2000)

En la región mediterránea los paisajes heterogéneos pueden conformar “corredores amplios”, generalmente alineaciones montañosas y cuencas con gradientes ambientales. Las alineaciones montañosas pueden tener formas más o menos alargadas en planta, y pueden tener función conectiva no sólo para las especies propias de estas zonas, sino también para otras especies debido a su mejor estado de conservación (menos explotadas que las zonas de menor altitud).

4.3. Corredores ecológicos

Una característica clave de los corredores ecológicos es que la intensidad de los flujos de materia y energía es mayor que en el resto del territorio. Los corredores resultan del funcionamiento natural del paisaje (p.ej. corrientes de agua), o por la influencia humana (p.ej. áreas no alteradas).

El término *corredor ecológico* ha suscitado cierta controversia (Simberloff y otros, 1992; McEuen, 1993; Mann y Plummer, 1995), en parte debido a la confusión existente entre distintas acepciones según el punto de vista estructural, de funcionamiento o de gestión del paisaje. Para evitar confusiones consideremos tres tipos de definiciones:

- Concepto **estructural**: Elemento del paisaje lineal o alargado, cualitativamente distinto de las unidades adyacentes.
- Concepto **funcional**: Ruta preferente de dispersión o migración en la que una especie encuentra la protección necesaria para realizar sus desplazamientos.
- Concepto **legal o de gestión**: Espacios naturales con algún tipo de protección legal, por su valor como hábitat lineal y/o por su función conectiva, y definidos con la intención de evitar el aislamiento de los espacios naturales protegidos.

La función de los elementos del paisaje como corredores ecológicos ha empezado a estudiarse en profundidad a principios de los 90 (Saunders y Hobbs, 1991; Smith y Hellmund, 1993; Lindenmayer y Nix, 1993). La función conectiva de los corredores ecológicos puede cuantificarse comparando las intensidades de los flujos a través del corredor y a través de las parcelas adyacentes (Opdam, 1990). Así, pueden representarse gráficamente las funciones de los elementos del paisaje como corredor y como barrera para los flujos ecológicos (Fig. 4.3).

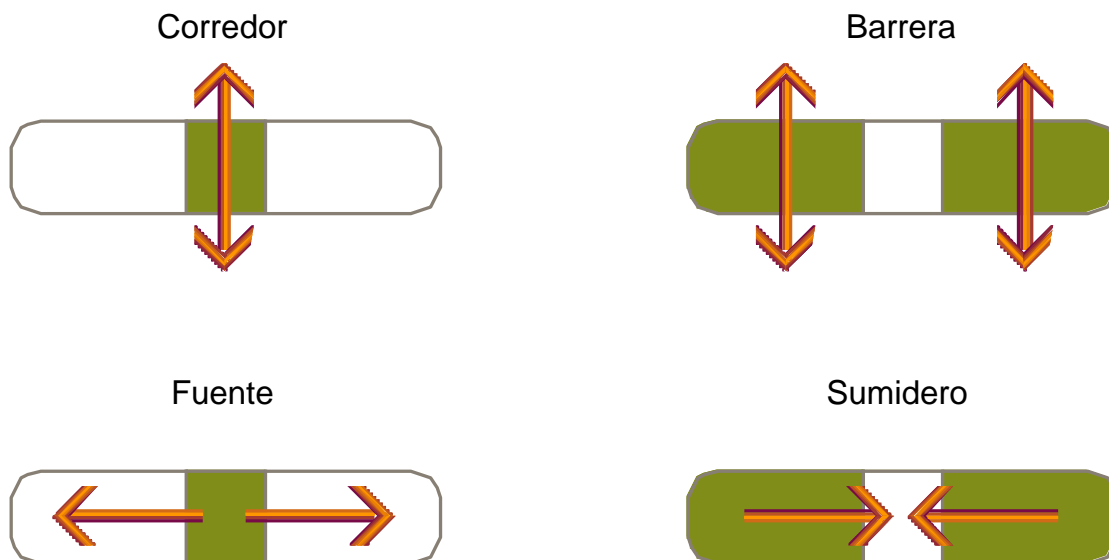


Figura 4.3. Funciones de los corredores ecológicos. La intensidad de los flujos a lo largo del corredor y en las parcelas adyacentes determina las funciones de corredor y de barrera. Los flujos entre el corredor y las zonas adyacentes originan las funciones de fuente y sumidero. Los flujos ecológicos se representan en la figura con flechas. Modificado de Noss (1993).

Además de aumentar la conectividad, los corredores también suelen ser valiosos por su función como hábitat, y es frecuente la confusión entre la función de hábitat y la de corredor. Por ejemplo, Simberloff y otros (1992), o English Nature (1994), citan varios ejemplos de evidencias del uso de corredores, en las que no se distingue si las especies utilizan los elementos del paisaje sólo como hábitat o principalmente como corredores para sus desplazamientos.

Puede distinguirse entre la propia conectividad de los corredores ecológicos (condicionada por su anchura, continuidad, etcétera) y la conectividad de los corredores con los sistemas adyacentes (Sterling, 1990; Noss, 1993). Respecto a la conectividad con las parcelas adyacentes puede distinguirse, según el sentido de los flujos ecológicos, entre la función de fuente y la función de sumidero (Fig. 4.3).

Puede designarse como corredor cualquier tipo de entidad territorial, sea lineal o no, siempre que su objetivo sea mantener la conectividad del paisaje y minimizar o eliminar los efectos negativos de la estructura del paisaje (fragmentación, barreras). Se distinguen tres tipos básicos según su origen y estructura: corredores de ribera (*stream corridors*), corredores lineales (*line corridors*) y corredores amplios (*strip corridors*) (Knuffer, 1995; Kubes, 1996; Forman y Godron, 1986).

4.3.1. Corredores fluviales y de ribera

La importancia de los ríos y riberas en el funcionamiento del paisaje parece indiscutible, tanto por sus funciones de hábitat como de corredor, y sobre todo en ambientes mediterráneos (Montes y otros, 1987; Sterling, 1990). Desde el punto de vista biogeográfico, la densidad y homogeneidad de la distribución espacial de las riberas en el territorio es muy importante, ya que determina que no existan zonas alejadas de algún hábitat de este tipo, y en el supuesto de que estuvieran bien conservadas, representaría un sistema de refugios para distintas especies.

La conservación de los ecosistemas acuáticos, y de la conectividad fluvial a través de los corredores de ribera, es fundamental no sólo para los animales típicamente acuáticos, sino también para los que se alimentan o se refugian en estos hábitats durante la estación seca como las mariposas (Galiano y otros, 1985), o para otras especies que utilizan los ríos en sus desplazamientos.

La estructura y funcionamiento de las riberas puede ser muy distinto en diferentes tramos del río o en diferentes tipos de río. Los distintos aspectos de la distribución espacial de los cursos fluviales y de su forma o configuración espacial pueden tener gran influencia en la conectividad interna del río (como conducto), y en la conectividad con los sistemas adyacentes (colector en la cuenca alta, y dispersor en la cuenca baja, etcétera), y por ello son muy importantes para los procesos ecológicos asociados a los ríos.

En ambientes mediterráneos, los ecosistemas acuáticos se caracterizan por su carácter fluctuante, su distribución localizada, su reducida superficie, y su gran importancia para los flujos ecológicos (los flujos hídricos en el paisaje mediterráneo suelen ser decisivos para los demás flujos ecológicos). Cuando se estudian territorios extensos es costoso utilizar una escala de resolución muy detallada, por lo que a las escalas de trabajo más habituales en la planificación territorial estos ecosistemas acuáticos pasan desapercibidos, especialmente los cauces fluviales y riberas más estrechas. Para su correcta identificación es necesario el uso de diferentes escalas de trabajo.

4.3.2. Corredores lineales

Los setos son importantes elementos del paisaje por su función como hábitat y por su posible función como corredores para especies forestales. Entre las especies cuyos desplazamientos pueden estar influidos por la existencia de setos, pueden citarse mamíferos como la ardilla, *Sciurus vulgaris* (Van Apeldoorn y otros, 1994), aves (Balent y Courtiade, 1992), insectos, etcétera. La distribución de algunas plantas también puede estar influida por la estructura de los setos.

Los setos también pueden tener efecto barrera frente a los flujos eólicos y sobre los flujos hídricos, pero este efecto puede considerarse beneficioso para la conservación. El efecto barrera sobre los flujos eólicos puede facilitar el vuelo de determinados insectos en días de viento y el efecto barrera sobre los flujos hídricos puede contribuir a prevenir la erosión.

En zonas de cultivos intensivos, cualquier línea de vegetación sobre terreno no labrado (setos, lindes entre fincas, etcétera), aunque esta vegetación sea arbustiva o incluso herbácea, puede tener un importante papel en el control biológico de plagas y como refugio para la fauna silvestre (Kemp y Barret, 1989).

Las líneas de olivos, propias del paisaje mediterráneo, pueden tener funciones similares a los setos en algunos casos. Los olivos proporcionan alimento y refugio a especies forestales, por ejemplo aves invernantes (Santos y Tellería, 1997). Sin embargo, el carácter monoespecífico, la estructura regular (pies de edades similares, etcétera), y la gestión de las explotaciones probablemente hacen que el número de especies beneficiadas sea menor que en otro tipo de setos.

Las tapias de piedra pueden tener efectos muy positivos sobre la flora y fauna silvestre al proporcionar hábitat y refugio. Las tapias también pueden actuar de cortavientos y corta-escorrentía de manera similar a los setos, pueden facilitar el crecimiento de la vegetación a su lado, y hasta pueden dar lugar a setos que cubran la tapia. Las tapias tienen un claro efecto barrera para el desplazamiento del ganado, pero este efecto no parece ser importante en el caso de la fauna silvestre. Las tapias no suelen ser tan altas como para impedir el paso de la fauna (por el coste de su construcción), y los huecos entre las piedras facilitan el paso, o incluso ofrecen refugio para especies de pequeño tamaño (por ejemplo reptiles y micromamíferos). De hecho, el mantenimiento y restauración de las tapias de piedra suele recomendarse como alternativa a la instalación de vallados metálicos.

Las vías pecuarias son un caso especial de corredor ecológico, cuya función principal es el desplazamiento de ganado. En la estructura de las vías pecuarias suelen estar incluidos otros tipos de elementos lineales, como pistas, setos, tapias, ríos, etcétera. Esta estructura puede presentar grandes diferencias entre unos tramos y otros. La conservación de su estructura y de su uso ganadero, en relación con los sistemas extensivos de dehesas, pastos, etcétera, puede determinar en gran medida su papel para las especies silvestres y para los procesos ecológicos en general (Pineda y otros, 1991a).

La función de los elementos lineales depende en gran medida de las relaciones espaciales con los tipos de cobertura adyacentes. Es posible desarrollar modelos básicos de las funciones de corredor y de barrera de dichos elementos si se considera el contraste con los tipos de cobertura adyacentes (Lindenmayer y Nix, 1993). Pueden considerarse varios tipos de elementos lineales y varios tipos de coberturas (Fig. 4.4).

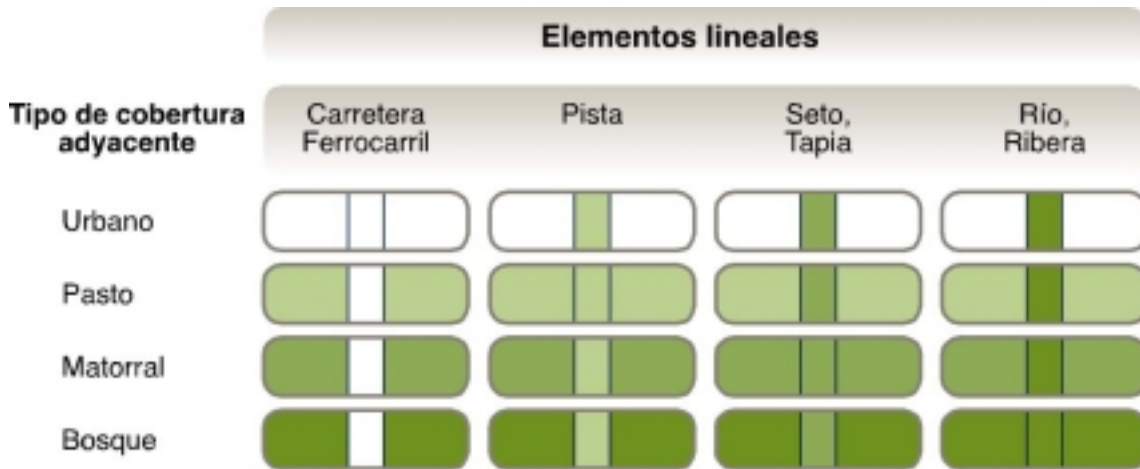


Figura 4.4. Ejemplo de ordenación de los elementos lineales en un modelo corredor-barrera basado en los tipos de cobertura adyacentes. Las estructuras situadas en la parte superior derecha de la figura tienen más potencial como corredores, y las situadas en la parte inferior izquierda tienen más potencial como barreras.

Un elemento lineal también puede coincidir con una frontera del mosaico y presentar un tipo de cobertura adyacente distinto a cada lado, dando lugar a estructuras asimétricas que pueden ser muy importantes para los flujos a través de las fronteras. Un elemento lineal que coincide con una frontera entre dos tipos de cobertura puede seguir manteniendo su función de corredor o de barrera, debido al aumento de la brusquedad del contraste en la frontera, y al aumento de flujos longitudinales, bien en el corredor o bien en las parcelas adyacentes (barrera). En determinados casos, el elemento lineal puede tener una función amortiguadora, suavizando el contraste entre los tipos de coberturas y catalizando los flujos transversales a través de la frontera (Fig. 4.5). Por ejemplo, las líneas de olivos podrían tener una función amortiguadora para los flujos ecológicos en paisajes agrarios mediterráneos, ya que se ha observado que estos elementos lineales tienden a localizarse entre los cultivos de cereal y las zonas de matorral (Sastre Olmos, 1999). La existencia de múltiples relaciones espaciales en un paisaje puede favorecer a las especies que utilizan más de un hábitat.

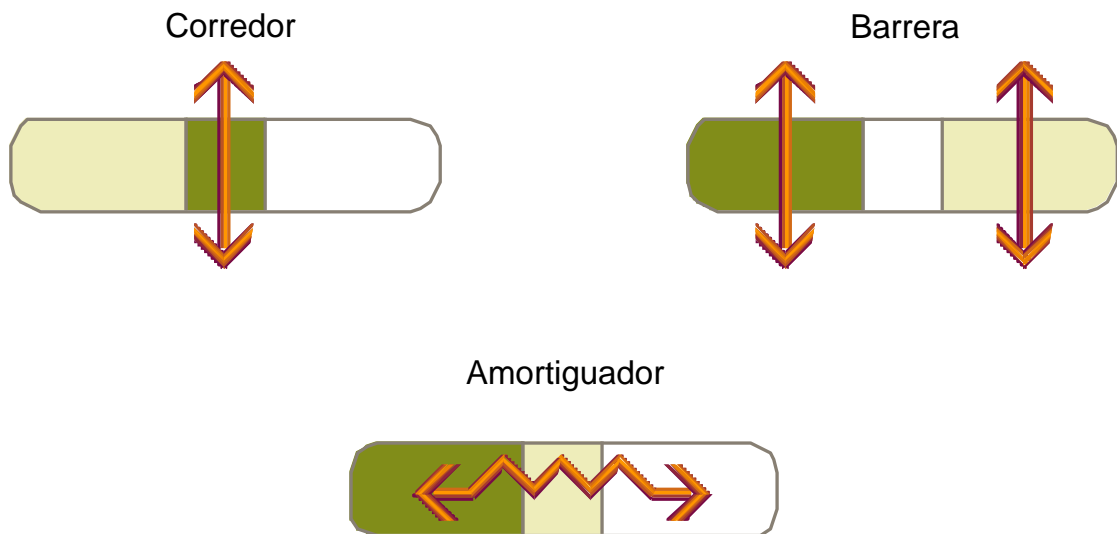


Figura 4.5. Funciones de los elementos lineales del paisaje coincidentes con fronteras del mosaico. La función amortiguadora suaviza la tensión existente entre los lados de la frontera.

4.4. Puntos de paso

Los puntos de paso, estriberones o corredores discontinuos (*stepping stones* en la bibliografía anglosajona), son una serie de fragmentos de hábitat con poca distancia entre ellos, dispuestos de forma que las especies puedan realizar movimientos cortos entre estos fragmentos y desplazarse de este modo a través de la matriz del paisaje. Los estriberones pueden ser importantes para el desplazamiento de muchas especies en el paisaje mediterráneo, principalmente aquellas que son móviles, capaces de recorrer distancias superiores a las que separan los fragmentos componentes del estriberón.

Pueden considerarse distintos tipos de estriberones en función del ecosistema (acuáticos, forestales). Las lagunas y charcas dispersas en el paisaje funcionan como estriberón para las especies acuáticas, aves migratorias, etcétera. Los bosques, árboles aislados y manchas dispersas de matorral facilitan la dispersión de especies forestales en paisajes abiertos.

La definición de estriberones debe relacionarse estrechamente con la definición de corredores amplios, ya que el funcionamiento de un estriberón depende en gran medida del estado de alteración de la matriz en la que se encuentra inmerso.

5. CRITERIOS PARA EL DISEÑO DE REDES DE CONSERVACIÓN

El diseño de redes de espacios protegidos requiere un proceso objetivo y repetible que permita conocer en qué medida una determinada configuración territorial permite alcanzar los objetivos fijados. Se trataría de una evaluación dinámica, en la que pueda valorarse la contribución de cada porción del territorio a la consecución de los objetivos de la red.

El insuficiente nivel de conocimiento sobre la mayor parte de los procesos ecológicos, junto con la necesidad perentoria de abordar las políticas de conservación, en entornos cambiantes social, económica y ecológicamente, hace imprescindible un proceso flexible de toma de decisiones. Este proceso debe partir de objetivos bien definidos y mediante una información continua y fiable, permitir reajustar la planificación de forma continua (Holling, 1978).

Para ello es necesario definir los objetivos que se pretenden alcanzar y definir un sistema de indicadores objetivamente verificables, que permitan establecer un procedimiento de evaluación sistemático y aplicable al conjunto del territorio.

La evaluación es el proceso por el cual se asignan valores a diferentes porciones del territorio. La asignación de valores a los criterios es un requisito imprescindible e implica un juicio: qué es mejor y qué es peor. Los valores vienen determinados por la sociedad, por sus necesidades, expectativas, preferencias, etcétera. El conocimiento científico debe aportar argumentos sobre los que justificar esos valores.

La cuantificación de los criterios permite el contraste entre observadores y la sensación de que se disminuye la subjetividad del proceso de evaluación, aunque en realidad la subjetividad se encuentra en la propia elección de criterios y la asignación de valores. Sin embargo, la elaboración de una lista bien definida de criterios facilita la comprensión de los objetivos de la conservación y la comunicación

de los mismos, aporta consistencia metodológica al proceso de evaluación y permite fundamentar más claramente la toma de decisiones (Mallarach, 1998a).

En el proceso de evaluación son necesarios varios elementos (Wascher y otros, 1999):

- *Criterios*: Características cualitativas del paisaje, propiedades de una porción de territorio que pueden ser utilizadas para reflejar el interés de este territorio para la conservación. Pueden ser estéticos, ecológicos, socioeconómicos, etcétera.
- *Indicadores*: Dimensiones objetivas de los criterios, de una forma que pueda ser utilizada en el proceso de evaluación. Un criterio puede descomponerse en varios indicadores diferentes. Por ejemplo, si utilizamos las aves nidificantes como criterio de valoración, los indicadores correspondientes serían: riqueza de especies, diversidad, etcétera.
- *Parámetros o índices*: Algoritmo elegido como expresión de un indicador. Por ejemplo: número de especies de aves, índice de diversidad de Shannon, etcétera.

El conjunto de indicadores debe definirse de tal forma que permita la evaluación a varios niveles de detalle: para el conjunto de la red, para cada uno de sus elementos, e incluso para los ecosistemas y especies.

Los criterios utilizados en la evaluación del patrimonio natural pueden agruparse en ecológicos (aquellos derivados de las ciencias ambientales y la ecología, en los que se cuenta con una mayor tradición), de planificación y gestión (factores de tipo social, administrativo o político que pueden influir en la gestión, como la oportunidad, viabilidad, eficiencia) y culturales (religiosos, educativos, históricos, etcétera). A continuación se describen algunos de los criterios ecológicos más habitualmente utilizados en la evaluación del patrimonio natural.

5.1. Indicadores basados en especies y ecosistemas

La utilización de criterios objetivos para la selección de áreas de conservación se viene realizando desde los años 60. Los más utilizados se refieren generalmente al valor otorgado a determinadas especies o grupos de especies (Usher, 1986. Mallarach, 1998a) considerados de especial interés por su endemidad, rareza, grado de amenaza, representatividad, etcétera (Tabla 5.1).

Un segundo grupo de criterios se aplica sobre ciertos elementos seleccionados, llámense hábitats, ecosistemas, ecotopos o unidades de vegetación. Se refieren a unidades con una expresión espacial clara, generalmente caracterizadas por un tipo dominante de vegetación o uso del suelo, y para las que se suponen unas características y unos valores propios y diferentes de los del resto de elementos. Los criterios utilizados para la valoración de los ecosistemas son similares a los utilizados para las especies: rareza, endemidad, amenaza, etcétera (Tabla 5.1).

El criterio de representatividad se basa en la idea de que el sistema de espacios naturales protegidos de un determinado territorio debe recoger el rango o espectro de variación de los ecosistemas o complejos ambientales representativos de dicho territorio. Dado que los recursos disponibles para la conservación son limitados, el criterio de representatividad permite seleccionar áreas con una muestra de cada ecosistema representativo, evitando la redundancia (repetición de espacios protegidos con muestras de un mismo ambiente) o la ausencia de espacios protegidos en ciertos sistemas naturales (González Bernáldez, 1988).

El criterio de representatividad tiene dos acepciones fundamentales (Mallarach, 1998a):

- *Representatividad inclusiva*: es típico aquello que caracteriza de forma única o singular un determinado lugar.
- *Representatividad típica*: es típico de un lugar aquello que es común. En un territorio concreto, las características típicas son las que predominan en la mayor parte de su superficie.

La aplicación de este criterio presupone una clasificación integrada del territorio que permita la identificación de las unidades ambientales que lo caracterizan, preferentemente de forma jerárquica, de modo que el criterio de representatividad pueda aplicarse de forma gradual, desde los niveles más amplios a los más concretos de la jerarquía de sistemas naturales. Por ejemplo, el Plan de Espais d'Interés Natural de Catalunya (Generalitat de Catalunya, 1996) establece en primer lugar una regionalización ecológica jerárquica en seis regiones naturales, las cuales a su vez se subdividen en subregiones. Posteriormente se seleccionan aquellas áreas que contienen muestras de las comunidades naturales representativas de cada región o subregión.

La naturalidad se refiere al grado de diferencia de las condiciones naturales, o dicho de otro modo, a la ausencia de alteración humana. Esta definición plantea la dificultad de definir cuáles son las condiciones naturales, tarea a menudo inabordable dada la dificultad (si no la imposibilidad) de encontrar lugares en el planeta sin intervención humana. En última instancia, también un paisaje ideal, no intervenido por el hombre, estaría formado por un mosaico de formaciones de diferente grado de madurez: la comunidad climácica conviviría con otras pioneras o inmaduras, debido a las perturbaciones naturales como incendios, presión de herbívoros, etcétera.

Tabla 5.1. Ejemplos de criterios de tipo biológico basados en especies y ecosistemas.

CRITERIOS	ESPECIES	ECOSISTEMAS
Endemicidad	Especies endémicas a escala estatal o regional	Comunidades o asociaciones endémicas
Rareza	Especies raras	Comunidades o asociaciones raras
Especies periféricas	Especies al borde de su área de distribución	Hábitats al borde de su área de distribución
Amenaza	Especies amenazadas y en peligro de extinción (según criterios internacionales como los de UICN)	Hábitats amenazados (ej. hábitats y comunidades vegetales protegidas por la Directiva Hábitats 92/43/CEE)
Elementos de especial interés	Especies "clave" (p.ej. especies que ocupan una posición central en las redes tróficas)	Hábitats y ecosistemas "clave"
Representatividad	Especies representativas de la unidad biogeográfica	El ecosistema más representativo se entiende como el más típico, el más abundante en cada unidad biogeográfica
Naturalidad	Especies autóctonas, no exóticas	Ecosistemas poco alterados por el hombre
Estabilidad, persistencia	Especies climácicas, propias de las etapas más avanzadas de la sucesión ecológica	Ecosistemas maduros, con baja tasa de renovación de la biomasa

Una aproximación a la cuantificación de la naturalidad suele ser evaluar el grado de intervención humana de los ecosistemas presentes en el área de estudio, en una escala ordinal desde los ecosistemas más antropizados (p. ej. cultivos intensivos), pasando por los intermedios (p. ej. cultivos extensivos, dehesas, matorrales) a los menos intervenidos (p. ej. bosques no explotados).

La estabilidad o persistencia de los ecosistemas puede ser un indicador del grado de madurez, como reflejo de la naturalidad. Los ecosistemas más maduros, no explotados, mantienen bajas tasas de renovación de la biomasa, flujos lentos que retrasan la circulación de materia y energía, manteniéndola en el ecosistema el mayor tiempo posible. La productividad primaria puede ser utilizada como un indicador, y puede ser estimado a partir de ciertas cartografías temáticas (Atauri y otros 2000, Atauri y de Lucio, 2000).

Para aplicar sobre el territorio los indicadores basados en las especies pueden utilizarse parámetros como el valor de presencia/ausencia de las especies, el tamaño de las poblaciones, la riqueza total de especies, la riqueza de determinados grupos, la diversidad de especies, etcétera (Tabla 5.2.). Cada indicador se calcula para cada grupo de especies de los que exista información (aves, reptiles, anfibios, lepidópteros, plantas vasculares). En algunos casos conviene utilizar indicadores referentes a especies concretas que se consideran clave o de especial interés, con el fin de evaluar si la red de conservación protege suficientemente las poblaciones, el hábitat o el área de distribución de la especie.

Tabla 5.2. Indicadores para la selección de áreas de conservación basados en especies y ecosistemas

	<i>ESPECIES</i>	<i>ECOSISTEMAS</i>
Presencia	Presencia de cada especie	Presencia de cada ecosistema
Abundancia	Nº de individuos de la especie, superficie del área de distribución (%)	Superficie (%)
Riqueza	Riqueza de especies, diversidad	Riqueza y diversidad

Igualmente, los indicadores basados en ecosistemas pueden aplicarse con parámetros como la presencia de ciertos ecosistemas, su superficie, la riqueza y diversidad, etcétera (Tabla 5.2.). Para evaluar en qué medida los ecosistemas más valiosos se encuentran suficientemente protegidos en un espacio o en la red completa es necesario analizar la proporción de la superficie de éstos que está incluida en el espacio o en la red. En la Directiva Hábitats (92/43/CEE) se incluye el criterio de superficie para cada uno de los tipos de hábitat protegidos por esta Directiva, y se propone la aplicación de los indicadores y parámetros correspondientes. Por ejemplo, el indicador “superficie relativa” viene dado por el área del espacio natural cubierta por el tipo de hábitat en relación con el área total cubierta por ese tipo de hábitat en todo el territorio considerado.

5.2. Indicadores de estructura y función del paisaje

La rápida evolución de los sistemas de información geográfica (SIG) ha originado un cambio importante en el tipo de descriptores de la estructura y funcionamiento del paisaje que pueden encontrarse en la bibliografía y que pueden utilizarse para la evaluación de redes de conservación (Gulinck y otros, 2001). A partir de la década de 1990 comienzan a ensayarse índices aplicables a escala paisajística, que permiten evaluar de forma indirecta la funcionalidad del paisaje, en qué medida se encuentran inalterados los diferentes componentes del paisaje y los flujos y procesos que lo caracterizan (O’Neill y otros, 1988; Turner y otros, 1991; Jones y otros, 1997).

El efecto de las medidas de planificación territorial o de gestión sobre la integridad ecológica de la red puede estudiarse con distintos tipos de modelos de simulación espacialmente explícitos (con SIG). Hay que destacar la posibilidad de generar escenarios virtuales según distintos objetivos de conservación y de gestión, aplicables en la elaboración de programas de seguimiento y control.

Los indicadores referentes a la estructura y funcionamiento del paisaje están muy relacionados con los indicadores basados en especies y ecosistemas (Tabla 5.3). Algunos indicadores de paisaje, como por ejemplo la fragmentación, pueden aplicarse a una especie concreta (fragmentación de las poblaciones o del área de distribución), a un tipo de hábitat (p.ej. fragmentación forestal) o a una red de espacios protegidos.

5.2.1. Superficie

La justificación del criterio de superficie se basa en la premisa de que el número de especies es mayor en áreas más grandes. En principio los espacios protegidos grandes serían preferibles a los pequeños ya que mantendrían mayores poblaciones y las tasas de extinción serían menores (Diamond, 1975). Además se considera que existe un hábitat mínimo viable, una superficie mínima por debajo de la cual no es posible garantizar la supervivencia de ciertas especies.

En general, las estrategias de conservación internacionales y la mayoría de las nacionales hacen referencia a la necesidad de conservar espacios lo suficientemente extensos como para que puedan mantener la diversidad de características, especies y genes de los sistemas naturales. Además de la superficie total de los espacios protegidos, pueden utilizarse los indicadores de superficie ya mencionados, referentes a especies (proporción de la superficie total del área de distribución) y a hábitats (proporción de la superficie total del hábitat).

Tabla 5.3. Ejemplos de indicadores ecológicos paisajísticos utilizables para el diseño y la evaluación de redes de conservación.

INDICADORES	PARÁMETROS
Superficie / Tamaño	Superficie total del espacio protegido Superficie de teselas en el espacio / Superficie total
Fragmentación	Número de espacios aislados (fragmentos de la red) Superficie de cada fragmento, tamaño medio de los fragmentos Distancia entre fragmentos
Forma	Área/perímetro Elongación (longitud máxima/área) Tortuosidad del perímetro (perímetro/longitud máxima)
Heterogeneidad	Número de usos del suelo y tipos de vegetación Diversidad de usos del suelo
Conectividad	Longitud de barreras (carreteras y ferrocarril / km) Número de conexiones entre los elementos de la red
Integridad / Perturbación	Superficie urbanizable Superficie ocupada por poblaciones, infraestructuras, industrias, etcétera Distancia a zonas urbanas, carreteras, etcétera

5.2.2. Fragmentación

Hace referencia al número de elementos de que se compone la red de conservación. Una red de conservación compuesta por muchos espacios de pequeño tamaño, aislados y sin continuidad espacial tendrá una fragmentación elevada. Por el contrario, una red poco fragmentada consistirá en un número pequeño de grandes espacios conectados entre sí, de modo que no constituyan fragmentos aislados. Las medidas básicas para cuantificar la fragmentación son el número de fragmentos, su tamaño y la distancia entre ellos.

Una fragmentación excesiva de los ecosistemas puede reducir la aptitud de un hábitat para ciertas especies, al no existir fragmentos suficientemente grandes para mantener poblaciones estables (Usher, 1987). Sin embargo un mayor número de reservas puede presentar otro tipo de ventajas (mayor resistencia a perturbaciones y extinciones locales, mayor variabilidad genética, etcétera) (Higgs y Usher, 1980). La selección de muchas áreas de gran tamaño no siempre es posible debido a las limitaciones en los recursos disponibles para la conservación. La discusión acerca de las ventajas y desventajas de muchas reservas pequeñas frente a pocas grandes ha dado lugar a un debate científico para el que no existe una conclusión única, existiendo ventajas e inconvenientes para cada una de las estrategias, que deben valorarse en cada caso (Forman, 1995).

5.2.3. Forma

Los indicadores relativos a la forma de las unidades del paisaje van adquiriendo importancia en la medida que se conoce la relación entre la forma de las teselas del paisaje y su funcionamiento, por lo que es posible asignar distintos valores a las diferentes formas. En general son preferibles las zonas en las que el efecto borde es menor y donde existe una mayor proporción de hábitat de interior, lejos de las perturbaciones que pueden surgir de la proximidad con otras teselas (Forman, 1995).

Para medir la forma geométrica de las teselas pueden utilizarse distintos índices. El índice más sencillo para definir la forma es la relación entre la superficie y el perímetro. En principio, puede afirmarse que son preferibles espacios con una baja relación área/perímetro, ya que en éstos se reduce el efecto borde y con él la influencia de las perturbaciones externas, y se aumenta la proporción de

hábitat interior. Así, serían preferibles espacios de forma circular a aquellos de forma alargada.

5.2.4. Heterogeneidad

La heterogeneidad del paisaje, en especial en lo referente a la variedad de usos extensivos en coexistencia con teselas de vegetación inalterada, permite unos altos valores de diversidad de especies y una mejor funcionalidad de los procesos ecológicos. Paisajes heterogéneos tienen en principio una mayor aptitud para funcionar como áreas de amortiguación o de corredores entre zonas de hábitats extensos bien conservados. La heterogeneidad se puede medir como la riqueza de usos del suelo y tipos de vegetación que coexisten en una cuadrícula UTM o en una unidad de paisaje.

5.2.5. Conectividad

La conectividad es la cualidad del paisaje que hace posible el flujo de materiales e individuos, entre diversos ecosistemas, comunidades, especies o poblaciones. En el caso de las especies y poblaciones comprende tanto los movimientos diarios o estacionales como los movimientos de dispersión juvenil, las migraciones o los movimientos que se producen para escapar de perturbaciones.

La conectividad de una red de espacios protegidos es una medida del grado en que esta red permite el flujo de especies y poblaciones. Si consideramos los espacios protegidos como nodos de esta red y los corredores como enlaces, puede establecerse un índice que mida qué proporción de todas las conexiones posibles mantiene la red. Cuanto más se acerque el valor al máximo, mayor es la conectividad de la red (Forman y Godron, 1986).

La conectividad está muy relacionada con las estructuras lineales del paisaje, por lo que tienen gran interés los indicadores ligados a la importancia de los corredores lineales y de ribera en la conectividad general de la red, por ejemplo: número de espacios conectados por corredores de ribera, número de espacios conectados por corredores lineales.

También son relevantes los indicadores de la longitud de ríos y riberas, setos y otros elementos lineales incluidos en la red. Estos indicadores pueden cuantifi-

carse de diversas formas: en proporción al total de ríos del territorio, por tipos o categorías de ríos y riberas, distinguiendo entre los tramos incluidos en la red que atraviesan algún espacio protegido y los que atraviesan zonas no protegidas.

La conectividad también puede evaluarse mediante modelos espacialmente explícitos, en los que a partir de la información de los requerimientos de hábitat de ciertas especies, seleccionadas por su importancia o representatividad, es posible simular las rutas más probables entre puntos definidos (p. ej. los espacios incluidos en la red) y detectar los principales corredores y barreras, así como modelar la repercusión en la conectividad de diferentes alternativas de gestión (restauración de riberas, pasos para fauna, construcción de infraestructuras).

5.2.6. Integridad ecológica

Como una forma de solventar la dificultad de definir la naturalidad y de superar las valoraciones basadas en la diversidad de especies, empieza a adquirir importancia el criterio de integridad. La integridad ecológica hace referencia a la presencia en un sistema de todos los elementos que le son propios y el funcionamiento de los procesos a las escalas adecuadas (Angenmeier y Karr, 1994). Sin embargo, para la cuantificación de este criterio de integridad no existe un acuerdo, y se han propuesto una gran variedad de indicadores que varían mucho en función del punto de vista desde el que se aborde el problema (Noss, 2000).

La mayor o menor intensidad de la perturbación antrópica puede ser un indicador de la naturalidad del paisaje. La superficie construida u ocupada por infraestructuras es el parámetro más claro, pero la distancia a las zonas urbanas, carreteras, industrias, etcétera se emplea como indicador indirecto de la presión antrópica sobre el territorio. Las zonas próximas a grandes infraestructuras de comunicación, grandes núcleos urbanos, pueden, en principio, sufrir un mayor grado de perturbación por influencia directa del hombre (uso turístico o recreativo, vertidos, contaminación acústica o luminosa, etcétera).

5.3. Efecto de la escala espacial en la definición de indicadores

Existen muy pocos estudios que aporten métodos para la selección de las escalas de trabajo, o que faciliten el uso de herramientas para cuantificar los efec-

tos de los cambios de escala. Esta carencia es especialmente importante en el caso de los elementos lineales del paisaje, debido a su gran dependencia de la escala de análisis.

La escala, ya sea espacial o temporal, incluye dos conceptos principales: la resolución y la extensión. La resolución o tamaño de grano (*grain*) es la unidad espacial o temporal mínima de análisis, mientras que la extensión (*extent*) es el espacio o intervalo temporal cubierto por un estudio.

Resolución y extensión son conceptos muy útiles en ecología, pero es necesario distinguir estos componentes de la escala, propios de nuestra observación, de las características propias de los distintos niveles de organización de los ecosistemas o de las distintas entidades y procesos que los componen (Allen y poblaciones y las tasas de extinción serían menores (Diamond, 1975). Además se considera que existe un hábitat mínimo viable, una superficie mínima por debajo de la cual no es posible garantizar la supervivencia de ciertas especies.

La representación de estructuras del paisaje y procesos ecológicos está inherentemente ligada a la escala de análisis. Esta dependencia indica la necesidad de incorporar los efectos de los cambios de escala en la investigación en ecología del paisaje (Turner y otros, 1989 y 1991). En el estudio de la estructura del paisaje, la resolución o tamaño de grano es la unidad espacial de menor tamaño reconocible en un mapa, que debe ser varias veces menor que el tamaño de los elementos de interés (p.ej. fragmentos de tipos de cobertura, elementos lineales) (O'Neill y otros, 1996). En formato raster, el tamaño de grano es el tamaño de pixel, y en formato vectorial, el tamaño de grano viene dado por el tamaño del polígono más pequeño existente en el mapa. En el caso de los elementos lineales, también puede considerarse una resolución lineal en formato vectorial, según la longitud de la unidad mínima reconocible que se clasifica como uno u otro tipo de elemento lineal.

La extensión es un componente de la escala muy importante para valorar los esfuerzos de prospección necesarios, y también para comparar entre distintos estudios. Generalmente la extensión de un estudio se define en función de condicionantes administrativos. Sin embargo, la extensión debe depender de los procesos o especies a estudiar y del carácter regional o local de los flujos ecológicos considerados. Por ejemplo, en Andalucía, los movimientos de la fauna de ámbito regional (que requieren gran extensión) están determinados por los gradientes

altitudinales y la disposición de los sistemas montañosos y sus pisos de vegetación, y los movimientos de ámbito local (pequeña extensión) dependen de una variable trama de factores (fuentes de alimento, refugios, zonas húmedas, zonas arboladas, etcétera).

A menudo, además de la resolución y la extensión, es necesario definir una escala intermedia. El análisis y valoración de porciones del territorio o subzonas en el interior de la zona de estudio es una técnica muy común en ecología del paisaje, que permite describir la distribución espacial o la variación del valor de los indicadores en el interior de la zona de estudio. Las dimensiones de estas submuestras o unidades espaciales de análisis son un componente fundamental de la escala (O'Neill y otros, 1996). Las submuestras suelen ser cuadradas (p.ej. cuadrículas UTM), pero también pueden corresponder a municipios, comarcas, unidades biogeográficas, espacios protegidos, etcétera. El tamaño de las submuestras está relacionado con la extensión, y no debe confundirse con la resolución o tamaño de grano, ya que dentro de una submuestra pueden tomarse datos de abundancia (p.ej. en pixels) mientras que un pixel es la unidad espacial mínima reconocible. Las cuadrículas UTM de 10 x 10 km, por ejemplo, pueden utilizarse como zonas de estudio (extensión) o como submuestras en el estudio de la estructura del paisaje (p.ej. Múgica y otros, 1996a), pero al mismo tiempo estas cuadrículas constituyen la unidad espacial mínima (tamaño de pixel) de los mapas de distribución de muchas especies sobre las que no existe información a mayor resolución.

5.3.1. Efecto de la escala en el reconocimiento de los elementos lineales y en la aplicación de indicadores de conectividad del paisaje

Los criterios utilizados para el diseño de una red de conservación deben traducirse en medidas indicadoras. Estos indicadores generalmente se obtienen a partir de información geográfica disponible a una determinada escala de resolución. El efecto de la escala puede ser muy importante en algunos casos, por ejemplo en las medidas obtenidas de los modelos de conectividad del paisaje. Es esperable que el uso de escalas de poca resolución tenga una gran influencia en los indicadores de conectividad del paisaje, debido en primer lugar a la desaparición de los elementos del paisaje de menores dimensiones. Por ejemplo, en una zona del norte de Bélgica se ha observado que los valores de conectividad disminuyen

cuando se reduce el nivel de resolución (Fig. 5.1). La resolución óptima puede alcanzarse con un tamaño de píxel inferior a 10 x 10 metros, siendo necesario el uso de fotografías aéreas de alta calidad (Adriaensen y otros, 2001).

El análisis de fuentes de información de distintas escalas permite la apreciación de los diferentes elementos del paisaje. Dependiendo de la escala, algunos tipos de elementos tienden a ser subestimados mientras otros son sobreestimados, no sólo debido a las características propias de cada tipo de elemento, sino también a la sensibilidad de los sensores, a la subjetividad del investigador, o a otras características de las fuentes de información y su tratamiento (mapas, imágenes de satélite, fotos aéreas). El uso de fuentes de información de escala poco detallada puede producir una sobreestimación de las áreas agrícolas y urbanas y una subestimación de la superficie de lagos y humedales.

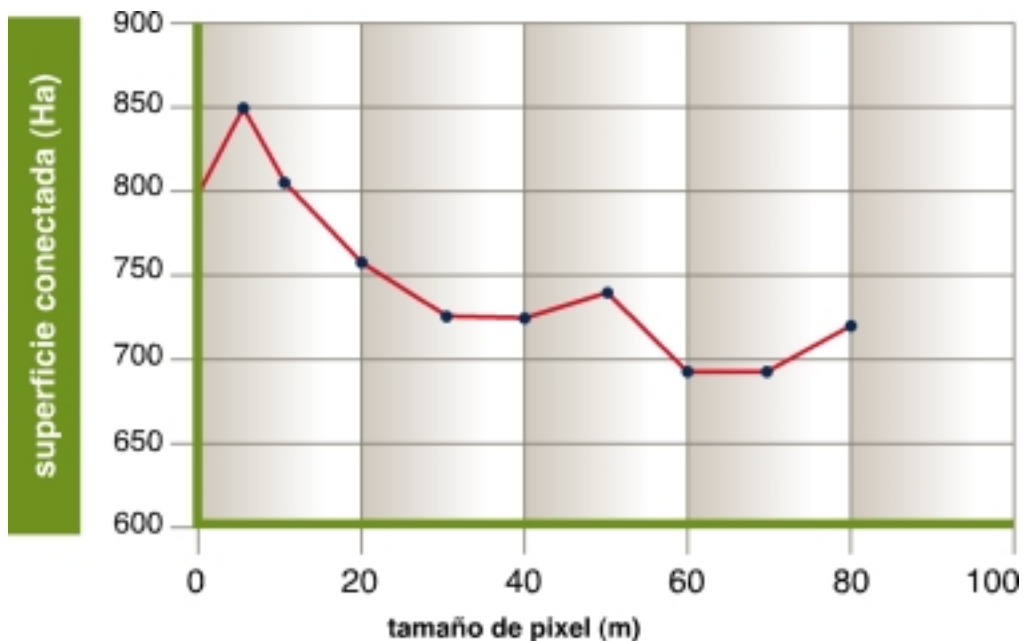


Figura 5.1. Ejemplo del efecto de la resolución en las medidas de la conectividad del paisaje. La conectividad para la ardilla roja (*Sciurus vulgaris*) en la región central de Flandes (Bélgica) es menor al aumentar el tamaño de píxel (la resolución disminuye). En este caso la conectividad se expresa como la superficie conectada dentro del rango de dispersión desde el área núcleo central. Fuente: Sastre Olmos y otros, 2001.

Para estudiar los elementos lineales del paisaje y para definir corredores ecológicos de conservación hace falta un tamaño de grano muy fino, pero la extensión de las zonas estudiadas limita generalmente el uso de escalas de alta resolución. Hay pocos estudios que utilicen fuentes de información a distintas escalas para el caso de los elementos lineales del paisaje, aunque la resolución espacial sea un factor decisivo en el estudio de los elementos lineales. Los efectos de la escala sobre la estructura espacial de los elementos lineales son diferentes en distintas regiones y en distintos tipos de elementos lineales (Sastre Olmos, 1999). Elementos del paisaje como cursos fluviales, setos, caminos, etcétera, se detectan mejor al utilizar fuentes de mayor detalle, viendo aumentada su densidad y distribución espacial en función de sus dimensiones y su estructura física (Sastre y De Lucio, 1998).

Además de la escala de resolución, hay otros factores que pueden tener influencia en las medidas de conectividad y que deben tenerse en cuenta al aplicar los modelos. Por ejemplo, los métodos de elaboración de las fuentes cartográficas utilizadas determinan el tipo de elementos del paisaje representados en el mapa. Los elementos del paisaje de pequeñas dimensiones, como árboles aislados o líneas de vegetación, pueden ser muy importantes para la dispersión de especies forestales en paisajes fragmentados, por lo que la información sobre estos elementos debe incluirse en los modelos de conectividad. Para la asignación de los valores de fricción o resistencia al paso, la definición de las clases del mapa y la percepción del paisaje por los expertos debe coincidir con su imagen mental en relación con las especies biológicas investigadas. Debe tenerse en cuenta la existencia de elementos del paisaje de pequeño tamaño (inferior al tamaño de pixel) que desaparecen y quedan absorbidos dentro de otras categorías (Sastre Olmos y otros, 2001).

Para que la definición de una red de conservación de la naturaleza sea coherente puede ser necesario estudiar la estructura del paisaje y la conectividad a distintas escalas, tanto de resolución como de extensión. Para la selección de las áreas núcleo de la red es conveniente analizar todo el territorio (escala de extensión muy grande), lo que dificulta el uso de fuentes de información de alta resolución. Sin embargo, en fases posteriores como la delimitación de zonas de amortiguación y de corredores ecológicos, la extensión analizada puede reducirse al territorio de un área núcleo o al espacio entre dos áreas núcleo, lo cual debería permitir el desarrollo de análisis a escalas de resolución más detalladas.

6. PRESENTACIÓN DE CASOS DE ESTUDIO

La utilización del concepto de red ecológica en el contexto europeo se ha extendido a partir de la celebración de la conferencia internacional de Maastricht en 1993, donde se aprobó la iniciativa EECONET (*European Ecological Network*) con objeto de desarrollar una estrategia paneuropea de conservación de la naturaleza. El reconocimiento de los problemas derivados de la fragmentación de hábitats ligados básicamente a los procesos urbanísticos, al desarrollo de infraestructuras y de la agricultura intensiva, llevó a una estrategia de recuperación de la funcionalidad de los sistemas naturales o seminaturales basada en gran medida en el restablecimiento de las conexiones entre ellos.

La iniciativa EECONET propone cinco principios básicos (ver cuadro 6.1) según los cuales la red de conservación estaría constituida por zonas o áreas núcleo, habitualmente lugares poco alterados, que mantienen unas condiciones de naturalidad altas y que además son claves para el funcionamiento de los procesos ecológicos básicos (zonas de recarga de acuíferos, cabeceras de cuencas, etcétera), además de por lugares que deban ser sometidos a un proceso de restauración o recuperación y que tengan un valor potencial para la red, y por otros lugares donde los usos tradicionales extensivos sean compatibles con la conservación de importantes valores naturales.

El esquema propuesto por EECONET se ha ido adoptando a partir de mediados de los 90 en varios países occidentales (Jongman, 1995a y 1995b). La clave en el uso del concepto de redes ecológicas se basa en la búsqueda de conexiones entre las zonas más naturales en un sistema territorial integrado que reduzca la fragmentación del paisaje, y así aportar mejores condiciones para la dispersión, migración y supervivencia de las especies.

Ejemplos de esta aproximación los encontramos en varias regiones del centro de Europa donde la alta densidad de población, la intensificación del uso agrícola y los procesos de fragmentación son comunes. De la revisión de experiencias recogemos los casos de Holanda, Bélgica, Dinamarca y Alemania.

Cuadro 6.1. Principios propuestos en el marco de EECONET para el diseño de una red de conservación (Bennett, 1991).

1. *La red debe recoger los lugares de mayor importancia para la conservación de la diversidad biológica y paisajística.* El concepto actual de diversidad biológica supone abordar las escalas de especie, comunidad, ecosistema y paisaje para tener una buena representación de la variabilidad y abundancia de la vida sobre la tierra. La conservación de los lugares con mayor importancia por la riqueza de especies y hábitats es el objetivo de la Directiva de Hábitats. La “Estrategia Pan-europea para la diversidad biológica y paisajística” amplía su perspectiva hasta la escala de paisaje.
2. *La red debe garantizar el mantenimiento de los procesos ecológicos y la conectividad del territorio.* Se debe evitar la creación de núcleos aislados procurando el mantenimiento de los procesos ecológicos y la conectividad del territorio. Además de las “zonas núcleo”, los elementos constituyentes de la red serían los corredores, las áreas de amortiguación y las áreas a restaurar. Según este principio, los principales elementos son:
 - *Corredores que garanticen la conectividad.* Tras identificar las principales barreras o niveles de fragmentación, es preciso definir los corredores, en principio estructuras lineales y continuas como ecosistemas ribereños, sistemas tradicionales de delimitación de campos de cultivo, etcétera, o puntos de paso, como charcas, pequeños bosques, etcétera, que mejoren el funcionamiento de los sistemas naturales.
 - *Áreas de amortiguación.* El objetivo es garantizar la conservación de la red de influencias externas adversas, como los procesos de contaminación o los cambios hidrológicos.
 - *Áreas a restaurar.* Aquellos elementos del ecosistema, hábitats o paisajes de importancia para la funcionalidad de la red que por su grado de alteración necesiten ser rehabilitados.
3. *La red de conservación debe estar integrada en la planificación del territorio.* No en todos los casos la solución ideal consistirá en la aplicación de una figura convencional de protección de la naturaleza. Acciones decididas a favor de la conservación en la ordenación de distintos sectores económicos pueden tener un papel decisivo, por lo que cobra especial relevancia la coordinación entre los planes de acción para la conservación con los sectores socioeconómicos. En especial los que más interaccionan con la diversidad biológica y paisajística: agrícola, forestal, turístico, energético, industrial y transporte.

4. *La red de conservación debe fomentar el desarrollo sostenible.* Hacer compatible la conservación de la naturaleza con el uso del territorio y el desarrollo socioeconómico es uno de los principales retos planteados en todos los países. La teoría económica ha contribuido a la valoración de los espacios naturales al desarrollo sostenible con conceptos como el valor de no uso o los beneficios económicos indirectos:
 - Sostenimiento de procesos ecológicos de interés económico (ciclo del agua, prevención de la erosión, etcétera)
 - Conservación de ecosistemas, especies y paisajes que reciben una alta valoración social (existencia de especies emblemáticas o parajes singulares)
 - Fijación de la población a través del desarrollo de actividades ligadas a los productos de calidad y al turismo cultural
5. *La eficacia de la red de conservación requiere el respaldo de un marco jurídico adecuado.* No todos los elementos constituyentes de la red de conservación tendrán el mismo nivel de protección. En principio, las zonas que se identifiquen como zonas núcleo estarían dotadas de una figura legal como espacios protegidos. El grado de protección deberá garantizar las medidas necesarias para preservar las especies y los ecosistemas objeto de conservación. En el caso de los corredores y zonas de amortiguación o a restaurar, al existir una gran variabilidad de situaciones, será necesario un gran esfuerzo de integración de la normativa existente y otra de nueva creación en torno a los objetivos fijados por la red de conservación.

En los países del este de Europa, donde existe una tradición en planificación muy arraigada en la geografía física, las estrategias de conservación de la naturaleza toman en consideración el conjunto del territorio. Se proponen medidas denominadas de ecoestabilización o áreas de compensación ecológica, basadas en una concepción del paisaje polarizado entre las áreas más naturales y aquellas zonas de uso intensivo y centros de actividad humana. El diseño de las redes de conservación se caracteriza por la delimitación de territorios que actúen como compensaciones ecológicas a territorios que han sido fuertemente explotados, y por la conexión entre estos territorios compensatorios en una zona de gestión unitaria y coherente. Ejemplos de aplicación bajo esta perspectiva los encontramos en países como Estonia, Lituania, la República Checa, Eslovaquia y Polonia.

Los cambios sociopolíticos de las últimas décadas en los países del Este, y las perspectivas de su futura integración en la Unión Europea, han reforzado la cola-

boración internacional y han contribuido a la integración de los principios de EECO-NET en el desarrollo de sus sistemas de conservación y planificación del territorio.

En los países del ámbito mediterráneo, donde confluyen una serie de características peculiares que no aparecen en otros lugares de Europa, como el predominio de los usos extensivos, una baja densidad de población relativa, extensos territorios que aún albergan altos valores naturales, no se han desarrollado apenas los criterios de redes ecológicas o sistemas integrales de conservación. De la revisión realizada en este trabajo destacamos los casos de Navarra y de Cataluña como ejemplos de iniciativas orientadas hacia la definición de redes funcionales de espacios naturales.

El apartado 6.2. recoge la experiencia recientemente puesta en marcha en Andalucía para la definición de una red coherente de conservación.

Por otro lado, las experiencias desarrolladas en el continente americano presentan algunos elementos comunes a las europeas y otros distintos interesantes como la implicación de entidades privadas o la preocupación por la integración de aspectos ligados al desarrollo socioeconómico. Por ejemplo, las iniciativas promovidas por el *Wildlands Project*, organización no gubernamental dedicada a promover proyectos de protección y restauración a través del establecimiento de sistemas de reservas conectadas, tienen como objetivo final dedicar el 50% del continente norteamericano a la preservación de la diversidad biológica (Noss, 1992).

Esta estrategia se basa en la creación de redes de reservas naturales donde se identifican zonas núcleo, definidas a partir de territorios de propiedad pública, como los bosques y parques nacionales, caracterizados por su gran extensión donde el uso humano es mínimo, zonas de amortiguación, normalmente zonas de propiedad privada adyacentes a las zonas núcleo y donde se permite el uso antrópico siempre bajo la premisa de la gestión de la biodiversidad, y corredores, identificados en tierras públicas y privadas normalmente a lo largo de los ríos y en rutas de migración para las especies.

El *Wildlands Project* está apoyado por cientos de grupos que trabajan por su ejecución a largo plazo, y ha recibido millones de dólares de fundaciones y empresas privadas como la Turner Foundation, Patagonia, W. Alton Jones Foundation, Lyndhurst Foundation, etcétera.

Otra iniciativa reciente es la emprendida en Mesoamérica, donde se ha planteado al más alto nivel político la conservación de la diversidad biológica y la lucha contra la pobreza, mediante la generación de alternativas de crecimiento económico a través de un instrumento nuevo de cooperación regional, denominado oficialmente Corredor Biológico Mesoamericano.

A continuación se presentan las fichas resumidas con las iniciativas más relevantes emprendidas en el continente americano y en Europa. En la Tabla 6.1 se resumen las características principales de los casos estudiados en Europa.

El Corredor Biológico Mesoamericano

El Corredor Biológico Mesoamericano es una propuesta de ordenación territorial interconectada en forma de red, que busca crear y fortalecer los cientos de áreas protegidas de toda la región, como núcleos de manejo bio-regional, y paralelamente oportunidades para desarrollar sistemas de producción agroforestal ecológicamente amigables en las zonas de interconexión entre áreas protegidas. Desarrolla también actividades de rehabilitación ecológica, e impulsa los servicios ambientales y el ecoturismo, entre otras alternativas. El proyecto tiene como objetivo articular los programas nacionales y las iniciativas locales para crear hasta el 2006 bases sólidas para regenerar el ambiente desde Panamá hasta la península de Yucatán y mejorar las condiciones de vida de sus habitantes.

Desde el punto de vista institucional, los Presidentes Centroamericanos, reunidos en la Alianza para el Desarrollo Sostenible de América Central (ALIDES), acordaron que la Comisión Centroamericana de Ambiente y Desarrollo (CCAD), dependiente del Sistema de la Integración Centroamericana, sea la responsable de ejecutar los planes regionales.

La CCAD, junto con el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) y con recursos del Fondo Mundial para el Medio Ambiente (FMAM), y la Agencia de Cooperación Técnica alemana (GTZ) lanzaron un programa para la consolidación del Corredor partiendo de las áreas protegidas prioritarias, principalmente aquellas de carácter bi y trinacional. Actualmente, los gobiernos de la región están integrando el Corredor en sus planes nacionales de desarrollo ambiental, con la participación de los organismos de cooperación multilateral, los donantes bilate-

rales, las ONG's de medio ambiente y desarrollo, y los grupos de la sociedad civil y el sector privado.

El Programa tiene un costo total de 16,6 millones de dólares, de los cuales 10,9 son aportados por el FMAM. La GTZ colabora con alrededor de dos millones de dólares. Los ocho gobiernos mesoamericanos participan con una aportación en recursos técnicos y humanos estimada en cerca de cuatro millones de dólares.

Hacia finales del año 2006, el Programa pretende cubrir los siguientes aspectos:

- Un sistema de información y seguimiento para asegurar la continua y sistemática generación y acceso de información relevante sobre la biodiversidad, el desarrollo económico de sus comunidades, el apoyo bilateral y multilateral para proyectos de conservación y desarrollo, análisis y reformas legales y de políticas, así como para los programas de capacitación.
- Un subprograma para el fortalecimiento de capacidades con objeto de reforzar los principales grupos de partes interesadas y de los núcleos de personal de planificación, administración y operaciones en los diferentes sectores productivos y de conservación, así como catalizar la incorporación de las líneas principales de trabajo del proyecto del Corredor Mesoamericano en los programas de educación formal y no formal nacionales y regionales.
- Un subprograma de concienciación y divulgación dirigido a ampliar el conocimiento de las sociedades y gobiernos de la región sobre el valor de la biodiversidad para el desarrollo sostenible de la región.
- Mecanismos concretos para la participación de grupos de partes interesadas en la planificación, administración y seguimiento nacional y regional del desarrollo y sustentabilidad del Corredor Mesoamericano.

Fuentes de información: <http://www.undp.org.ni/cbm/index.htm>

El caso del estado de Florida, Estados Unidos

En Florida se ha diseñado una red ecológica conocida como *Greenways* a partir del análisis de la conectividad potencial y la identificación de áreas prioritarias para constituir un sistema de reservas basado en un programa

activo de adquisición de terrenos. La red incluye aproximadamente la mitad del área del estado, con más de la mitad de su red de conexiones en zonas protegidas o en aguas de dominio público. El uso de sistemas de información geográfica para desarrollar un modelo de apoyo en la toma de decisiones fue decisivo.

En 1991 se creó una comisión gubernamental con la participación del Departamento de Protección Ambiental y el de Transportes que dio lugar a un informe publicado en 1994. El diseño de la red se basó en una aproximación regional que permitiera: conservar los elementos críticos de los ecosistemas y paisajes; restaurar y mantener la conectividad de los sistemas ecológicos y los procesos; favorecer la capacidad de los ecosistemas y paisajes como sistemas dinámicos, y mantener el potencial para la evolución de la biota ante los cambios ambientales.

Para la selección de las áreas ecológicas prioritarias se utilizaron varias capas de información, como zonas con hábitats estratégicos para especies raras o amenazadas, humedales, zonas con alto potencial para su restauración, zonas sin carreteras o con baja densidad de infraestructuras viarias, terrenos públicos y reservas privadas (gestionadas por sociedades como Audubon o *The Nature Conservancy*).

La red une las grandes zonas de conservación públicas e incorpora territorios de importancia para el funcionamiento del conjunto, particularmente todos aquellos programas de protección o de adquisición de tierras a nivel federal, estatal, regional o local.

Uno de los retos más complejos para contribuir al mantenimiento de la conectividad es la revisión del sistema de carreteras del estado. El Departamento de Transportes ha llevado a cabo interesantes avances como la construcción de un sistema de pasos en zonas sensibles para grandes mamíferos como panteras, oso negro y otras especies. El Departamento de Protección ambiental adoptó en 1998 una estrategia donde los acuerdos para la conservación son básicos, tal y como queda establecido en la legislación estatal al haberse aprobado una ampliación de 10 años del programa de adquisición de tierras. El diseño de la reserva es un proceso iterativo abierto a la incorporación de nueva información y que precisa de la participación y coordinación de muchas entidades. Los resultados del proyecto del análisis GAP para Florida, los proyectos de *The Nature Conservancy* sobre planificación ecorregional o los trabajos de la Comisión para la conservación de la pesca y la vida silvestre de Florida, contribuirán a mejorar el sistema.

Fuentes de información: Hoctor y otros, 1999.

Tabla 6.1. Resumen de los casos de estudio considerados en Europa.

Caso	Estructura de la Red	Criterios para el diseño de la red	Escala	Instrumentos	marco legal	principales limitaciones
Holanda	Modelo EECONET: * Zonas núcleo * Áreas de restauración * Corredores ecológicos * Áreas de amortiguación	Zona núcleo: especies amenazadas o raras. Áreas de restauración: características geomorfológicas e hidrológicas, cercanía a zonas núcleo. Áreas de amortiguación: paisajes agrícolas que rodeen a zonas núcleo	Nivel nacional (escala 1:600.000), implementación a nivel provincial	Adquisición de tierras, subsidios, designación de áreas protegidas, medidas compensatorias	Plan Nacional de la Política de Conservación, aprobado por el Parlamento en 1990	Agricultura intensiva Disponibilidad de espacio para crear corredores
Bélgica, Flandes	<i>Groene Hoofstructuur</i> : zonas núcleo y zonas multifuncionales (corredores, áreas de integración). VEN+NON	Biodiversidad Sostenibilidad Representatividad Vulnerabilidad	Nivel provincial	Adquisición de tierras	Ley de conservación de la naturaleza (1997), Ley de Conservación del paisaje.	Fragmentación del territorio Rechazo del sector agrícola y forestal Incertidumbres legales
Dinamarca	* Zonas de amortiguación alrededor de ríos y lagos * Corredores ecológicos regionales <i>Verbeta</i>	Valores agrícolas, ornitológicos, botánicos, geológicos, geomorfológicos, culturales y recreativos Estatut de protección de las especies	Escala regional, implementación a nivel municipal Escala regional (Länder) (1:25.000)	No desarrollados		Deforestación Presiones organizacionales agrarias
Alemania (Rheinland-Pfalz)	<i>Biotopsysteme</i> : * Biotopos * Zonas núcleo * Corredores * Puntos de escala * Medidas para usos sostenible del paisaje		Escala regional (Länder) (1:25.000)	Apoyo a programas de agricultura ecológica Promoción de iniciativas locales		Fragmentación
Estonia	Áreas de compensación ecológica. Sistema jerárquico a		Escala estatal, distrito y local. Planos a escala 1:200.000, 1:100.000.	Actuaciones para compensar la fragmentación o pérdida	Ley de Protección de la Naturaleza, 1994, Ley para el Desarrollo	Cambios en la propiedad de la tierra. Abandono.

Tabla 6.1. Resumen de los casos de estudio considerados en Europa. (Continuación)

Caso	Estructura de la Red	Criterios para el diseño de la red	Escala	Instrumentos	marco legal	principales limitaciones
	distintos niveles: * nivel micro a escala de granja * meso o comunitario a nivel de distrito * nivel macro o nacional		1:100.000	de conectividad debida al desarrollo de infraestructuras viarias	Sostenible, 1995, Ley de protección de las zonas costeras marinas y continentales, 1995, Ley Forestal, 1993, Ley de Gestión de la Caza, 1994, Ley de Planificación e Infraestructuras, 1995. Contemplado en Estrategia Nacional Ambiental, 1997, Plan de Acción Ambiental, 1998	Incertidumbres ante el cambio al sistema capitalista.
Lituania	Marco Natural: estructura jerárquica de divisiones geológicas, áreas de estabilización y corredores	Posición geomorfológica Diversidad natural Flujos ecológicos Grado de intensificación cultivos	Escala regional (1:50.000)	La Estrategia de Protección de la Biodiversidad, elaborada en 1995, contempla como acción el desarrollo del Marco Natural	Ley de Protección Ambiental, 1992 Ley de Espacios Protegidos, 1993 Ley de Planificación del Territorio, 1995	Reducción de la actividad agrícola para incrementar la superficie forestal
República Checa	Sistema Territorial de Estabilidad Ecológica (STEE): biocentros, zonas de amortiguación y biocorredores	Escala suprarregional: representatividad, ubicación y estatus de protección Escala regional: biodiversidad Escala local: localización y representatividad de biotopos	Nacional, regional y local	Designación de áreas protegidas Medidas de gestión del paisaje Proyectos de planificación que deben incorporar el STEE	Ley de Protección de la Naturaleza y el Paisaje, 1992	Cambios asociados a las nuevas condiciones socioeconómicas, intensificación de los usos del suelo
Eslovaquia	Sistema Territorial de Estabilidad Ecológica (STEE): biocentros, zonas de amortiguación y biocorredores y medidas de ecoestabilización	Representatividad, relevancia ecológica, grado de madurez, tamaño, forma, posición geográfica, protección legal	Nacional: Escala 1:500.000 Regional: Escala 1:50.000 Local: Escala 1:10.000	Plan General de Desarrollo Territorial, 1997 Planes Territoriales de Distritos Regionales	Ley de Protección de la Naturaleza y el Paisaje, 1994, Ley de Planeamiento Territorial, 1992	Cambios asociados a las nuevas condiciones socioeconómicas, intensificación de los usos del suelo
Polonia	Sistema Ecológico de Areas Protegidas (SEAP): zonas núcleo, áreas de amortiguación y corredores	Representatividad de hábitats a nivel regional Estatus y distribución de especies Estructura del paisaje	Nivel estatal Escala 1:500.000	Fase temprana de desarrollo. No tiene estatus oficial, aunque fue aprobado por el Ministerio	Ley de Conservación de la Naturaleza, 1991	Integración con políticas sectoriales (industria y agricultura). Contaminación industrial.

La red ecológica de Holanda

La red ecológica holandesa es parte del Plan Nacional de la Política de Conservación aprobado por el parlamento en 1990. El Plan tiene como objetivo el desarrollo de una red ecológica en los siguientes 20 ó 30 años. La política de conservación se centra en la restauración de una estructura territorial coherente que amortigüe los efectos de la pérdida de superficie de hábitats naturales (un 75% desde principios del siglo XX) y la subsiguiente fragmentación y aislamiento de las zonas más naturales.

Si bien el diseño se ha hecho a nivel nacional, la implementación de la red depende de las provincias, y cada una puede seguir distintas estrategias. El desarrollo de la red se basa en tres principios generales:

- Selección de ecosistemas representativos a nivel nacional e internacional
- Incremento del tamaño y conectividad de ecosistemas seminaturales
- Consideración de las relaciones ecológicas a escala de paisaje, fundamentalmente las ligadas a los procesos hidrológicos

Los principales elementos para el diseño de la red son:

- Zonas núcleo (al menos de 500 hectáreas)
- Áreas para restaurar
- Corredores ecológicos
- Áreas de amortiguación

La selección de zonas núcleo se basa en la presencia de especies de fauna y flora amenazadas o raras de importancia nacional o internacional. Las áreas de amortiguación son básicamente paisajes agrícolas que rodean las zonas núcleo. La selección de corredores se basa en la presencia de estructuras lineales (viejos canales, diques, arroyos y setos). Las áreas de restauración se seleccionan según sus características geomorfológicas e hidrogeológicas, teniendo en cuenta su cercanía a las zonas núcleo.

Los instrumentos disponibles para el desarrollo de la red son las leyes existentes, la adquisición de terrenos, subsidios por proyectos, la designación de áreas protegidas y el establecimiento de medidas compensatorias por proyectos de infraestructuras. En algunos proyectos se hace especial énfasis en la cooperación directa con los propietarios para determinar las mejores soluciones ecológicas, económicas y políticas.

Las principales limitaciones para el funcionamiento de la red holandesa se centran en la agricultura intensiva y en la disponibilidad de espacio para crear corredores.

Fuentes de información: Ministry of Agriculture, Nature Management and Fisheries, 1990; Lammers y van Zadelhoff, 1996; Jongman y Kristiansen, 1998

El caso de Flandes, Bélgica

Flandes es una de las regiones europeas más densamente pobladas (420 habitantes por kilómetro cuadrado). La densa red de carreteras, de ferrocarril, de canales y de zonas de agricultura intensiva ha provocado un alto grado de fragmentación del territorio así como el aislamiento de las zonas mejor conservadas. Desde 1990 se vienen desarrollando los Planes de política ambiental y conservación de la naturaleza. Uno de los objetivos de estos planes es la implementación de una red ecológica. La primera propuesta, presentada a finales de 1991 y conocida como la “Estructura verde” (*De Groene Hoofdstructuur*), consistió básicamente en un mapa a escala 1:100.000 donde se identificaron cuatro tipos de elementos: zonas núcleo, áreas de restauración, corredores y áreas de amortiguación. Los criterios generales usados para el desarrollo de la red son los valores de biodiversidad, sostenibilidad, representatividad y vulnerabilidad.

El respaldo legal para el desarrollo de la red viene dado por la Ley de conservación de la naturaleza de 1997 y por la Ley de conservación del paisaje, que contiene regulaciones para la prohibición de cambios de uso y acuerdos de manejo.

Las zonas núcleo incluyen aquellas que poseen valores naturales más altos sobre el conjunto del territorio. No se define un tamaño mínimo, pero se entiende que debe ser el adecuado para garantizar los requerimientos ecológicos para mantener las condiciones de naturalidad.

Las áreas de restauración incluyen las siguientes categorías:

- Áreas con hábitats comparables a los encontrados en las zonas núcleo, pero de menor tamaño y altamente fragmentadas. Los proyectos de restauración se orientan a aumentar el tamaño y en último término a que puedan pasar a ser zonas núcleo.
- Áreas sin altos valores naturales pero con características ambientales que permiten el desarrollo de hábitats importantes a corto plazo y con esfuerzo limitado (por ejemplo ríos contaminados pero con las condiciones morfológicas intactas).
- Áreas que contienen especies animales raras que dependen de la aplicación de restricciones específicas de usos del suelo. Por ejemplo zonas de invernada o cría de determinadas especies.

Las áreas de amortiguación se definen según las condiciones específicas de la zona a la cual protege y en función de los factores que influyen negativamente en la conservación de los valores de la zona núcleo.

El área total de esta propuesta abarcaba 532.000 hectáreas, el 38.6% de Flandes, aunque tras los conflictos con el sector agrario y los propietarios se redujeron los objetivos a alcanzar para el 2003 a la designación de 125.000 hectáreas dedicadas a zonas núcleo y áreas de desarrollo y 150.000 hectáreas de áreas multifuncionales (corredores, áreas de integración). En estas áreas multifuncionales deben compatibilizarse los objetivos de agricultura sostenible, uso forestal y conservación de la naturaleza.

En el proceso de diseño de la red ha habido muchas resistencias por parte de los agricultores, el sector forestal y los propietarios. Gran parte de los problemas derivan de la falta de procedimientos claros para la implementación, así como la falta de compromisos de compensaciones e incentivos y la incertidumbre sobre las medidas de protección legal.

El concepto de red ecológica ha sido revisado para incluirlo de forma más integrada en la planificación del conjunto del territorio. Actualmente la red consta de dos tipos de zonas: la VEN (la red ecológica flamenca), constituida por las zonas núcleo o grandes zonas naturales junto con zonas amplias para su desarrollo, y las IVON (o red multifuncional integrada y de apoyo a la VEN), que incluye zonas de interconexión o corredores.

Fuentes de información: De Blust, 2002; De Blust y Kuijken, 1996; Jongman y Kristiansen, 1998.

El caso de Dinamarca

La legislación danesa ha contemplado desde 1937 lo que entendemos ahora por corredores y áreas de amortiguación. El principal problema para la conservación de la naturaleza en Dinamarca es la deforestación y, paralelamente, la ocupación de dos tercios del territorio por terrenos de producción agrícola intensiva.

La política de designación de espacios protegidos basada en la filosofía de parques nacionales se consideró ya en los años 70 una utopía, por lo que la estrategia seguida se centra en la protección del territorio aún no alterado, seleccionando áreas de alto valor natural, pero también áreas productivas en las que se aplican medidas protectoras restringiendo el tipo de uso del territorio sin aplicar medidas de compensación económica.

La Ley de Conservación de la Naturaleza de 1992 designa zonas de amortiguación alrededor de los cursos de agua y lagos (entre 6 y 25 metros en los márgenes de ríos, aunque la presión de las organizaciones agrarias ha hecho que se reduzca a 2 metros), e incluye serias restricciones sobre pequeños biotopos en paisajes agrícolas.

Desde mediados de los 80 más de la mitad de los municipios incluyen en su planificación física consideraciones relativas a redes ecológicas para garantizar las conexiones ecológicas. Los criterios son algo diferentes según los municipios, que mantienen cierto grado de autonomía. En algunos, los corredores son pequeños cursos de agua, en otros mosaicos de zonas naturales y pequeños biotopos.

La red actual incluye zonas de valor agrícola, ornitológico, botánico, geológico, geomorfológico, cultural y recreativo.

La cartografía de los corredores ecológicos regionales de más de la mitad de los municipios se ha publicado entre 1982 y 1987, basada en estudios a escala regional.

Hasta el momento, solo una pequeña parte de la planificación regional se ha llevado a la práctica, aunque desde 1997 todos los municipios están obligados por Decreto del Ministerio de Medio Ambiente a diseñar redes ecológicas y a elaborar directrices para su protección.

Los principales obstáculos para su puesta en marcha son los conflictos de intereses con los agricultores, la falta de instrumentos para la gestión del territorio y sobre todo el apoyo financiero a la producción agrícola.

Fuentes de información: Brandt, 1995; Jongman y Kristiansen, 1998.

El caso de *Rheinland-Pfalz* en Alemania

La responsabilidad de la gestión de la naturaleza en Alemania recae en los Länder. En *Rheinland-Pfalz* la red ecológica o *Vernetza Biotopsysteme* es el núcleo de la estrategia de conservación. Se parte de que el planeamiento regional debe considerar el conjunto del territorio como un todo integrado, de tal forma que se contemplen los impactos producidos en los paisajes agrícolas, responsables en gran medida de la pérdida o el declive de las poblaciones de muchas especies. El planeamiento contempla biotopos y comunidades, grandes zonas núcleo para el desarrollo a largo plazo, corredores y puntos de escala, así como medidas para el uso sostenible del paisaje.

La fragmentación del paisaje, especialmente en la parte occidental del país, es uno de los aspectos clave a afrontar en la política de conservación.

La información básica utilizada para el diseño de la red son mapas de biotopos, de usos del suelo, mapas forestales, de calidad del agua, datos de especies de fauna y flora y de vegetación potencial. Además, se tienen en cuenta el estatus de protección y mapas de usos históricos. La primera selección se hizo sobre los tipos de biotopos, refinándola según los datos de determinadas especies.

Se han completado la mayoría de los planos de redes regionales (escala 1:25.000) hasta 1998. Estos planes serán parte del sistema espacial de planeamiento. Entre los instrumentos utilizados destaca el apoyo de un programa de agricultura ecológica. Se le da un papel relevante a las iniciativas locales, intentando establecer proyectos representativos en cooperación con las comunidades locales.

Fuentes de información: Burkhardt y otros, 1996.

La red de Estonia

El concepto de red ecológica se utiliza en Estonia desde principios de los 80 y nace de las llamadas áreas de compensación ecológica basadas en una concepción del paisaje polarizado entre áreas más naturales y áreas de uso intensivo y centros para la actividad humana. La red de áreas de compensación, o red ecológica, puede considerarse como un subsistema del paisaje que equilibra los impactos de las infraestructuras antrópicas en el territorio.

Los primeros espacios protegidos se declararon en la costa y en la zona occidental del país caracterizada por la mayor rareza y diversidad de especies de flora y fauna, añadiéndose nuevos espacios del interior y la zona oriental en la década de los 60 y los 70. A partir de la promulgación de la Ley de Conservación de la Naturaleza en 1994, se revisó el estado de las áreas protegidas conforme a la nueva clasificación legal y a las tendencias europeas (Red Natura 2000, representatividad en el contexto europeo, etcétera), al tiempo que se llevaba a cabo la reforma de la propiedad de la tierra. Actualmente el 9.4% de la superficie de Estonia está protegida (423.000 hectáreas), de las cuales el 1% corresponde a la categoría I de UICN. De acuerdo con las ideas de las redes ecológicas, las zonas protegidas se consideran en principio como nodos de la red conectadas por corredores.

Entre 1979 y 1982 se utilizaron y rediseñaron mapas de planificación física para el diseño de una red de áreas de compensación ecológica a escala 1:200.000. Entre 1983 y 1988 se hicieron mapas de más detalle a escala 1:100.000.

En el diseño de la red ecológica las áreas de compensación ecológica constituyen un sistema jerárquico a distintos niveles: a escala nacional se definen zonas núcleo grandes (más de 1.000 Km) con sus áreas de amortiguación y corredores amplios (anchura superior a 10 Km); a escala municipal se definen pequeñas zonas núcleo (entre 10 y 1.000 Km) y corredores entre estas zonas (valles, áreas recreativas seminaturales, de anchura entre 0,1 y 10 Km); y al nivel de más detalle, a escala de fincas agrícolas, se definen pequeñas manchas de pastizales húmedos, charcas, setos (menores de 10 Km) y corredores (inferiores a 0,1 Km de anchura).

Las áreas de compensación ecológica cubren el 55% del conjunto del territorio en un país donde la densidad de población es de 34 personas por Km.

Los cambios radicales en la propiedad de la tierra y en el sistema económico han traído problemas antes desconocidos para la conservación del pai-

saje. La privatización requiere medidas urgentes de protección de los territorios más valiosos. Es necesario modificar las medidas legales, administrativas y de planificación para proteger la red actual de áreas protegidas. La Estrategia Nacional Ambiental de 1997, y su desarrollo a través del Plan de Acción Ambiental de 1998, desarrolla medidas en este sentido.

Fuentes de información: Mander y otros, 1995; ENES, 1997; Jongman y Kristiansen, 1998; Sepp y otros, 1999.

El Marco Natural de Lituania

En los años 80 se acuña el concepto de *Marco Natural* basado en la zonificación de cinturones verdes, de áreas recreativas y de zonas protegidas. La Ley de Protección Ambiental de 1992, la Ley de Espacios Protegidos de 1993 y la Ley de Planificación del Territorio de 1995 incluyen el concepto del *Marco Natural*. Progresivamente se ha creado una estructura jerárquica de divisiones geoecológicas, áreas de estabilización que compensan las zonas de desarrollo urbano y de corredores para la migración. El *Marco Natural* se caracteriza por la ausencia de actividades urbanas e industriales, y el objetivo es que cubra el 60% del territorio. Hasta ahora los espacios protegidos cubren el 11%. Las zonas agrícolas cubren casi el 55% del territorio, y se pretende incrementar la superficie forestal en un 10-15% reduciendo la actividad agrícola.

El *Marco Natural* es un sistema territorial en el que se identifican zonas de compensación ecológica con funciones como la depuración atmosférica, del agua subterránea, la protección de recursos recreativos o la mejora estética. Uno de los principios de la aproximación lituana es el de la ubicación allá donde exista la necesidad. Estas necesidades derivan del análisis del paisaje y de la estructura geoecológica. Se identifican tres tipos de áreas de importancia geoecológica: “Ventanas naturales” en las posiciones elevadas y en las entradas del sistema (cabeceras de cuenca, áreas de recarga, zonas litorales, ...), “corredores naturales” para facilitar la migración y el flujo de materiales, localizados en posiciones gravitacionales bajas (canales de flujos y migración, valles, lechos de ríos) y “zonas de amortiguación natural y fil-

tros” en posiciones medias, capaces de proteger la diversidad natural o de transformar los flujos laterales (bosques, praderas, humedales, ...). Desde el punto de vista de la gestión la red consiste en tres subsistemas que han sido cartografiados a escala nacional y regional:

1. Divisiones geoecológicas, o cinturones entre diferentes geosistemas con funciones de compensación ecológica a nivel de intersistema.
2. Áreas de estabilización interna, que cumplen funciones de compensación dentro de los geosistemas, y que incluyen las áreas de relevancia biológica.
3. Corredores para la migración, que cumplen funciones de intercambio geodinámico y de flujo de información biológica.

Por el momento el *Marco Natural* se encuentra en fase de proyecto. A escala nacional hay proyectos a escala 1:300.000 a 1:100.000. A nivel regional hay proyectos a escala 1:50.000 a 1:100.000. A nivel local los proyectos son a escala 1:10.000.

El desarrollo de una red bioecológica como un subsistema dentro del *Marco Natural* se ha adoptado en la Estrategia Nacional de Protección Ambiental, y en el Plan de Acción Nacional para la Conservación de la Biodiversidad preparado en 1995.

Fuentes de información: Kavaliuskas, 1995, 1996; Environmental Protection Ministry of the Republic of Lithuania, 1998.

El Sistema Ecológico de Áreas Protegidas de Polonia

En 1977 se acuñó el concepto de Sistema Ecológico de Áreas Protegidas (SEAP) con el objetivo de establecer un sistema coherente con zonas núcleo rodeadas de zonas de amortiguación y conectadas por corredores (bosques, valles y praderas). Aunque fue aprobado por el Ministerio, no se ha seguido de un planeamiento oficial ni de su ejecución.

El respaldo legal procede de la Ley de Conservación de la Naturaleza de 1991. El 18% del territorio está protegido, fundamentalmente bosques y propiedades estatales.

A partir del concepto SEAP se establecieron 3 categorías de protección: parques nacionales, parques paisajísticos (*landscape parks*) y áreas de paisaje protegido.

Recientemente se han elaborado varios proyectos para desarrollar el SEAP bajo iniciativas de la UICN utilizando los principios de EECONET. Los objetivos para Polonia son:

- Integrar los hábitats representativos a nivel regional en una red ecológica.
- Asegurar la unidad espacial y funcional para proteger especies migratorias.
- Incluir las zonas actualmente protegidas.
- Incluir las áreas de agricultura y piscicultura tradicional.

Los criterios utilizados para seleccionar las áreas a integrar en la red son la diversidad biológica, la naturalidad, la rareza y el grado de amenaza, junto con análisis más complejos de estructuras geomorfológicas, condiciones hidrológicas, bióticas y estructura del paisaje.

La red está en una fase muy temprana de desarrollo. La cartografía desarrollada en 1995 a escala 1:500.000 incluye zonas núcleo, biocentros y zonas de amortiguación de importancia internacional y nacional, así como corredores ecológicos de importancia internacional y nacional. Se han encontrado muchas dificultades de integración con políticas sectoriales (industria y agricultura). Una de las principales amenazas es la fuerte contaminación industrial en gran parte derivada del uso de tecnologías obsoletas.

Fuentes de información: Jongman y Kristiansen, 1998; Liro, 1995.

El Sistema Territorial de Estabilidad Ecológica de la República Checa

El marco legal es la Ley 114/1992 de Protección de la Naturaleza y el Paisaje. La responsabilidad de la conservación de la naturaleza recae en el Ministerio de Medio Ambiente y en la Inspección Ambiental Checa. El papel de las ONG, como la oficina de proyectos de UICN, la Sociedad para la Vida Sostenible y la Unión Checa de Conservacionistas, es importante en el desarrollo de redes ecológicas.

El concepto del sistema territorial de estabilidad ecológica (STEE) se desarrolla en los años 80 desde los centros académicos de Brno y Bratislava, y se incorpora a la legislación ambiental de las repúblicas Checa y Eslovaca a partir de 1989. En la República Checa el STEE da más importancia a los elementos básicos del sistema, consistentes en biocentros, zonas de amortiguación y biocorredores.

El STEE propone una estructura jerárquica, donde la función real de los elementos está a escala local. Existe una densa red de corredores locales (de 1 km aprox.) que conectan biocentros locales (1 a 3 ha). Los biocentros regionales tienen la función de preservar la biodiversidad regional. Los corredores a nivel regional tienen una anchura de entre 20 y 50 metros, y una longitud de entre 300 y 1.000 metros. El primer corredor fue proyectado en 1984. Los corredores regionales consisten normalmente en varios biocentros locales. El nivel suprarregional incluye biocentros de más de 1.000 ha.

Los criterios a nivel local son su localización y en menor medida la representatividad de ciertos biotopos. El criterio a escala regional es la biodiversidad, y a nivel suprarregional la representatividad, ubicación y estatus de protección.

El STEE se basa en datos hidrológicos y climáticos, en la composición y diversidad de especies. Se han usado documentos históricos para confirmar la consistencia de los corredores diseñados para la fauna y la flora.

El STEE está en fase de desarrollo. Los planes se han realizado a escala suprarregional (escala 1:500.000) para todo el país. La puesta en práctica de los planes debe hacerse a nivel local. Los instrumentos para la aplicación del STEE son la designación de áreas protegidas y la puesta en marcha de medidas de gestión del paisaje. Los proyectos de planificación deben incluir como documento básico obligatorio un proyecto STEE.

Fuentes de información: Jongman y Kristiansen, 1998.

La Red de Eslovaquia

El sistema territorial de estabilidad ecológica (STEE) es el núcleo de la Ley de Protección de la Naturaleza y el Paisaje de 1994. El STEE debe reflejarse obligatoriamente en todos los proyectos y planes de ordenación forestal, planes hidrológicos, planes regionales, según queda recogido en la Ley de Planeamiento Territorial de 1992. A nivel general se ha recogido en el Plan General de Desarrollo Territorial de la República Eslovaca en 1997. A nivel regional se incluye en los Planes Territoriales de Distritos Regionales.

El primer proyecto de STEE, definido a escala 1:200.000, fue aprobado por el gobierno en 1992. El STEE contempla el conjunto del territorio como la estructura espacial completa de áreas interconectadas, e incluye no sólo los biocentros y biocorredores, considerados en el caso checo, sino medidas de ecoestabilización que afectan a todo el territorio. Por tanto cubre todo el territorio, y acorde con la estructura del paisaje, se identifican elementos con diferente grado de estabilidad ecológica y diferentes usos del suelo. El sistema pretende asegurar el funcionamiento interno de los ecosistemas y las relaciones espaciales y funcionales entre ellos como una condición previa para el mantenimiento de la diversidad biológica.

El STEE contiene dos partes: el marco general formado por los elementos básicos (biocentros, biocorredores y elementos interactivos que juegan un papel como zonas de amortiguación) y las medidas de ecoestabilización.

Los biocentros, equivalentes a las zonas núcleo de las iniciativas holandesa o belga, se identifican de acuerdo a tres tipos de criterios:

- *Criterios de selección:* representatividad, relevancia ecológica, estabilidad ecológica interna (grado de madurez), tamaño y forma.
- *Criterios de localización:* posición geográfica, papel en la protección del suelo y de los recursos hídricos, etcétera
- *Criterios de aplicación:* existencia de protección legal, etcétera

Los corredores se seleccionan en función de su capacidad para permitir la dispersión de especies, la presencia de rutas de migración y de su contribución como hábitats para especies que viven en zonas núcleo.

Las áreas para el desarrollo de la naturaleza tienen un papel triple: como función de conservación, se seleccionan aquellas zonas con potencialidad para ser zonas núcleo, como áreas de amortiguación para proteger a las zonas núcleo o a los corredores de perturbaciones antrópicas, o como áreas a restaurar a través de la recreación de paisajes.

La red se configura como un sistema jerárquico, donde cada elemento pertenece a uno de los diferentes niveles. Esto implica una cascada de prioridades desde los niveles más altos a los más locales. De esta jerarquía pueden deducirse distintos requerimientos para la gestión de los usos del suelo y de la conservación de la naturaleza.

Recientemente se ha evaluado la aplicación del proyecto de constitución de la red ecológica en un proyecto coordinado por la UICN. Se da por cumplido el propósito de definición de la red con la identificación de los territorios indispensables para el funcionamiento de la red de acuerdo con los criterios establecidos internacionalmente, así como la descripción de las zonas núcleo y de los corredores. Todo ello se ha realizado a escala 1:500.000. Los resultados obtenidos del proceso de diseño de la red han sido:

1. Producción de mapas de distribución con información sintética de grupos de especies amenazadas.
2. Digitalización de mapas clave para la propuesta de la red ecológica.
3. Evaluación del sistema de espacios protegidos actual existente.
4. Evaluación del sistema actual suprarregional de STEE (sistema territorial de estabilidad ecológica). La propuesta de la red se basó en el STEE existente. Todos los biocentros están considerados en la nueva red bien como zonas núcleo, como corredores o como áreas de restauración.
5. Propuesta sintética de la red ecológica.

En los próximos años se deben reforzar los siguientes aspectos:

- Protección legal para todas las zonas núcleo y los corredores ecológicos. La propuesta incluye varias zonas núcleo que no son parte de ningún área protegida.
- Seguimiento del estado de las zonas núcleo. Muchas zonas núcleo están amenazadas por impactos relacionados con nuevas condiciones económicas y la consecuente intensidad en el uso de los recursos naturales.
- Elaboración de modelos de desarrollo sostenible. No todas las zonas núcleo podrán tener un estatus de máxima protección. Es preciso desarrollar modelos que consideren los aprovechamientos forestales, agrícolas, el recreo y el turismo, la gestión de los recursos hídricos y el transporte.
- Ampliar el debate sobre la propuesta de la red entre instituciones gubernamentales y no gubernamentales. La evaluación de la propuesta debe permitir la definición más precisa de los límites de las zonas núcleo, la revisión de las categorías asignadas a algunas zonas y la posible inclusión de más áreas de restauración.

Fuentes de información: Miklós, 1989; Sabo y otros, 1996.
<http://www.fns.uniba.sk/zp/iucn/eng/projecky/econet/conclu.htm>

6.1. Situación en el Estado español

El concepto de red en España tiene hoy por hoy un carácter más administrativo que territorial o funcional. La posibilidad de constituir una red estatal de conservación fue esbozada en el marco de EECONET (Pineda y otros, 1991b), estableciéndose los principios y propuestas para el caso de la Comunidad de Madrid (Múgica y otros, 1996b). Recientemente se han empezado a incorporar, aunque en distinto grado, los principios de conectividad frente a la fragmentación del territorio en las políticas de conservación de distintas comunidades autónomas. Diversas circunstancias han propiciado esta nueva situación. Por un lado, la mayoría de las regiones (excepto Madrid, La Rioja y Cantabria) han desarrollado sus leyes de espacios naturales en los últimos 10 años.

Existen ya algunas iniciativas interesantes en las que encontramos un respaldo legal para la protección de estructurales lineales, como el caso Extremadura, donde su Ley 8/1998 de conservación de la naturaleza y de espacios naturales establece como figura de protección los corredores ecológicos y de biodiversidad. El artículo 22.1 de la citada Ley entiende como tales *“elementos del paisaje de extensión variable cuya disposición y grado de conservación general revisten primordial importancia para la fauna y flora silvestres, ya que permiten la continuidad espacial de enclaves de singular relevancia para aquella...”*.

El artículo 22.2 dice que *“la estructura lineal y continua de estos elementos o su papel de puntos de enlace resultan esenciales para la migración, la distribución geográfica y el intercambio genético de las especies silvestres. Así, podrán ser declarados Corredores Ecológicos y de Biodiversidad, entre otros, los cursos y masas de aguas y sus zonas ribereñas, las cadenas montañosas, las masas de vegetación, las zonas de llanura y los sistemas tradicionales de deslinde de los campos, así como los estanques o los sotos, cuando con tal declaración se permita una vertebración más coherente y una implantación más afianzada de la Red de Espacios Naturales Protegidos de Extremadura y de su biodiversidad”*. Estos espacios deben además tener un Plan Rector de Uso y Gestión, según establece el artículo 49.2. Por el momento sólo se ha declarado un espacio bajo esta figura, el Río Alcarrache por Decreto 105/2001, y está en fase de tramitación el Río Tietar.

La misma ley reconoce otra figura interesante, los corredores ecoculturales, reconociendo particularmente el papel de las cañadas y otras vías pecuarias como

estructuras culturales de interés para la conservación de la naturaleza (Artículo 26). Por el momento no se ha declarado ningún espacio bajo esta figura.

Otra oportunidad reciente para revisar la situación existente ha sido la elaboración de las correspondientes Estrategias de Biodiversidad. El caso de Navarra ilustra la reciente integración del sistema de áreas protegidas en una Estrategia de Conservación de la Biodiversidad. En dicha Estrategia, aprobada en 1999, se ha dado un gran peso a la estructuración de las áreas protegidas como elemento crucial para garantizar la conservación de la diversidad biológica *in situ*. La Estrategia establece una serie de objetivos, planes, programas y acciones encaminadas para dotar a Navarra de un sistema de espacios protegidos coherente, estructurado y funcional.

Finalmente, el proceso de selección de lugares de importancia comunitaria para su incorporación a la Red Natura 2000 ha supuesto un potencial, que algunas regiones como Navarra han aprovechado, para incorporar los principios de una red ecológica coherente y funcional.

El diseño y aplicación de los incipientes sistemas de espacios o redes se está abordando desde distintas aproximaciones. Desde el desarrollo de instrumentos de planificación orientados a la integración en la planificación territorial y urbanística, hasta la utilización del Plan de Ordenación de los Recursos Naturales, o el desarrollo de proyectos específicos de conexión territorial, como el proyecto de L'Anella Verda impulsado por la Diputación de Barcelona para la creación de un cinturón verde alrededor del área metropolitana de Barcelona, y que trata de consolidar la protección de un continuo de más de 150.000 hectáreas (Maza y Castell, 2000).

Se asume que el buen funcionamiento de un sistema de áreas protegidas pasa por su integración en la planificación territorial, aunque sin perder sus características propias como piezas fundamentales en la conservación de los recursos naturales. Los Planes de Ordenación de los Recursos Naturales, recogidos por primera vez en la Ley 4/89 de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres como un potente instrumento de planificación para ordenar actividades situadas fuera de los límites administrativos de los espacios protegidos, podrían haber sido buenas oportunidades para el diseño de un sistema de espacios protegidos con los instrumentos de planificación existentes. Sin embargo, en muy pocos casos se han utilizado para ordenar los recursos naturales en general, circunscribiéndose a los límites de las áreas protegidas.

El caso más consolidado de integración de la planificación de los espacios naturales en la planificación del territorio lo encontramos en Cataluña. El PEIN,

Plan de Espacios de Interés Natural, fue aprobado en 1992 y establece un sistema estructurado orientado a asegurar el funcionamiento de la red de espacios.

En los próximos años es previsible que otras regiones se incorporen a este proceso. Andalucía, un territorio de más de 8.700 hectáreas donde cerca del 20% está legalmente protegido y donde gran parte de los planes de gestión se han desarrollado en los últimos años, está elaborando la Estrategia de la Red como reflejo de la necesidad de garantizar la coherencia ecológica.

El caso de Navarra

La elaboración de la Estrategia ha permitido evaluar las deficiencias de la actual red de conservación, detectándose tres aspectos clave:

- No incluyen una muestra representativa de todos los hábitats y especies silvestres presentes en Navarra y de interés para la conservación.
- Se trata de una red con numerosos espacios de dimensiones muy reducidas lo que dificulta su gestión y los hace muy vulnerables a las actividades de su entorno.
- Actúan como islas al estar desconectados entre sí.

El proceso de selección de los Lugares de Interés Comunitario se ha aprovechado como una oportunidad para avanzar en la constitución de estructura natural coherente, sostenible y representativa del patrimonio natural de Navarra.

La futura red deberá estar constituida por:

- *Núcleos* o áreas prioritarias para la conservación, áreas incluidas en la propuesta de lugares de interés comunitario. Previsiblemente formarán parte de la Red Natura 2000 europea.
- *Áreas de protección periférica* para los pequeños espacios que no hayan quedado inscritos en áreas más extensas y puedan verse afectados por las actividades de las áreas adyacentes.
- *Nodos* o áreas sensibles para la conservación. Estas áreas tienen una o varias de las siguientes características: grado bajo de humanización; situadas entre áreas prioritarias de conservación o en sus terrenos adyacentes formando zonas de amortiguamiento; albergan sistemas extensivos de aprovechamientos agrarios o forestales no competitivos en término de mercado pero que generan importantes bienes y servicios ambientales; son zonas de paso, escala y refugio para flora y fauna; configuran ensanchamientos dispuestos a lo largo de corredores ecológicos;

tienen un alto potencial para la conservación con bajos costes de restauración; están situadas sobre terrenos de propiedad privada o comunal. Para estas áreas se están diseñando medidas de conservación de carácter voluntario que puedan ser financiadas mediante el Plan de Desarrollo Rural, entre otras las medidas agroambientales o las ayudas a la reforestación de tierras agrarias o a la silvicultura.

- *Corredores biológicos* que conecten las áreas de conservación. Son estructuras paisajísticas que muestran una clara direccionalidad natural y refuerzan la conectividad entre otras áreas de la red. Son sistemas extensivos de aprovechamiento de recursos naturales que contienen hábitats afines a los existentes en las áreas de conservación que conectan y discurren en muchos casos sobre dominio público. Su función es favorecer los desplazamientos de las especies y la comunicación entre los espacios de la red, evitando así el aislamiento de sus poblaciones. También cumplen una importante función como hábitat complementarios o como refugios en áreas muy transformadas por la actividad humana. Su estructura es muy variable no teniendo por qué ser continua. De esta manera algunos corredores tienen estructura escalonada o reticulada.
- *Puntos rojos*, elementos naturales relevantes de reducidas dimensiones y aislados que han quedado fuera de la red pero importantes para el mantenimiento de procesos ecológicos (por ejemplo puntos de carga y descarga de acuíferos), el desarrollo de fases concretas de los ciclos vitales de algunas especies (lugares de freza para peces y anfibios por ejemplo) o por albergar hábitats o comunidades naturales cuya reducida extensión es una característica inherente (vegetación halófila ligada a cursos estacionales de agua o suelos encharcables). Incluye asimismo lugares singulares con valores científicos o paleontológicos.

Esta estructura permitirá avanzar de lo que fue un catálogo de espacios protegidos hasta un sistema interconectado dotado de coherencia interna. Esto implica que cada lugar participa en el equilibrio y funcionalidad de todo el entramado natural. Igualmente, esta red debe dotarse de coherencia externa, es decir, integrarse en el resto del territorio, lo que supone entre otras cosas su necesaria compatibilidad con otras redes de sistemas generales como es el caso de la red viaria, de riegos o de otras infraestructuras.

Fuentes de información: García-Fernández Velilla, 2001, Gobierno de Navarra, 2001.

El caso de Cataluña

El PEIN constituye un plan territorial sectorial encuadrado en el Plan Territorial de Cataluña, aprobado en 1995, del que se convierte en un instrumento de desarrollo, de forma que sus determinaciones tienen carácter vinculante para todos los demás instrumentos de planificación física. Dentro del PEIN se encuentran también los espacios naturales de protección especial (Parques Naturales, Reservas, etcétera), asegurando así una integración de todas las áreas protegidas.

Los criterios inspiradores del PEIN recogen las recomendaciones internacionales de la Conferencia de Río de Janeiro en términos de representatividad de la diversidad de los sistemas naturales. Pero además hace explícito el objetivo de establecer una red de espacios biológicamente coherente y técnicamente operativa, articulándola eficazmente con el resto de instrumentos de planeamiento territorial, sectorial y urbanístico. Así mismo recoge la necesidad de integrar las actividades agrarias y tradicionales sostenibles y la difusión de prácticas ambientalmente adecuadas para contribuir a la mejora rural y evitar el despoblamiento.

En la primera fase de selección y delimitación de espacios se tomaron como criterios básicos la diversidad y representatividad de los hábitats, tomando como criterios complementarios la fragilidad y la singularidad. Para las especies se consideraron los criterios de amenaza, vulnerabilidad y rareza. Todos estos criterios se aplicaron sistemáticamente a las regiones fisiográficas previamente definidas. En una segunda fase se abordó el tratamiento individualizado de cada espacio, llegando a un diagnóstico no sólo de los aspectos naturalísticos y socioeconómicos de interés, sino de los impactos o factores de riesgo actuales o previsibles. A partir de este diagnóstico se identifican las actuaciones que pueden adoptar forma de normas particulares o actuaciones preventivas que serán recogidas en el programa de desarrollo del plan.

Uno de los documentos del Plan es el Programa de Desarrollo, donde se concretan las actuaciones necesarias para cada uno de los espacios, tanto en el contexto general como individualmente, así como los recursos anuales necesarios para hacer efectivas las medidas. Este Programa debe ser revisado cada cuatro años. En las Normas del Plan se establece la constitución de una comisión de seguimiento del PEIN que tendrá por objeto coordinar las acciones de ejecución y seguimiento y preparar las revisiones del Programa.

El PEIN identifica un total de 144 espacios que suman cerca de 655.000 hectáreas, lo que representa cerca del 21% de la superficie de Cataluña. Los espacios naturales protegidos están asociados a un plan especial de protección, mediante el cual se establecen normas de protección y de ordenación del territorio. A fecha de 2001, 112 de los espacios cuentan ya con planes. En 12 casos se trata de planes anteriores a la fecha de aprobación del PEIN, 51 están aprobados definitivamente y 49 están en avanzado curso de tramitación.

La calidad metodológica del proceso de diseño y puesta en marcha del PEIN aporta un marco muy interesante para otras regiones de nuestro ámbito. Los retos a superar para su eficaz aplicación, relacionados en gran medida con el necesario apoyo político y social y con la aportación de recursos humanos y materiales, se pusieron de manifiesto en unas jornadas organizadas en 1998 para reflexionar sobre la marcha del PEIN cinco años después de su aprobación. Dado que no se trata de un plan finalista, sino del inicio de un proceso que se desarrolla en un contexto de la gestión ambiental y de la ordenación del territorio, hay que asumir la aparición de conflictos con otras políticas sectoriales y preparar mecanismos de coordinación que ayuden a superar estos problemas.

Fuentes de información: Generalitat de Catalunya, 1996; Pintó y Vila, 1998; Mallarach, 1998b.

6.2. Situación en Andalucía

La región andaluza posee un patrimonio natural de gran importancia relativa en el contexto nacional y europeo. Su situación geográfica entre el Mar Mediterráneo y el Océano Atlántico, y entre los continentes europeo y africano, ha contribuido a forjar una cultura rural que, hasta épocas muy recientes, ha sabido mantener una elevada diversidad biológica y paisajística en el territorio.

Esta cultura rural, basada en una explotación equilibrada de los recursos, ha modelado en el territorio andaluz un paisaje heterogéneo, donde sistemas mixtos silvopastorales y sistemas agrícolas tradicionales han permitido la persistencia de una notable riqueza de especies, comunidades biológicas y ecosistemas, consecuencia del mantenimiento de mosaicos espaciales y temporales conectados a manera de reticulado espacial por setos, sotos y bosques islas, entre otros.

Sin embargo, en la actualidad el territorio andaluz sufre un proceso de cambios coyunturales en el que adquiere relevancia la dialéctica entre los aprovechamientos y procesos productivos tradicionales y contemporáneos. La situación heredada del *boom* económico de los años 60, en la que se modificaron las condiciones de mercado de los productos tradicionales, y que motivaron el progresivo abandono de las actividades tradicionales en el mundo rural, las sucesivas crisis ganaderas derivadas de la peste porcina africana o de la reciente encefalopatía espongiiforme, una política agraria favorable al desarrollo de técnicas de producción intensiva, y un elevado desarrollo de las infraestructuras de comunicaciones en todo el ámbito rural, han desencadenado un proceso importante de simplificación del paisaje andaluz. La principal implicación de esta progresiva homogeneización del paisaje se traduce en una pérdida gradual de la diversidad biológica y de los hábitats que la propia cultura rural tradicional había creado y mantenido de forma secular (Díaz Pineda, 1998).

En su situación actual, el territorio andaluz evoluciona aceleradamente hacia un desierto de naturaleza en el que se integran, de forma inconexa, paisajes culturales donde a pesar de una creciente fragmentación, aún persiste una relativa diversidad de ecosistemas, especies biológicas y culturas, pero en los que el mantenimiento de los procesos ecológicos se encuentra comprometido debido al efecto del aislamiento progresivo de los mismos.

Sin embargo, las nuevas tendencias en el marco de las políticas de conservación en Andalucía, en consonancia con el elevado patrimonio natural de este territorio, que concentra en el ámbito europeo el mayor número de espacios protegidos, hacen pensar que es posible invertir la tendencia de atomización de las áreas conservadas, y compaginar la conectividad socio-económica y cultural con la conectividad de los procesos ecológicos. En este sentido las mayores oportunidades se encuentran en la materialización de la Estrategia de la Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía (en adelante, RENPA) y de los nuevos planes y programas en materia de ordenación del territorio y conservación del medio natural de ámbitos regional y subregional, así como en la implementación de las nuevas directrices en materia de conservación en el contexto nacional y europeo.

6.2.1. La Estrategia de la RENPA. Hacia una gestión sistémica del territorio protegido andaluz

Desde que en 1989 se aprobara el inventario inicial de espacios protegidos en el territorio andaluz (Ley 2/89), se han ido incorporando nuevos elementos hasta

configurar una red de 127 espacios que, con distintas figuras de protección (Figura 6.2.1), ocupan casi el 19% de la superficie regional.

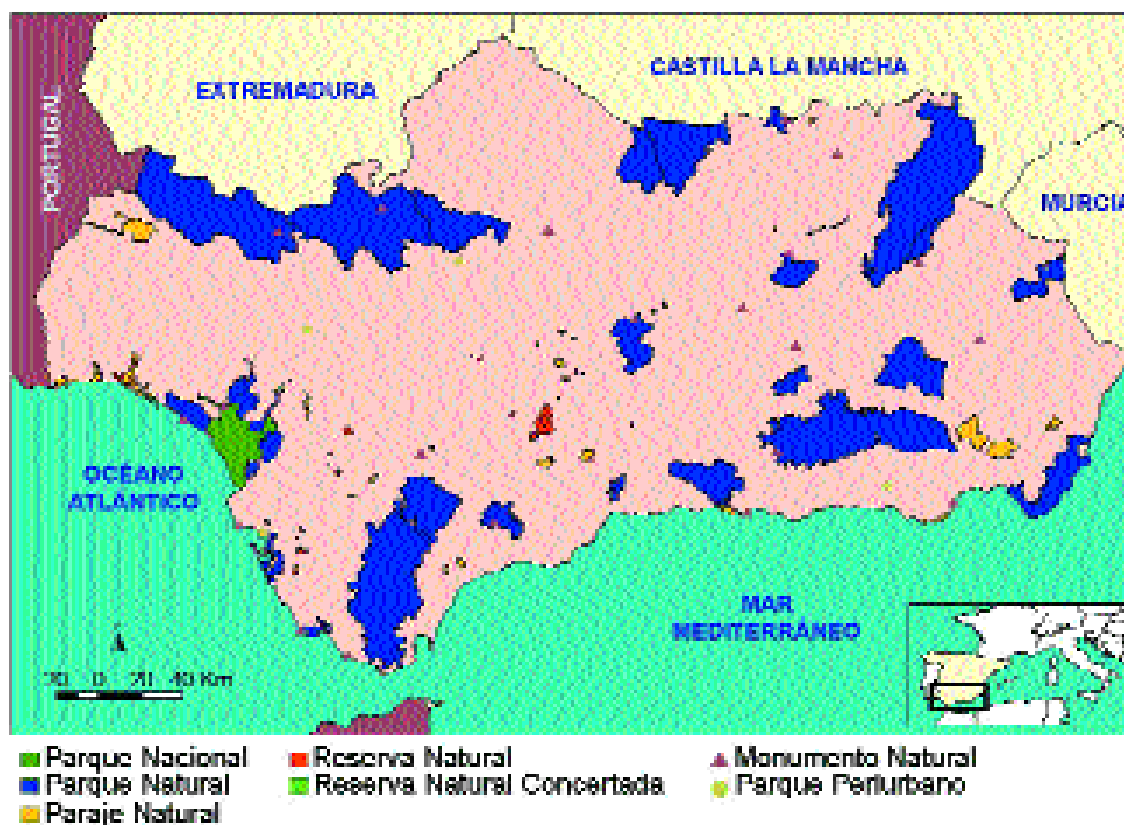


Figura 6.2.1. Espacios naturales incluidos en la RENPA, según las categorías de protección contempladas en la Ley 2/89 de 18 de julio, por la que se aprueba el inventario de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía, y se establecen medidas adicionales para su protección.

En sus orígenes, la Red de Espacios Naturales Protegidos se caracterizaba por la gestión unitaria de sus elementos constituyentes, no contemplando el concepto de red o sistema. Sin embargo, la importancia y complejidad actual del patrimonio protegido andaluz, unida a las nuevas corrientes conceptuales que dominan el panorama internacional en materia de conservación y gestión de las áreas protegidas, han impulsado y favorecido el desarrollo de una nueva estrategia, la Estrategia de la RENPA, enfocada al establecimiento de una red ecológica y económica que pueda ser gestionada y planificada a nivel sistémico, y en la que se

considere además de los propios espacios protegidos, las conexiones entre los mismos y la matriz socioeconómica y ambiental en la que se integran.

En este contexto, la RENPA contempla la ordenación racional de una parte del territorio andaluz para lograr la preservación de sus sistemas, terrestres y marinos, y el desarrollo sostenible de grandes áreas. Se define como la suma de los espacios protegidos y sus conexiones, organizándose en una estructura de malla funcional, a la que se pueden interconectar futuros espacios protegidos, y cuya gestión se realiza de forma unitaria e integrada.

El diseño de esta Estrategia se ha basado desde el punto de vista conceptual en la disciplina de la ecología del paisaje, planteando un modelo de gestión que exceda los límites de los espacios protegidos, basado en el conocimiento de los procesos ecológicos claves que determinan el funcionamiento de los sistemas naturales protegidos o protegibles.

Para la estructuración de la Estrategia y consecución del proceso se han establecido las siguientes fases:

- *Etapa previa:* Comunicación y participación del proceso estratégico
- *Fase I:* Diagnóstico de la RENPA
- *Fase II:* Desarrollo e implementación de la trama conceptual
- *Fase III:* Proyectos de demostración

Entre los documentos de referencia que se han utilizado para el desarrollo e implementación de la trama conceptual adquiere especial relevancia el Plan de Acción elaborado por Europarc-España para los espacios naturales protegidos del estado español (2002). En este documento, en el que se pone de manifiesto la necesidad de integrar las áreas protegidas en la planificación del conjunto del territorio, y de incorporar elementos para la conectividad territorial, se aportan una serie de recomendaciones para la consecución de un sistema eficaz de conservación de áreas protegidas. En esta línea, la estrategia de la RENPA ha asumido gran parte de estas recomendaciones en su aproximación metodológica, y se han abordado diversas acciones de relevancia para su materialización en el correspondiente Plan de Acción. Por otro lado, el diagnóstico de la RENPA se basa en un análisis DAFO de la situación actual del patrimonio protegido de Andalucía en relación a la planificación, recursos, funcionamiento administrativo, gestión y poblamiento. Este diagnóstico, que parte de una ecorregionalización del territorio andaluz, pretende servir como punto de referencia para la elaboración de los planes de orde-

nación y gestión de la Red en su conjunto, así como establecer un marco sólido de referencia para poder valorar en un futuro las tendencias generales de la Red y de los distintos tipos de espacios naturales que la configuran.

En el marco de esta Estrategia, el Plan Andaluz de Humedales (PAH) adopta igualmente como trama conceptual la gestión de ecosistemas. Su fin operativo es prevenir y conservar la integridad ecológica de los humedales, así como intentar restaurarla en todos aquellos casos en los que haya sido degradada o destruida. Reconoce, por un lado, que la contribución de la biodiversidad al funcionamiento de los humedales no es solamente derivada del número de especies presentes, sino también del papel ecológico que juega cada una de ellas, y por otro lado, la necesidad de gestionar estos ecosistemas directa o indirectamente, a distintas escalas espacio-temporales. Desde el punto de vista de la gestión, el PAH contempla tres niveles fundamentales de referencia: la red y el complejo palustre, el humedal junto con su cuenca superficial o subterránea y los ecosistemas de rango menor dentro del humedal (pradera de macrófitos, fondos arenosos, cinturón de helófitos, etc.) (Figura 6.2.2). El Complejo Palustre incluye el conjunto de humedales que, condicionados por su caracterización morfogenética, funcionan como un sistema. La Red Palustre, estaría constituida por nudos (humedales) y conexiones definidas por el flujo biológico establecido por las aves acuáticas. Desde el PAH los flujos migratorios y los desplazamientos de las aves acuáticas no sólo son importantes para la conservación de sus poblaciones, sino también para la de otros grupos de organismos, así como para el mantenimiento de la integridad ecológica de algunas de las tipologías de humedales. De esta forma los humedales que comparten estos flujos biológicos dejan de ser entidades discretas para formar parte de una red.

Por otro lado, y enmarcado en la Estrategia de la RENPA, el Plan de Acción para las Áreas Marinas Protegidas de Andalucía se basa en el reconocimiento de la heterogeneidad espacial de los hábitats marinos y en la necesidad de preservar la estructura y funcionalidad de los ecosistemas en su globalidad, mediante la conexión de las áreas marinas protegidas en redes de ámbito ecorregional.

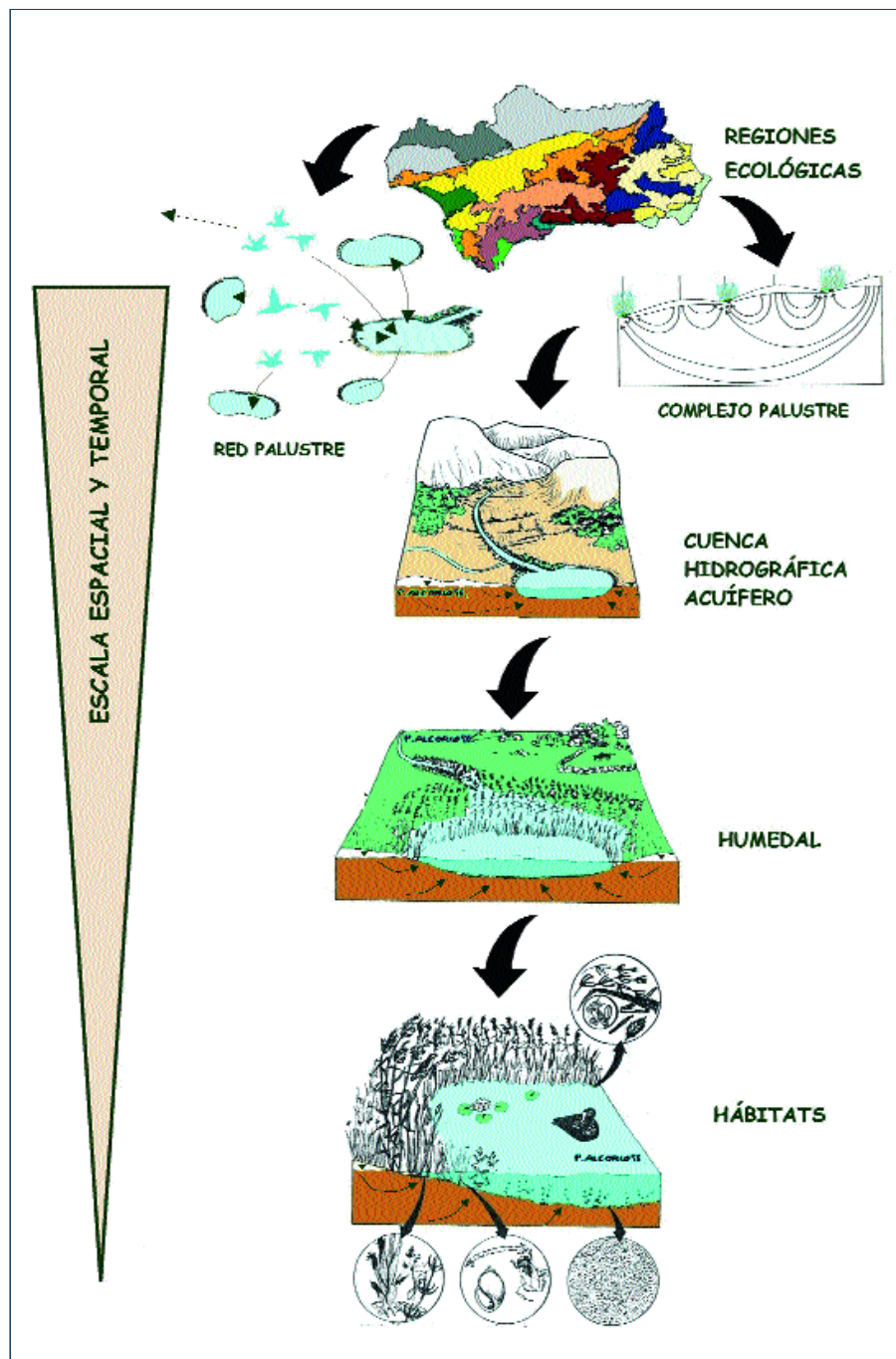


Figura 6.2.2. Jerarquía de las unidades interdependientes de análisis y gestión consideradas en el PAH. Partiendo de una escala amplia relacionada con una determinada unidad biofísica homogénea dentro de la regionalización ecológica de Andalucía se llega hasta la de más detalle, hábitat o microhábitat. Entre estos extremos el Plan de Acción desarrolla medidas de gestión a nivel de Red, Complejo, Cuenca y Cubeta. Dependiendo del tipo ecológico de humedal y el problema a abordar se considera uno o más niveles de actuación. (Fuente: Plan Andaluz de Humedales, inédito)

6.2.2. Oportunidades para la integración territorial de los espacios protegidos de Andalucía. Los planes de Ordenación territorial de ámbito regional y subregional.

Uno de los aspectos claves en la gestión sistémica del patrimonio protegido, como ya se ha indicado anteriormente, es la integración de las áreas protegidas en la planificación del territorio. En este sentido, el nuevo modelo territorial contemplado en el Plan de Ordenación del Territorio de Andalucía (POTA) ofrece una de las mejores posibilidades de alcanzar dicha integración. Dicho modelo considera la trama de relaciones ecológicas que definen el territorio, y en consecuencia incorpora la base ecológica como referente necesario para el conjunto de estrategias de articulación territorial, integración económica y sostenibilidad del desarrollo socioeconómico. Entre otros, contempla como acción estratégica la configuración de un Sistema de Protección Regional (SPR) de recursos culturales y naturales de interés territorial, mediante la integración de los elementos de protección en redes coherentes e interconectadas. El SPR estaría integrado por la Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía, las futuras Zonas Especiales de Conservación de la Red Natura 2000, los Suelos No Urbanizables de Especial Protección delimitados tanto por el Planeamiento Urbanístico municipal como por los Planes Especiales de Protección del Medio Físico y algunos ámbitos de interés cultural. Su objetivo final es crear en el territorio andaluz un sistema integrado de relaciones ecológicas, culturales y recreativas. Estas interrelaciones y conexiones se intentan desarrollar a través de corredores ecológicos y culturales empleando, especialmente, los cursos fluviales y las vías pecuarias. En este sentido, la materialización del POTA constituirá a medio plazo una de las mayores fortalezas en la mejora de la conectividad entre los espacios protegidos, y entre estos y la matriz ecológicamente no neutra donde se integran, así como en el establecimiento de zonas de amortiguación entorno a las áreas protegidas de Andalucía. Por otro lado, los Planes de Ordenación de ámbito subregional, algunos de ellos ya en fase de información como el de Doñana o el de Bahía de Cádiz, incorporan entre sus objetivos generales la preservación de los espacios con valores medioambientales, paisajísticos y culturales, y garantizan el aprovechamiento de las potencialidades existentes de acuerdo con los objetivos fijados en los Planes de Ordenación de Recursos Naturales y Planes Rectores de Uso y Gestión de los espacios naturales protegidos en su ámbito territorial.

6.2.3. Nuevas potencialidades para mejorar la conectividad de la RENPA.

En la consecución de un sistema de planificación de áreas protegidas, tan importante como la consideración de los propios espacios núcleos de conservación y la permeabilidad con la matriz ambiental circundante, es imprescindible favorecer la conectividad entre los distintos elementos que configuran la red de conservación.

La idea de crear una Red de Corredores Ecológicos en Andalucía, como herramienta para la integración de los espacios protegidos desde el punto de vista administrativo y natural, comienza a gestarse coincidiendo con la nueva concepción conservacionista que considera la interconexión entre los espacios protegidos como una de las medidas más eficaces para la preservación de los valores protegidos. El entramado de cañadas reales, cordeles y veredas que integran la Red Andaluza de Vías Pecuarias, 24.015 Km sin incluir aquellos tramos discontinuos ni los solapados con infraestructuras o los incluidos en núcleos urbanos, constituyen uno de los elementos del territorio con mayores potencialidades de articular y configurar esta red de conectores espaciales entre los espacios de la RENPA.

La función ecológica de las vías pecuarias ha sido ampliamente destacada en la legislación básica y en el Reglamento andaluz que la desarrolla. Ambos cuerpos normativos, se refieren a las vías pecuarias como elementos esenciales para la migración, la distribución geográfica y el intercambio genético de las especies silvestres. En este sentido, el Plan de Ordenación y Recuperación de las Vías Pecuarias de Andalucía, aprobado en marzo de 2001, contempla entre los tres tipos de usos complementarios propuestos el ecológico, asignándoles a estas rutas un papel fundamental como pasillos de dispersión de la fauna y flora entre espacios naturales consolidados administrativamente. En este contexto, se han clasificado 4.899 Km de vías pecuarias de uso ecológico en Andalucía, y se han establecido una serie de recorridos apoyados en la red de vías pecuarias que unen áreas de distribución discontinua de especies emblemáticas o bien áreas naturales bien conservadas, entre las que se incluyen los espacios de la RENPA y los espacios propuestos por la Junta de Andalucía como Lugares de Interés Comunitario.

Entre las principales actuaciones que se están realizando para dotar de una funcionalidad ecológica a estos elementos del paisaje destaca el Corredor Verde Dos Bahías (88.5 Km), integrado por 12 vías pecuarias, en el que se están llevando a

cabo trabajos de revegetación de márgenes y de restauración paisajística en los tramos más degradados. Su principal objetivo es servir de nexo territorial entre los parques naturales Bahía de Cádiz y Los Alcornocales, y el Paraje Natural Marismas del Río Palmones, tanto desde el punto de vista natural como socioeconómico.

A pesar de no estar clara la funcionalidad real de las vías pecuarias como corredores lineales en ambientes mediterráneos muy transformados, en los que en la mayoría de los casos la escasa anchura de la vegetación de borde no permite la dispersión de los componentes biológicos entre áreas protegidas distantes, las funciones ecológicas derivadas de su carácter reticular aportan madurez y calidad natural al territorio (Gómez Sal, 2001). En este contexto, la persistencia en los elementos de la Red de manchas relictas de vegetación natural, y la coincidencia con otros elementos naturales del paisaje, lineales y discontinuos, aportan heterogeneidad y conectividad al paisaje.

Junto al Plan de Ordenación y Recuperación de las Vías Pecuarias de Andalucía, el gobierno andaluz ha puesto en marcha otras iniciativas para favorecer la diversidad del paisaje rural, y en consecuencia mejorar la trama de conexiones entre espacios naturales y naturalizados. Entre estas iniciativas destaca la puesta en marcha, conjuntamente con el Comité Andaluz de Agricultura Ecológica, de uno de los objetivos contemplados en el Plan Forestal Andaluz (1989), la diversificación del paisaje rural mediante la conservación y recuperación de enclaves forestales en zonas agrícolas. Las medidas emprendidas para restaurar y mantener el patrimonio natural que representan los elementos naturales que tradicionalmente se encontraban integrados en la matriz agraria, setos, sotos, arboledas y bosques isla, se han abordado implicando directamente a los propietarios de los terrenos agrícolas. En este sentido, la administración andaluza actúa como administración asesora, aportando los ejemplares vegetales y el asesoramiento técnico necesario para la diversificación del terreno de cultivo.

La conectividad ecológica en el marco del Proyecto del Corredor Verde del Guadiamar

El Proyecto del Corredor Verde del Guadiamar, impulsado por la Junta de Andalucía como respuesta al accidente ocurrido en las minas de Aznalcóllar en 1998 (Consejería de Medio Ambiente, 2001) pretende, por un lado, restaurar la funcionalidad ecológica y el equilibrio dinámico del sistema hidrológico en la cuenca del Río Guadiamar desde una aproximación ecosistémica, y por otro, contribuir a mejorar la calidad de vida de los habitantes de su cuenca.

El proyecto, desarrollado a partir de las bases establecidas en la Estrategia del Corredor Verde del Guadiamar, se enfoca, entre otros, al restablecimiento de la conectividad natural que aportaba el río y su ribera entre la Sierra Morena y el litoral de Doñana. Se articula a través del propio cauce, e incorpora en su diseño otros elementos de conectividad en el territorio tales como setos, vías pecuarias, afluentes, que incrementan los flujos vectoriales de materia y energía entre el litoral y la sierra. En último término, el proyecto pretende ser una herramienta para el desarrollo de la RENPA, y servir como proyecto demostración sobre la planificación integrada de cuencas mediterráneas que pueda ser exportada a otros sistemas fluviales de la región.

Se desarrolla a través de cuatro grandes líneas de trabajo: i) *Seguimiento, control y remediación de la contaminación*; ii) *Diseño del Corredor Ecológico*; iii) *Restauración ecológica* y iv) *Integración entre los sistemas naturales y humanos*. El desarrollo de cada una de estas líneas se realiza a partir de programas de actuación específicos basados en los resultados generados a través del Programa de Investigación del Corredor Verde (PICOVER). Por otro lado, se ha establecido, desde el inicio del proyecto, un programa de seguimiento para cada uno de los lineamientos, como herramienta de evaluación de la efectividad de las medidas puestas en marcha y como instrumento para modificar y adaptar los objetivos particulares y procedimientos metodológicos en función de la información generada en el proceso.

La restauración de los procesos claves, determinantes de la integridad ecológica del Corredor Verde, se ha establecido en dos fases. Una primera de *restauración activa*, en la que se han eliminado los elementos antrópicos de influencia negativa sobre las características hidrológicas y geomorfológicas en el ámbito de la cuenca, y una segunda fase, basada en la *restaura* -

ción pasiva de los procesos ecológicos mediante un modelo de gestión adaptable.

Las actuaciones emprendidas se han centrado principalmente en la marisma de Entremuros, incluida en el Parque Natural de Doñana y afectada por la acumulación, durante varios meses, de las aguas ácidas del vertido minero, y en las riberas y llanuras aluviales que resultaron afectadas por los lodos contaminantes.

Para la restauración de los ecosistemas de marisma se estableció como marco de referencia la situación existente a comienzos de los años 50, antes de la regularización del río y de la transformación agrícola del valle. Las obras, finalizadas en marzo de 2001, han permitido recuperar su carácter de marisma inundable y han facilitado la recolonización natural del componente biológico característico de estos ecosistemas litorales.

Para la restauración de los ecosistemas de llanura aluvial, se ha tomado como referencia la recuperación del equilibrio dinámico del sistema fluvial, priorizándose el restablecimiento de los procesos a la reconstrucción morfológica del espacio.

En el diseño del Corredor Ecológico (De Lucio *et al.*, 2000; inédito), uno de los aspectos claves que se han tenido en cuenta es la heterogeneidad paisajística y las posibilidades de conexión entre los distintos ecosistemas del entorno, a nivel de cuenca. En una primera etapa se han identificado y caracterizado los componentes lineales del paisaje potencialmente funcionales como corredores ecológicos para las especies focales establecidas en el Proyecto del Corredor Verde del Guadiamar. Un segundo paso ha sido analizar la estructura espacial de estos elementos en el paisaje, mediante el cálculo de la densidad, dispersión, fragmentación y conectividad estructural. Posteriormente, mediante la valoración de los distintos patrones de organización de los elementos lineales en la estructura y funcionalidad del paisaje, se han elaborado modelos espaciales de conectividad funcional, comparando escenarios alternativos. En base a los resultados obtenidos, se han podido priorizar los sectores y los elementos lineales con mayor interés por su localización en puntos sensibles del paisaje, asegurando una continuidad espacial en la dispersión y movilidad de las especies consideradas y en los procesos ecológicos entre la sierra y el litoral, a través de la cuenca del río Guadiamar y del mosaico agrícola. Entre los resultados más relevantes, extrapolables en el contexto mediterráneo, destaca la importancia del factor esca-

la en el diseño del corredor ecológico y la importancia de la restauración de las teselas de vegetación natural asociadas a la matriz agraria en el incremento de la permeabilidad del paisaje, determinando en gran medida la funcionalidad y localización de las rutas de dispersión.

El objetivo final de esta actuación es el mantenimiento de la conectividad ecológica a nivel de cuenca a partir de la implantación de un *corredor verde* que actúe como refugio de las especies silvestres, conecte los distintos hábitats y diversifique el paisaje. La eficacia final dependerá de la mayor o menor conectividad alcanzada entre las distintas teselas del paisaje funcionales desde el punto de vista ecológico.

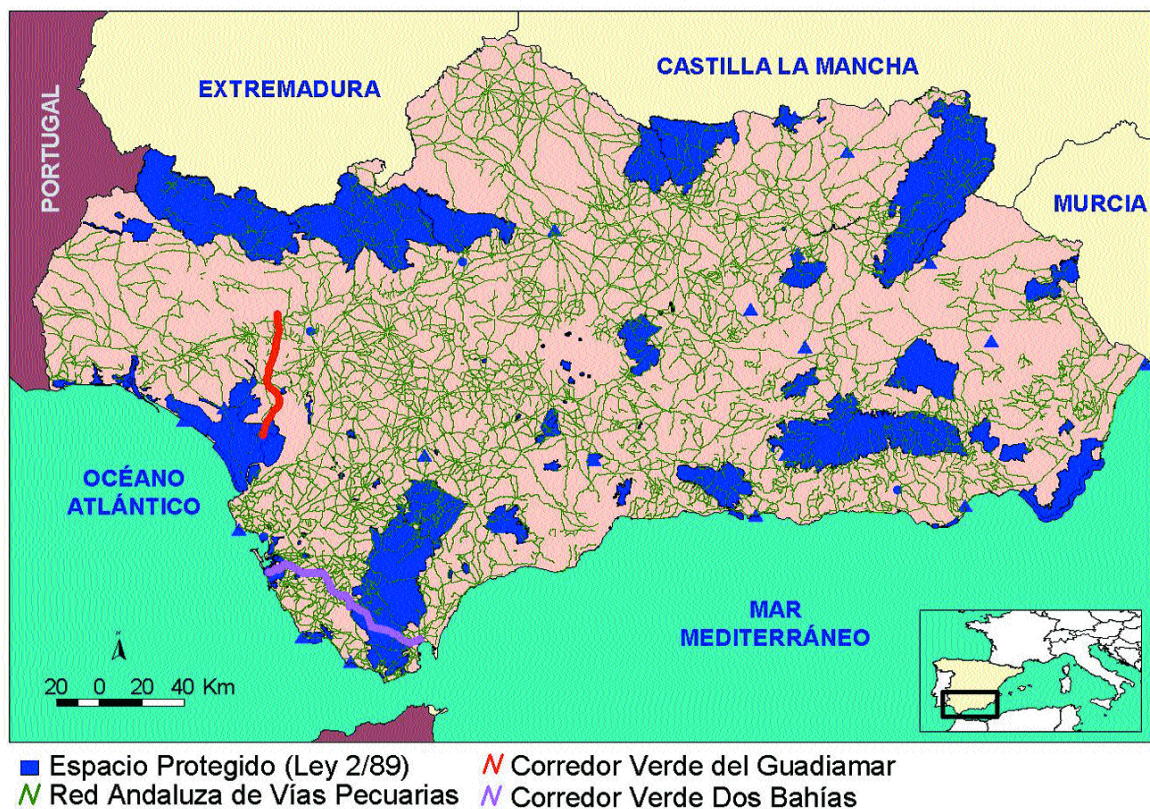


Figura 6.2.3. Dada la elevada densidad y la distribución territorial de Cañadas, Cordeles y Veredas que constituyen la Red Andaluza de Vías Pecuarias, estos elementos del paisaje pueden jugar un papel relevante como favorecedores de conectividad espacial entre los espacios protegidos de la RENPA.

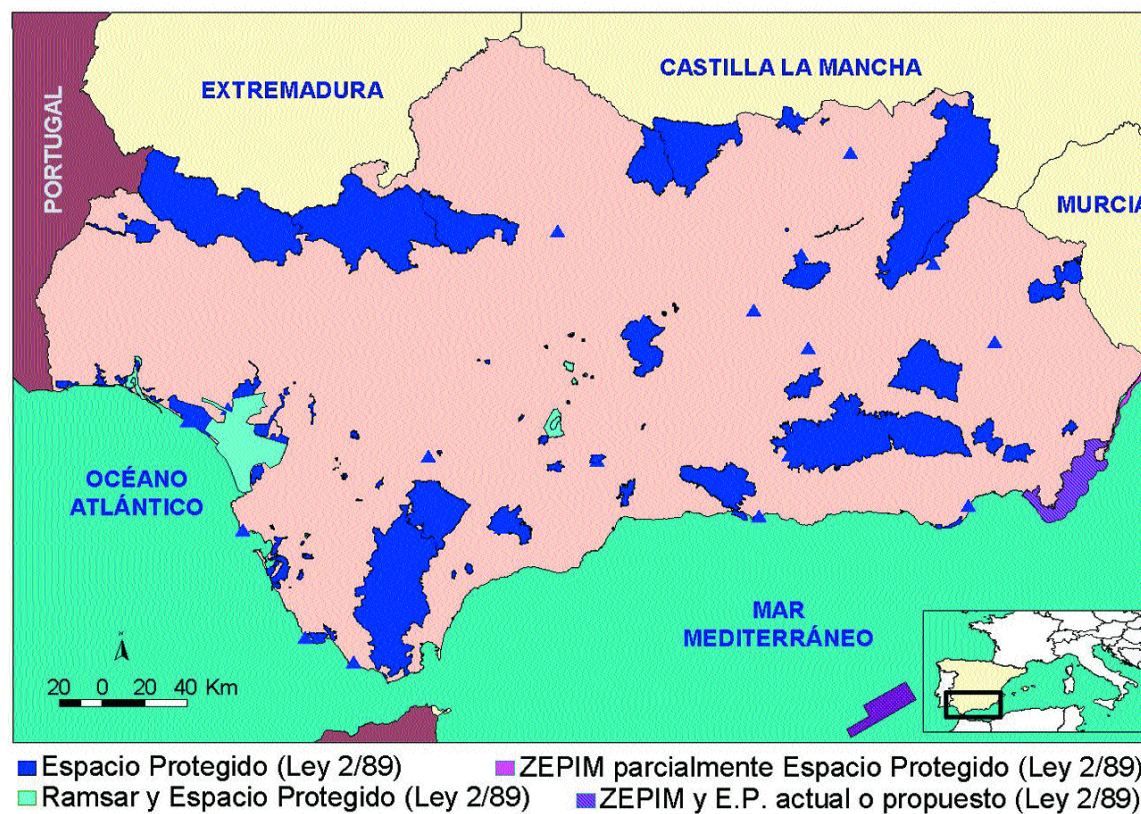
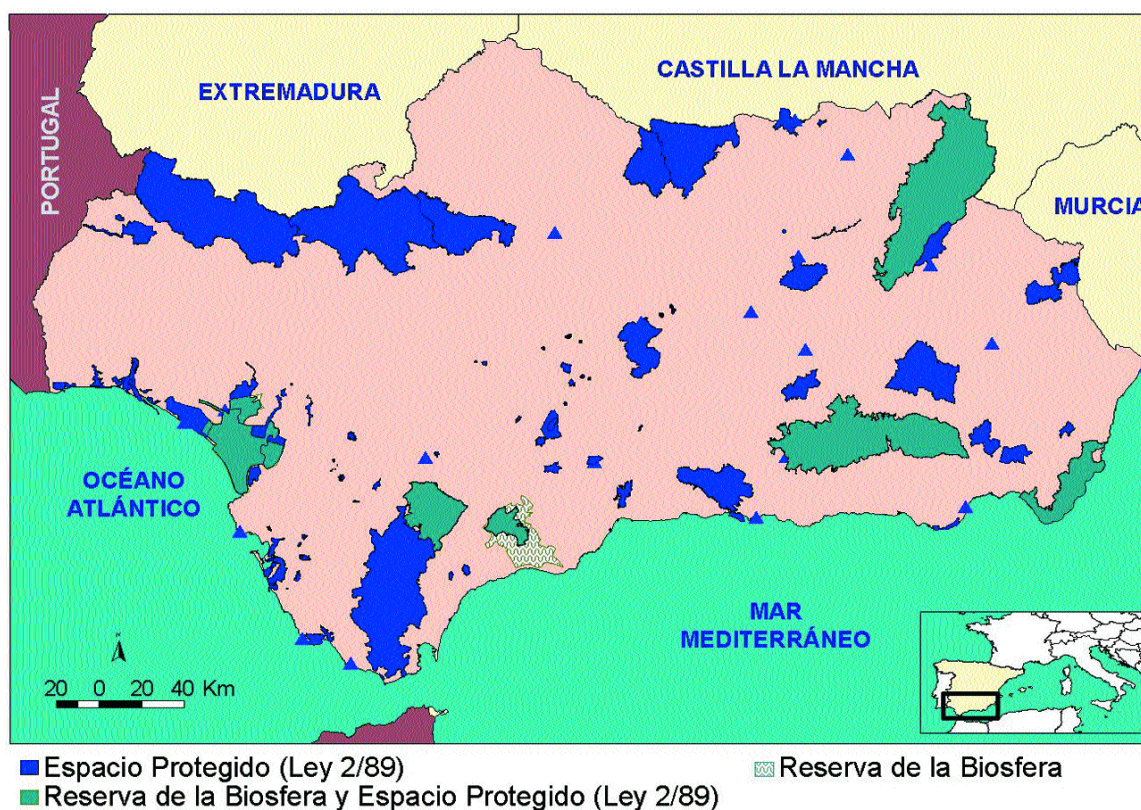
6.2.4. Integración de la RENPA en las redes de conservación internacionales

La Red Andaluza de Reservas de la Biosfera, ejemplos de buenas prácticas humanas en el territorio; la Lista de Zonas Especialmente Protegidas de Importancia para el Mediterráneo (ZEPIM) en Andalucía; las Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA's), así como la propuesta regional de Lugares de Importancia Comunitaria (LIC's) presentan, en su conjunto, una gran coherencia espacial con la actual Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía. Este hecho permite integrar los elementos de las distintas redes de conservación internacionales en el esquema general de protección, planificación y gestión de la RENPA.

Por un lado, de los siete espacios declarados Reservas de la Biosfera por la UNESCO (590.341 ha), dos comparten además las figura de Parque Nacional y Parque Natural, cuatro se ubican mayoritariamente dentro de espacios catalogados como Parque Natural, y uno de ellos, Marismas del Odiel, se corresponde con un Paraje Natural. Del mismo modo, el Parque Natural Cabo de Gata-Níjar o los Fondos Marinos del Levante Almeriense, dos de los tres espacios andaluces incluidos en la Lista de ZEPIM, presentan, en su totalidad o de forma parcial, alguna de las figuras de protección legal contempladas en la Ley 2/89. La Isla de Alborán, el tercer componente de las ZEPIM en Andalucía será además declarado en breve espacio protegido bajo la figura de Paraje Natural. Lo mismo puede decirse de las áreas declaradas o propuestas como de Especial Protección para las Aves, las cuales quedan en su totalidad incluidas en espacios protegidos consolidados administrativamente.

Por otro lado, el 99.4% de los espacios protegidos en Andalucía está integrado en la propuesta actual de Lugares de Interés Comunitario formulada por la Junta de Andalucía en enero de 2001, quedando tan sólo excluida una superficie de 12.398 ha de la RENPA.

En términos de superficie, la propuesta andaluza de LIC's supone un 28.7% de la región, incluyendo 193 espacios y una superficie de 2.586.667 ha, de las cuales 84.178 ha se corresponden con zonas marinas, y en la que el 62% del territorio presenta actualmente alguna figura de protección como Espacio Natural Protegido. La propuesta se configura en más de un 90% en territorios no afectados por infraestructuras o cultivos agrícolas, correspondiéndose el 84% con áreas forestales y naturales, y el 6,8% con zonas húmedas y superficies de agua.





Figuras 6.2.4; 6.2.5. y 6.2.6. La elevada coherencia territorial que existe entre los espacios naturales protegidos según la Ley 2/89 y los espacios andaluces incluidos en las distintas redes de conservación internacionales, favorece la integración de estos últimos en el esquema general de protección, planificación y gestión de la RENPA.

7. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Los espacios naturales protegidos son los instrumentos más utilizados y ensayados por las administraciones públicas de todo el mundo como herramientas para la conservación de la naturaleza. Pueden considerarse por tanto como los territorios sobre los que la sociedad cuenta con más fuerza para imponer un criterio de protección de los procesos ecológicos naturales frente a otros territorios donde prima la explotación y la inversión de energía artificial. Sin embargo, la estructura actual de los espacios protegidos no asegura la necesaria conectividad funcional del conjunto del territorio, por lo que es preciso abordar un nuevo enfoque más integral. Dada la relevancia de la superficie actualmente protegida, así como la experiencia ganada en la última década en la planificación y gestión de estos territorios, cobra sentido el objetivo de iniciar el proceso de constitución de una red o sistema de conservación tomando estos espacios como punto de partida, antes que pretender una planificación excesivamente tecnocrática sin tener en consideración la compleja realidad de la administración multisectorial del territorio y la diversidad de los conflictos de intereses que en él intervienen.

Los nuevos enfoques para la planificación y gestión de los espacios naturales deben contemplar el mantenimiento de los ecosistemas naturales y seminaturales, dando prevalencia al objetivo de la conservación de los bienes y servicios ambientales que proveen a la sociedad, y no sólo a la conservación de especies o espacios singulares o representativos.

Cada vez son más los países que han iniciado el proceso de redefinición de sus sistemas de conservación de la naturaleza. La aproximación de las redes ecológicas supone el paso a una estrategia activa decidida de integración de los objetivos de conservación de la naturaleza en sentido amplio en la planificación del conjunto del territorio. Todas las iniciativas se han desarrollado en respuesta a la intensificación del uso del territorio causada por presiones similares tecnológicas y económicas. La fragmentación del territorio por la ruptura del mosaico paisajístico

debido fundamentalmente a la proliferación de grandes infraestructuras viarias y a la intensificación de los usos del suelo, solo puede ser resuelta a través de la cooperación entre sectores y en el marco de un sistema de planificación integrado.

La atención exclusiva hacia los valores puramente biológicos puede llevar a legitimar la explotación acelerada de zonas que reciben menor atención bajo estos criterios frente a otros más amplios. El desarrollo de las redes ecológicas como estrategia de conservación de la naturaleza implica:

- La integración de los objetivos de conservación en los sectores agrícola, forestal y turístico.
- El desarrollo de instrumentos para su implementación, especialmente a nivel local.
- El desarrollo de proyectos transfronterizos (entre regiones, entre países).
- El intercambio de experiencias y la difusión de resultados.
- El apoyo a programas de investigación transdisciplinares.

La revisión de las experiencias emprendidas en Europa, América y en el Estado español muestra que, en general, todos los planes están en fases incipientes de desarrollo. La mayoría de las iniciativas empezaron a desarrollarse a mediados de la década de los 90. La legislación que recoge el concepto de las redes ecológicas no tiene más de cinco años de antigüedad, y los planes para su desarrollo están aún en las primeras fases de ejecución. Por tanto cobra especial relevancia el intercambio de conocimientos en distintas metodologías e instrumentos. Las principales dificultades con las que se han encontrado los países que han iniciado estas estrategias parecen ser comunes a las políticas de conservación tradicionales:

- Falta de apoyo político y social.
- Oposición de los sectores agrícolas.
- Falta de integración de aspectos socioeconómicos en el diseño de redes.
- Falta de integración de los actores locales en la fase de implementación.
- Falta de presupuesto para propósitos de conservación comparado con los fondos para los sectores productivos.

Frente a estos problemas, las oportunidades descansan sobre la creciente experiencia en planificación a escala regional y local, la existencia de estudios e investigaciones en el campo de la Ecología del paisaje, y el potencial de incrementar la

coordinación entre fronteras administrativas, países, regiones y municipios, así como entre sectores administrativos, comunidades y organizaciones sociales.

Entre las aportaciones de la Ecología del paisaje para el diseño de redes ecológicas destacamos las siguientes:

- La escala de paisaje es la que se ha demostrado más adecuada para afrontar el diseño de este tipo de redes. El mantenimiento de la integridad y de los procesos que soportan bienes y servicios ambientales requiere necesariamente tener en consideración el papel de los diferentes elementos del mosaico territorial y de su configuración espacial.
- Entendiendo el paisaje como una matriz formada por teselas con distinto grado de madurez ecológica que difieren en sus cualidades ambientales y en los organismos que contienen, la red reflejaría el patrón del mosaico natural - seminatural - intensivo - artificial que mejor contribuye a la integridad ecológica. Tendríamos que pensar entonces no tanto en una red constituida como una malla formada por nudos y conexiones, sino en una jerarquía de procesos en el territorio cada uno de los cuales se da en una determinada extensión espacial.
- La fragmentación del paisaje se identifica como una de las principales causas de la pérdida de integridad del paisaje, por lo que las redes de conservación deben tender a minimizar sus efectos.
- La conservación de la heterogeneidad del paisaje tiene una importancia fundamental en el mantenimiento de la integridad y diversidad biológica, y ha de ser un criterio clave en el diseño de redes de conservación.
- Para fomentar la permeabilidad del paisaje debe considerarse el papel de todos los elementos que lo conforman: las teselas, su distribución espacial, los distintos tipos de elementos lineales del paisaje, los corredores discontinuos, así como las barreras existentes (p.ej. grandes infraestructuras, carreteras, embalses, etcétera).
- Los setos y otras líneas de vegetación tienen probada función como corredor biológico, por lo que su inclusión en las políticas de conservación debe considerarse prioritaria.
- En el diseño de una red coherente de conservación toman especial relevancia los paisajes agrarios tradicionales por su aportación a la heterogeneidad del paisaje. La complejidad de su estructura, definida por la diversidad de los elementos que componen su mosaico (setos, vallas de piedra, bosques de galería, cercas vivas, árboles aislados, cultivos, pastizales y reta-

zos de vegetación natural) y por una elevada eficiencia en el uso de la energía y los nutrientes, justifica su integración en la definición de un sistema de conservación de la naturaleza. Esto es particularmente importante frente a la tendencia a la homogeneización del paisaje causada por la dominancia de los usos del suelo económicamente más rentables.

- Los elementos lineales suelen considerarse sólo de forma somera, o simplemente no tenerse en cuenta, por la dificultad que supone su inclusión en los trabajos amplios de investigación o de planificación del territorio. Su estudio requiere escalas detalladas de prospección, ya que la dependencia de la escala de análisis es particularmente importante en los elementos lineales del paisaje.

Desde el punto de vista de los instrumentos administrativos y legales deseables para la promoción de las redes de conservación, destacamos las siguientes experiencias ya existentes en el Estado español:

- Respaldo legal para la protección de estructurales lineales, como el caso de Extremadura, donde su Ley 8/1998 de conservación de la naturaleza y de espacios naturales establece como figura de protección los corredores ecológicos y de biodiversidad, así como los corredores ecoculturales, reconociendo particularmente el papel de las cañadas y otras vías pecuarias como estructuras culturales de interés para la conservación de la naturaleza.
- El PEIN, Plan de Espacios de Interés Natural de Cataluña, es un ejemplo de plan territorial sectorial encuadrado en un ámbito superior, el Plan Territorial de Cataluña, donde se asume la necesidad de establecer una red de espacios biológicamente coherente y técnicamente operativa.
- La integración de la definición de un sistema de áreas protegidas en políticas generales de conservación, como es el caso de la Estrategia Navarra de Conservación de la Biodiversidad.
- La reciente revisión de la red de espacios naturales protegidos de Andalucía como paso previo a la definición de una red ecológica funcional.

La definición de una red ecológica debe partir de la realidad existente, es decir, valorar las oportunidades derivadas de la situación legal y territorial actual, para así identificar los aspectos más débiles a promover.

Aunque la gestión de espacios naturales se realice a nivel local o regional, las redes de espacios naturales deben insertarse en redes de ámbito mayor (p.ej. Red de Andalucía - Red de la Península Ibérica - Red Mediterránea), favoreciendo la definición de espacios y corredores interregionales o transfronterizos.

El diseño de una red de conservación debería estar basado en una metodología bien definida que permita la comparación de escenarios, la discusión y la participación de los agentes implicados. Este proceso debería pasar por las fases de evaluación de la red existente (análisis del papel que cumplen los espacios protegidos actualmente declarados en el contexto de sistema funcional coherente y detección de carencias), la identificación de objetivos a escala de red mediante la elaboración de un Plan Director, la evaluación de los elementos del territorio susceptibles de incorporarse a la red mediante un sistema de indicadores claro y cuantificable y la identificación de medidas de coordinación institucional e intersectorial.

8. REFERENCIAS

- Adriaensen, F.; Chardon P.; Gulinck H.; De Blust G.; Verhagen R. & Matthysen E. 2000. Kwantitatieve evaluatie van de verbindingsfunctie van landschappelijke elementen aan de hand van connectiviteitsmodellen. Eindverslag van VLINA project 97/01 (Vlaams Impulsprogramma Natuurontwikkeling, Vlaamse Gemeenschap).
- Allen, T.F.H. & Hoekstra, T.W. 1992. *Toward a unified ecology*. Columbia University Press. New York.
- Alverson, W.S.; Kuhlmann, W. & Waller, D.M. (eds.). 1994. *Wild Forests: Conservation Biology and Public Policy*. Island Press, Washington, DC.
- Angenmeier, P.L. & Karr, J.R. 1994. Biological integrity versus biological diversity as policy directives. *BioScience*, 44(10): 690-696.
- Atauri, J.A. & De Lucio, J.V. 2000. Landscape evaluation of natural protected areas. En: Brandt, J.; Tress, B. & Tress, G. (eds.), *Multifunctional landscapes. Interdisciplinary approaches to landscape research and management*. Centre for Landscape Research. Roskilde. Dinamarca.
- Atauri, J.A.; Múgica, M.; Ramírez-Sanz, L. & de Lucio, J.V. 2000. Assessment of nature conservation scenarios: species or landscape structure? A case study in the Madrid region. En: Jongman, R. & Mander, U (eds.), *Landscape Perspectives of Land Use Changes*, 167-190. (CL) International Series on Advances in Ecological Sciences, 6. Wessex Institute of Technology Press. Southampton. Boston.
- Atauri, J.A.; & de Lucio, J.V. 2001. The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes. *Landscape Ecology* 16(2): 147-159.
- Balent, G. & Courtiade, B. 1992. Modelling bird communities / landscape patterns relationships in a rural area of South-western France. *Landscape Ecology*, 6 (3): 195-211.
- Bennet, G. 1991. *EECONET: Towards a European Ecological Network*. Institute for European Environmental Policy. Arnhem, Holanda.

- Bennet, A.F. 1998. Linkages in landscape: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation. UICN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. X+254 pp.
- Brandt, J. 1995. Ecological networks in Danish planning. *Landschap* 12(3): 63-76.
- Brown, D.; Manno, J.; Westra, L.; Pimentel, D. & Crabbé, P. 2000. Implementing Global Ecological Integrity: A synthesis. En: L. Westra, D. Pimentel y R. Noss (eds.), *Ecological Integrity*: 385-405. Island Press. Washington D.C.
- Burel, F. & Baudry, J. 1999. *Ecologie du paysage. Concepts, methods et applications*. Edition TEC et DOC, Paris.
- Burel, F. & Baudry, J. 1995. Species biodiversity in changing agricultural landscapes: a case study in the Pays d'Auge, France. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 55: 193-200.
- Burel, F. & Baudry, J. 1990. Structural dynamic of a hedgerow network landscape in Brittany France. *Landscape Ecology* 4 (4): 197-210.
- Burkhardt, R.; Jaeger, U.; Rothenburger, A.; Mirbach, E. & Schwab, G. 1996. Planning habitat networks in Rheinland-Pfalz, Germany. En Nowicki (ed.), *Perspectives on ecological networks*. European Centre for Nature Conservation. ECNC publications series on Man and Nature, vol. I. Arnhem. pp: 19-29.
- Cairns, J. 1996. Determining the balance Between Technological and Ecosystem Services. PC Schulze (ed.), *Engineering within Ecological Constraints*. National Academy Press. Washington D.C.
- Clergeau, P. & Burel, F. 1997. The role of spatio-temporal patch connectivity at the landscape level: an example in a bird distribution. *Landscape and Urban Planning*, 38: 37-43.
- Collinge, S.K.; 1996. Ecological consequences of habitat fragmentation: implication for landscape architecture and planning. *Landscape and Urban Planning* 42:157-168.
- Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199:1302-1310.
- Consejería de Medio Ambiente. 2001. Corredor Verde del Guadiamar Abril 1998-Abril 2001. Junta de Andalucía.
- Costanza, R. 1992. Toward an operational definition of health. En: R. Costanza, B. Norton and B. Haskell (eds.), *Ecosystem Health: New Goals for Environmental Management*: 239-256. Island Press. Washington D.C.
- Council of Europe. (1996). *The pan-european biological and landscape diversity strategy*. Council of Europe, UNEP, ECNC.
- Daily, G. (Ed). 1997. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Island. Washington D.C.

- De Blust, G. 2002. (comunicación personal). *Institute of Nature Conservation*. Flandes.
- De Blust, G. & Kuijken, E. 1996. The Green Main Structure for Flanders. En: Nowicki (ed.), *Perspectives on ecological networks* European Centre for Nature Conservation. ECNC publications series on Man and Nature, vol. I. Arnhem. pp: 61-69.
- De Lucio, J.V.; Sastre, P.; Martínez, R. & Martínez, C. 2000. Caracterización de la estructura y funcionalidad de los elementos lineales del paisaje en la cuenca del Guadiamar. En: Junta de Andalucía (ed.) *Programa de Investigación del Corredor Verde del Guadiamar 1999-2002* . pp: 132-134.
- De Lucio, J.V.; Martínez, C. & Sastre, P. Inédito. *Caracterización de la Estructura y Funcionalidad de los elementos lineales del paisaje en la cuenca del Río Guadiamar*.
- Diamond, J.D. 1975. The island dilemma. Lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. *Biological Conservation*, 7: 129-146.
- Díaz Pineda, F. 1998. Diversidad biológica y conservación de la biodiversidad. En: Díaz Pineda, F.; De Miguel, J.M. & M.A. Casado (eds), *Diversidad biológica y cultura rural en la gestión ambiental del desarrollo*. Ediciones Mundi-prensa. pp: 41-46.
- ENES. 1997. *Estonian National Environmental Strategy*. Ministry of the Environment, Tallinn.
- English Nature. 1994. *Are habitat corridors conduits for animals and plants in a fragmented landscape? A review of the scientific evidence*. English Nature Research Reports.
- Environmental Protection Ministry of the Republic of Lithuania. 1998. *Biodiversity Conservation Strategy and Action Plan*. Republic of Lithuania.
- EUROPARC-España. 2002. *Plan de Acción para los espacios naturales protegidos del Estado español*. Fundación Fernando González Bernáldez. Madrid. 165 pp.
- Farina, A. 1997. Landscape structure and breeding bird distribution in a sub-Mediterranean ago-ecosystem. *Landscape Ecology*, 12:365-378
- Fielder, P.L. & Kareiva, P.M. (eds.). 1998. *Conservation Biology for the Coming Decade*. Chapman & Hall, New York.
- Forman, R.T.T. 1990. Ecologically sustainable landscapes: the role of spatial configuration. En: Forman R.T.T. & Zonneveld, I.S. (eds), *Changing landscapes, an ecological perspective*. Springer-Verlag.
- Forman, R.T.T. 1995. *Land Mosaics*. Cambridge University Press.
- Forman, R.T.T. & Godron, M. 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons.

- Franklin, J.F. 1993. Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes? *Ecological Applications*, 3(2): 202-205.
- Galiano, E.F.; Sterling, A. & Viejo, J.L. 1985. The role of riparian forests in the conservation of butterflies in a mediterranean area. *Environment Conservation*, 12: 361-362.
- García-Fernández Velilla, S. 2001. *Sistemas Regionales de Espacios Naturales Protegidos*. Gobierno de Navarra. Consejería de Medio Ambiente de Navarra. Documento de trabajo.
- Generalitat de Catalunya. 1996. *PEIN. El Plan de espacios de interés natural*. Generalitat de Catalunya. Departament de Medi Ambient.
- Gobierno de Navarra. 2001. *Estrategia navarra para la conservación y el uso sostenible de la diversidad biológica*. Consejería de Medio Ambiente de Navarra.
- Gómez Sal, A. 2001. Bases científico-técnica del Plan de Ordenación y Recuperación de las vías pecuarias de Andalucía. *Conferencia Internacional de Vías Pecuarias y Corredores Verdes*. Chiclana de la Frontera 21-24 noviembre 2001. Cádiz.
- González Bernáldez, F. 1988. Relación entre espacios naturales protegidos y protegibles. Los términos de una polémica. *Coloquio Hispano-Francés sobre espacios naturales*. Madrid.
- González Bernáldez, F. 1991. Diversidad biológica, gestión de ecosistemas y nuevas políticas agrarias. En: Pineda, F.D.; Casado, M.A.; de Miguel, J.M. & Montalvo, J. (eds.), 1991. *Biological Diversity / Diversidad Biológica*. F. Areces, WWF-Adena, SCOPE, Madrid, 23-31.
- González Bernáldez, F. 1992. Ecological consequences of the abandonment of traditional land use systems in central Spain. *Options Méditerranéennes, Ser. Sem.* 15: 23-29.
- Goodland, R. & Pimentel, D. 2000. Environmental Sustainability and integrity in the Agricultural Sector. En: L Westra, D. Pimentel and R. Noss (eds.), *Ecological Integrity*. 121-137. Island Press. Washington D.C.
- Goodland, R. & Daly, H. 1996. Environmental Sustainability: Universal and non-negotiable. *Ecological Applications*, 6:1002-1017
- Gulinck, H.; Múgica, M.; de Lucio, J.V.; Atauri, J.A. 2001. A framework for comparative landscape evaluation across Europe. *Landscape and Urban Planning*, 55:257-270.
- Hanski, I. 1999. *Metapopulation Ecology*. Oxford Series in Ecology and Evolution, Oxford.
- Harris, L.D. 1984. *The Fragmented Forest: Island Biogeographic Theory and the Preservation of Biotic Diversity*. University of Chicago Press, Chicago.

- Higgs, A.J. & Usher, M.B. 1980. Should nature reserves be large or small? *Nature*, 285 (5766): 568-569.
- Hill, M.O. (ed.). 1995. *The role of corridors, stepping stones and islands for species conservation in a changing climate*. English Nature Research Reports, 75. English Nature.
- Hobbs, R.J. & Wilson, A.M. 1998. Corridors: Theory, Practice and Achievement of Conservation Objectives. En: Dover & Bunce (eds.), *Key Concepts in Landscape Ecology*, Preston (UK): 265-79
- Hector, T.S.; Carr, M.H. & Zwick, P.D. 1999. Identifying a Linked Reserve System Using a Regional Landscape Approach: the Florida Ecological Network. *Conservation Biology*, 14: 984-1000.
- Holdgate, M. 1996. The ecological Significance of Biological Diversity. *Ambio*, 25(6) 409 – 416
- Holling, C.S. (Ed.). 1978. *Adaptive Environmental Assessment and Management*. John Wiley & Sons. London
- Jones, B.T.; Ritters, K.H.; Wickham, J.D.; Tankersley, R.D.; O'Neill, R.V.; Chaloud, D.J.; Smith, E.R. & Neale, A.C. 1997. *An ecological assessment of the United States Mid Atlantic Region*. United States Environmental Protection Agency. Washington D.C.
- Jongman, R.H.G. 1995a. Ecological networks in Europe: congruent developments. *Landschap*, 12, 3. Pp.123-130.
- Jongman, R.H.G. 1995b. Nature conservation planning in Europe: developing ecological networks. *Landscape and Urban Planning*, 32: 169-183.
- Jongman, R.H.G. & Kristiansen, I. 1998. *National and Regional Approaches for Ecological Networks in Europe*. Documento de trabajo.
- Agencia de Medio Ambiente. 1989. *Plan Forestal Andaluz*. Junta de Andalucía
- Karr, JR. 2000. Health, Integrity, and Biological Assessment: The importance of Measuring Whole Things. En: L. Westra, D. Pimentel & R. Noss (eds.), *Ecological Integrity*: 209-226. Island Press.
- Kavaliuskas, P. 1995. The nature frame. Lithuanian experience. *Landschap* 12/3: 17-26.
- Kavaliuskas, P. 1996. Lithuania: the nature frame. En Nowicki (ed.), *Perspectives on ecological networks*. European Centre for Nature Conservation. ECNC publications series on Man and Nature, vol. I. Arnhem. pp: 93-99.
- Kemp, J.C. & Barret, G.W. 1989. Spatial patterning†: impact of uncultivated corridors on arthropod populations within soybean agroecosystems. *Ecology*, 70 (1). pp: 114-128.

- Knufer, J.A. 1995. Landscape ecology and biogeography. *Progress in Physical Geography*, 19 (1): 18-34.
- Kubes, J. 1996. Biocentres and corridors in a cultural landscape. A critical assessment of the 'territorial system of ecological stability'. *Landscape and Urban Planning*, 35: 231-240.
- Lammers, G.W. & van Zadelhoff, F.J. 1996. The Dutch national ecological network. En: Nowicki (ed.), *Perspectives on ecological networks*. European Centre for Nature Conservation. ECNC publications series on Man and Nature, vol. I. Arnhem. pp: 101-113.
- Levins, R. 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity or biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America*. 15:237-240.
- Lindenmayer, D.B. & Nix, H.A. 1993. Ecological principles for the design of wildlife corridors. *Conservation Biology*, 7 (3): 627-630.
- Liro, A. (ed.). 1995. National Ecological Network EECONET-Poland. Foundation IUCN Poland. Warsaw. (resumen en http://www.ecnc.nl/doc/lynx/publications/eeco_pl.html#chap2).
- MacArthur, R.H.; Wilson, E.D. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Makhzoumi, J. & Pungetti, G. 1999. *Ecological landscape design and planning: the Mediterranean context*. E & FN Spon. London and New York. 330 pp.
- Mallarach, J.M. 1998a. *Críteris i mètodes d'avaluació del patrimoni natural*. Documents dels Quaderns de medi ambient. Departament de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya. 106 pp.
- Mallarach, J.M. 1998b. Un esbós d'avaluació comprensiva del Pla d'espais d'interès natural de Catalunya. En: Pintó & Vila (eds.), *El PEIN, cinc anys després: balanç i perspectives*. Col·lecció Diversitas, 4. Universitat de Girona. pp. 51-66.
- Mander, Ü.; Palang, H. & Jagomägi, J. 1995. Ecological networks in Estonia. Impact of landscape change. *Landschap* 12 (3): 27-38.
- Mann, C.C. & Plummer, M.L. 1995. Are wildlife corridors the right path? *Science*, 270:1428-30.
- Maza, A. & Castell, C. 2000. Els programes de seguiment ecològic i l'anella verda. *Àrea*, 8: 305-326. Diputació de Barcelona.
- McCullough, D.R. (ed.), 1996. *Metapopulations and Wildlife Conservation*. Island Press, Washington, DC.
- McEuen, A. 1993. The wildlife corridor controversy: A review. *Endangered Species Update*, 10, 11-12.

- McIntosh, R.P. 1985 *The background of the ecology: Concept and Theory*. Cambridge University Press, Cambridge, England. 46, 362, 364.
- Miklós, L. 1989. The general ecological model of the Slovak Socialist Republic-methodology and contents. *Landscape Ecology* 3 (1): 43-51.
- Ministry of Agriculture, Nature Management and Fisheries, 1990. *Nature Policy Plan of the Netherlands*. The Hague.
- Montes, C. 1995. La gestión de los humedales españoles protegidos: conservación vs. confusión. *El Campo*, 132: 101-128.
- Montes, C.; Llorca, A. & Sterling, A. 1987. *Directrices para la recuperación ecológica del tramo medio del río Manzanares*. Canal de Isabel II- Comunidad de Madrid.
- Montes, C.; Borja, F.; Bravo, M.A.; Moreno, J.M. (coords.). 1998. Reconocimiento biofísico de espacios naturales protegidos. Doñana: una aproximación ecosistémica. Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente.
- Múgica, M. Martínez, R. Sastre, P. & de Lucio, J. V. 1996a. *Pilot Study for the Assessment of State and Trends of Europe's Biodiversity: West Mediterranean Region. Phase I and II*. European Centre for Nature Conservation. Informe inédito
- Múgica, M.; De Lucio, J.V.; Pineda, F. 1996b. The Madrid ecological network. En: Nowicki & otros (eds.), *Perspectives on ecological networks* ECNC Publications series on Man and Nature, vol. I.
- Noss, R. 1992. The Wildland Project. Land conservation strategy. En: *Wild Earth*. Cenozoic Society, Inc. Canton New York, USA.
- Noss, R.F. 1993. A regional landscape approach to maintain diversity. *BioScience*, 33: 700-706.
- Noss, R.F. 1993. Wildlife corridors. En: D.S. Smith & P.C. Hellmund (eds.), *Ecology of Greenways*. Minesota University.
- Noss, R. 2000. Maintaining the Ecological Integrity of landscapes and Ecoregions. En: L. Westra, D. Pimentel & R. Noss (eds.), *Ecological Integrity*: 191 -208. Island Press.
- Nott, M. P. & Pimm, S.L. (1997). The evaluation of biodiversity as a target for conservation. En: Pickett, S.T.A.; Ostfeld, R.S.; Shachack, M. & Likens, G.E. (Eds) *The ecological basis of conservation* Chapman and Hall.
- O'Neill, R.V.; Krummel, J.R.; Gardner, R.H.; Sugihara, G.; Jackson, D.L.; Milne, B.T.; Turner, M.G.; Zygmunt, B.; Christensen, S.W.; Dale, V.H. & Graham, R.L. 1988. Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology*, 1(3): 153-162.
- O'Neill, R.V.; Gardner, R.H. & Turner, M.G. 1992. A hierarchical neutral model for landscape analysis. *Landscape Ecology*, 7 (1): 55-61.

- O'Neill, R.V.; Hunsaker, C.T.; Timmins, S.P.; Jackson, B.L.; Jones, K.B.; Ritters, K.H. & Wickham, J.D. 1996. Scale problems in reporting landscape pattern at the regional scale. *Landscape Ecology*, 11 (3): 169-180.
- Opdam, P. 1990. Dispersal in fragmented populations: the key to survival. En: Bunce, R.G.H. and Howard, D.C. (eds.), *Species dispersal in agricultural habitats*. Belhaven Press.
- Perez-Corona, M.E.; Fernández-Sañudo, P. & de Lucio, J.V. 2002. Espacios naturales protegidos y conservación de la diversidad biológica. En: F.D. Pineda, J.M. de Miguel, M.A. Casado & J. Montalvo (Coordinadores-editores), *Diversidad Biológica de España*, Pearson Educación S.A.
- Pickett, S.T.A.; Ostfeld, R.S.; Shachak, M.; Likens, G.E. (eds.). 1997. *The Ecological Basis of Conservation: Heterogeneity, ecosystem, and Biodiversity*. Chapman & Hall, New York.
- Pineda, F.D. & Montalvo, J. 1995. Biological diversity in dehesa systems. En: Gilmour, D. (ed.), *Biological Diversity outside Protected Areas. Overview of traditional agroecosystems*. IUCN, Forest Conservation Programme. Gland, 107-122.
- Pineda, F.D.; Casado, M.A. de Miguel, J.M. & Montalvo, J. (eds.). 1991a. *Diversidad biológica/biological diversity*. F. Ramón Areces. Madrid.
- Pineda, F.D.; Miguel, J.M.; Colmenares, R. & Ruiz, M. 1991b. Implementing EECONET. Case study 2: Spain. En: Bennett (ed.), *Towards a European Ecological Network*. IEEP. The Netherlands. pp.53-62.
- Pino, J.; Roda, F.; Ribas, J. & Pons, X. 2000. Landscape structure and bird species richness: implications for conservation in rural areas between natural parks. *Landscape and Urban Planning* 49:35-48.
- Pintó, J. & Vila, J. (eds.). 1998. *El PEIN, cinc anys després: balanç i perspectives*. Col.lecció Diversitas, 4. Universitat de Girona. 75 pp.
- Reed, R.A.; Johnson-Barnard, J. & Baker, W.L. 1996. Contribution of roads to forest fragmentation in the Rocky Mountains. *Conservation Biology*, 10 (4): 1098-1106.
- Regier, H.A. 1993. The notion of natural and cultural integrity. En: Woodley, S.; Kay, J. & Francis, G. (eds.), *Ecological integrity and the management of ecosystems*. St. Lucie Press.
- Sabo, P.; Koren, M.; Steffek, J.; Ruzickova, J.; Koren, jrj, M.; Kramárik, J, Maglocky, S. & Straka, P. 1996. The Slovak approach to ecological networks. En: Nowicki (ed.), *Perspectives on ecological networks*. European Centre for Nature Conservation. ECNC publications series on Man and Nature, vol. I. Arnhem. pp: 31-47.
- Santos, T. & Tellería, J.L. 1997. Efectos de la fragmentación sobre las aves insectívoras forestales en dos localidades europeas. *Ardeola*, 44(1): 113-117.

- Santos, T.; Tellería, J. L. & Carbonell, R. 2002. Bird conservation in fragmented Mediterranean forests of Spain: effects of geographical location, habitat and landscape degradation, *Biological Conservation*, 105 (1): 113-125.
- Sastre Olmos, P. 1999. *Efecto de la escala en la estructura espacial de los elementos lineales y el mosaico del paisaje*. Tesis doctoral, Universidad Autónoma de Madrid.
- Sastre Olmos, P. & De Lucio, J.V. 1998. Detecting and measuring landscape linear elements at different scales. En: Dover, J.W. & Bunce, R.G.H. (eds.), *Key concepts in landscape ecology*. IALE (UK).
- Saunders, D. & Hobbs, R. (eds.). 1991. *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*. Surrey Beatty, Chipping Norton, Australia.
- Sepp, K.; Palang, H.; Mander, Ü. & Kaasik, A. 1999. Prospects for nature and landscape protection in Estonia. *Landscape and Urban Planning*, 46: 161-167.
- Simberloff, 1997. Flagships, umbrellas and keystone: single species management passé in landscape era. *Biological Conservation* 83 (3): 247-257.
- Simberloff, D.; Farr, J.A.; Cox, J. & Mehlman, D.W. 1992. Movement corridors: Conservation bargains or poor investments? *Conservation Biology*, 6 (4) 493-504.
- Smith, D.S. & Hellmund, P.C. 1993. *Ecology of Greenways*. Minesota University.
- Stanners, D. & Bourdeau, P (eds.), 1995. *Europe's environment. The Dobrís assessment*. European Environment Agency. Copenhagen.
- Sterling, A. 1990. *Bases para la conservación de los valores ecológicos de los sotos y bosques de ribera. El caso de la cuenca del río Guadarrama*. Tesis doctoral, Fac. Ciencias, Universidad Autónoma de Madrid.
- Tabacchi, E.; Planty-Tabacchi, A.M. & Décams, O. 1990. Continuity and discontinuity of the riparian vegetation along a fluvial corridor. *Landscape Ecology*, 5 (1): 9-20.
- Taylor, P.D. Fahrig, L. Henein, K. & Merriam, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 68 (3): 571-573.
- Turner, M.G. 1989 Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 20: 171-197.
- Turner, M.G.; O'Neill, R.V.; Gardner, R.H. & Milne, B.T. 1989. Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. *Landscape Ecology*, 3 (3/4): 153-162.
- Turner, M.G.; O'Neill, R.V.; Conley, W.; Conley, M.R. & Humphries, H.C. 1991. Pattern and scale: Statistics for landscape ecology. En: Turner, M.G. & Gardner, R.H. (eds.), *Quantitative Methods in Landscape Ecology*. Springer-Verlag.

- Ulanowicz, R.E. 2000 Toward the Measurement of Ecological Integrity. En L. Westra, D. Pimentel and R. Noss (eds.), *Ecological Integrity*. 99-113. Island Press. Washington D.C.
- Usher, M.B. 1986. Wildlife conservation evaluation: attributes, criteria and values. En: Usher, M.B. (ed.), 1986. *Wildlife conservation evaluation*. Chapman & Hall. London.
- Usher, M.B. 1987. Effects of fragmentation on communities and populations: a review with applications to wildlife conservation. En: Saunders, D.A.; Arnold, G.W.; Burbridge, A.A. & Hopkins, A.J.M. *Nature conservation: the role of remnants of native vegetation*. Surrey Beaty and Sons Pty Limited.
- Van Apeldoorn, R.C.; Celada, C. & Nieuwenhuizen, W. 1994. Distribution and dynamics of the red squirrel (*Sciurus vulgaris* L.) in a landscape with fragmented habitat. *Landscape Ecology* 9 (3): 227-235
- Wascher, D.M.; Múgica, M. & Gulinck, H. 1999. Establishing targets to assess agricultural impacts on European landscapes. En: Brower, F. & Crabtree, B. (eds.), *Environmental indicators and agricultural policy*. CABI Publishing, UK.
- Westra, L.; Miller, P.; Karr, J.R.; Rees, W.E. & Ulanowicz, R.E. 2000. Ecological Integrity and the Aims of the Global Integrity Project. En: Pimentel, Westra & Noss (eds.), *Ecological Integrity*. 19-41. Island Press. Washington D.C.
- Wiens, J.A. & Milne, B.T. 1989. Scaling of 'landscapes' in landscape ecology, or, landscape ecology from a beetle's perspective. *Landscape Ecology*, 3(2): 87-96.
- Wiens, J.A.; Stenseth, N.C.; Van Horne, B. & Ims, R.A. 1993. Ecological mechanisms and landscape ecology. *Oikos*, 66: 369-380.
- Wilson, E.O. 1988. The current status of biological diversity. En: Wilson E.O. (ed.), *Biodiversity*. National Academic Press, Washington, DC.
- With, K.A. 1997. The application of neutral landscape models in conservation biology. *Conservation Biology*, 11 (5): 1069-1080.
- With, K.A. & Crist, T.O. 1995. Critical thresholds in species' response to landscape structure. *Ecology*, 76 (8): 2446-2459.

GLOSARIO

Abundancia. Medida de la cantidad o frecuencia de especies (nº de individuos) o hábitats (superficie).

Amortiguación. Área de transición alrededor de un espacio natural protegido que actúa como filtro para proteger el área núcleo central de las perturbaciones externas. Medidas de gestión para este propósito.

Área núcleo. Porción de una tesela de hábitat alejada de su perímetro, donde no llegan las influencias del exterior y se desarrollan las condiciones ambientales propias del interior de la tesela (ver *Efecto borde*). En el caso de un *espacio natural protegido*, el área núcleo es la porción interior que se encuentra rodeada por una zona de *amortiguación*.

Barrera. elemento del paisaje que dificulta o impide total o parcialmente los flujos ecológicos que se realizan a su través.

Bienes y servicios de los ecosistemas. Funciones de los ecosistemas que la sociedad considera beneficiosas. Elementos de la estructura de los sistemas ecológicos y procesos ambientales que reciben un valor social y económico. Entre ellos se pueden destacar la regulación del clima, del ciclo hidrológico, el control de la erosión, la formación de suelo, la regulación de los ciclos de nutrientes, el mantenimiento de la diversidad biológica, el almacenamiento y suministro de agua, la producción de alimentos y materias primas, así como espacios para el desarrollo del hábitat humano y para el recreo y la cultura.

Borde. Porción de una tesela de hábitat cercana a su perímetro, donde las influencias del exterior impiden el desarrollo de las condiciones ambientales propias del interior de la tesela (ver *Efecto borde*).

Conectividad del paisaje (= permeabilidad). Capacidad del paisaje de mantener los flujos ecológicos y las conexiones entre los diferentes elementos.

Configuración. Disposición específica de los elementos espaciales (teselas, elementos lineales, matriz) que se encuentra repetida en diferentes lugares del paisaje. Patrón espacialmente explícito de la distribución y forma de los ecosistemas, usos del suelo y elementos del paisaje.

Corredor ecológico. Elemento del paisaje en el que los flujos ecológicos tienen una mayor intensidad que en la matriz circundante, entre los que cabe destacar la función de conducto para la dispersión de especies, minimizando los efectos negativos de la matriz.

Dispersión. Capacidad de los individuos o las poblaciones para moverse por el paisaje.

Diversidad biológica. Variedad de formas de vida, especialmente número de especies (riqueza). Puede incluir el número de tipos de ecosistemas o la variedad genética dentro de las especies.

Efecto borde. Influencia sobre las condiciones ambientales, la composición y abundancia de especies desde el exterior de una tesela de hábitat hacia el interior en la porción cercana al perímetro.

Elemento del paisaje (= ecotopo). Cada una de las unidades espaciales homogéneas que pueden reconocerse en un paisaje a una escala determinada. Los elementos del paisaje pueden incluirse en una de estas tres categorías: teselas, elementos lineales o matriz. Pueden ser de origen natural o antrópico.

Elemento lineal. Elemento del paisaje con entidad diferenciable del entorno pero que se caracteriza por no presentar área a la escala de análisis, o por tener una longitud muy superior a la anchura.

Endemidad. Cualidad de las especies o hábitats que son propios y exclusivos de una determinada región. Una especie es endémica de una región cuando no está presente en ninguna otra región.

Equitatividad. Distribución o reparto de abundancias entre una serie de organismos o de teselas de un paisaje.

Escala. Marco espacio-temporal en el que se realizan observaciones y mediciones. Es muy frecuente el uso del término escala para describir el tamaño de las cosas o su duración en el tiempo, pero debe recordarse que la escala es algo propio de nuestra percepción, observación y medición. La escala incluye dos conceptos principales: la resolución y la extensión.

Estriberón. ver *Puntos de paso*

Extensión. Componente de la escala que hace referencia al espacio o tiempo cubierto por un estudio, o por una muestra de la que se obtiene una medida o índice.

Fragmentación. Proceso de división de grandes elementos paisajísticos (ecosistemas, unidades de vegetación) en elementos progresivamente más pequeños.

Frontera ecológica (= ecotono). Zona de transición entre dos sistemas de diferente estado de madurez.

SIG. Acrónimo de Sistemas de Información Geográfica

Grano. ver *Resolución*

Hábitat favorable. Ecosistema donde vive una especie, o las condiciones dentro de ese ecosistema (algunos animales usan o requieren más de un tipo de hábitat). Según la Directiva Hábitats (92/43/CEE), *el estado de conservación de un hábitat natural se considera favorable cuando su área de distribución natural y las superficies comprendidas dentro de dicha área sean estables o se amplíen, y cuando la estructura y funciones específicas necesarias para su mantenimiento a largo plazo existan y puedan seguir existiendo en un futuro previsible.*

Heterogeneidad del paisaje. Variedad de elementos que componen el mosaico de un paisaje, tanto en lo referente a la diversidad de tipos de elementos como de tipos de coberturas.

Integridad ecológica. Habilidad de un ecosistema de perpetuar su funcionamiento en el tiempo siguiendo su camino natural de evolución y manteniendo la capacidad de poder recuperarse tras una perturbación. La integridad implica un mayor vigor (capacidad total del sistema para procesar materia y energía), una mejor organización o eficacia en la transferencia y degradación de la energía, y la capacidad de resistir a las perturbaciones.

Matriz. El tipo de uso de suelo o cobertura vegetal dominante, que “envuelve” al conjunto de teselas.

Metapoblación. Población que está dividida en subpoblaciones entre las cuales los individuos migran de tanto en tanto.

Mosaico. Resultado espacial de la agregación de teselas, elementos lineales y matriz.

Naturalidad. Ausencia de efectos derivados de la acción humana. Atributo de los hábitats intactos o inalterados.

Paisaje. Mosaico formado por teselas que se diferencian en sus condiciones ambientales y en las especies que contienen. Es también un mosaico de la diversidad e intensidad de usos del territorio. El estudio del paisaje implica la elección de un rango determinado de escalas (resoluciones y extensiones). El paisaje lleva aparejado un componente perceptivo o fenosistema de gran importancia para la gestión de los bienes y servicios ambientales.

Percolación. (umbral de percolación) Modelo espacial del desplazamiento de un organismo a través de un paisaje. El umbral de percolación es la proporción del paisaje cubierta por el hábitat favorable por debajo de la cual la fragmentación impide el desplazamiento del organismo.

Perturbación. Evento que modifica el estado del sistema ecológico sin consecuencias catastróficas.

- Píxel.** Cada una de las celdas que forman la retícula regular sobre la que se proyectan los objetos a cartografiar en los sistemas ráster. La unidad más pequeña de representación de un mapa ráster.
- Puntos de paso** (= estriberón). Secuencia de teselas de hábitat favorable en paisajes heterogéneos, útiles para el desplazamiento de las especies.
- Rareza.** Cualidad de las especies o hábitats que son escasos, poco frecuentes o de distribución muy localizada.
- Ráster.** Sistema de representación gráfica basado en una rejilla de píxeles ordenados en filas y columnas.
- Resiliencia.** Proceso por el cual un sistema amortigua perturbaciones externas mediante pequeños cambios en su funcionamiento y estructura interna.
- Resistencia o valor de fricción.** Impedimento al flujo de especies por efecto de las características estructurales de los elementos del paisaje. La resistencia del paisaje puede cartografiarse mediante asignación de valores de resistencia o fricción a cada píxel del mapa en un SIG ráster.
- Resolución.** La resolución o tamaño de grano (*grain*) es un componente de la escala que hace referencia a la unidad espacial o temporal mínima de los datos.
- Salud del ecosistema.** La salud de un ecosistema es la habilidad que este posee para sostener su estructura y función a lo largo del tiempo frente al estrés externo.
- Seto.** Línea de arbustos o árboles entre cultivos o bordes de caminos propios de paisajes rurales.
- Singularidad.** Cualidad de las especies o hábitats que son únicos, presentes solamente en una localidad concreta con condiciones ambientales especiales.
- Sostenibilidad.** Se considera sostenible un proyecto o actividad que cumple las reglas de entradas (input) y de salidas (output). La regla de emisiones o salidas indica que la emisión de residuos debe estar limitada por la capacidad de asimilación del sistema local sin que esto suponga degradación de su capacidad de absorción en el futuro. La regla de entradas para recursos renovables indica que las tasas de recolección o extracción de recursos deben adecuarse a las capacidades regenerativas de los ecosistemas que los produce.
- Tesela.** Área relativamente homogénea no lineal que difiere del entorno que le rodea. Las teselas son las piezas básicas del mosaico del paisaje.
- UTM.** Acrónimo del sistema internacional de coordenadas geográficas *Universal Traverse Mercator*.
- Vectorial.** Sistema de representación basado en objetos gráficos -puntos, líneas, polígonos- referidos a unos ejes de coordenadas.

