

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

Bernaldez, 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.

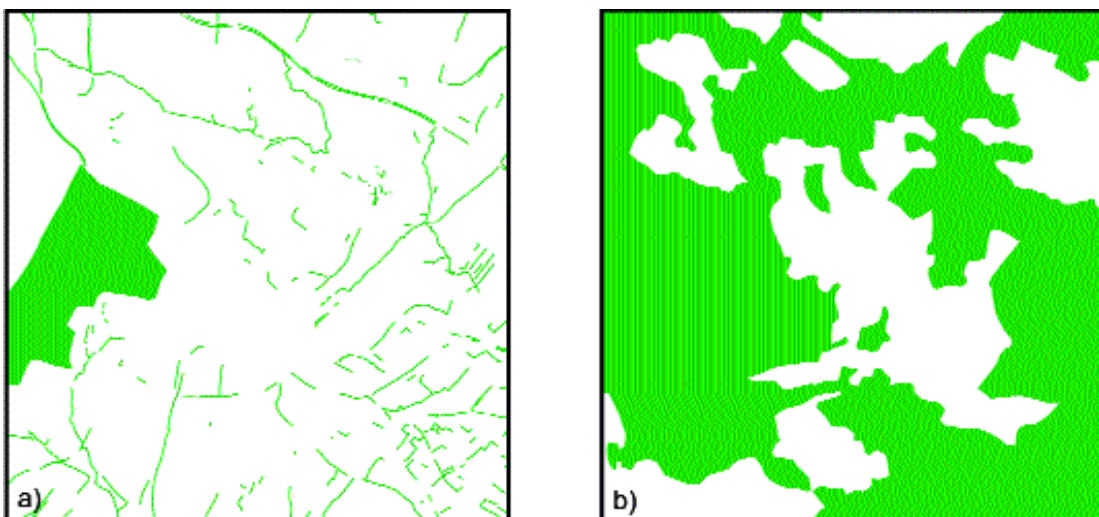


Figura 3.2. Distintos grados de alteración del paisaje tomados en la cuenca del río Guadamar (Sevilla-Huelva). a) Máxima alteración del paisaje, permanecen pequeñas estructuras lineales con un papel importante en la conectividad de este paisaje. b) Grado de alteración medio, persisten grandes manchas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

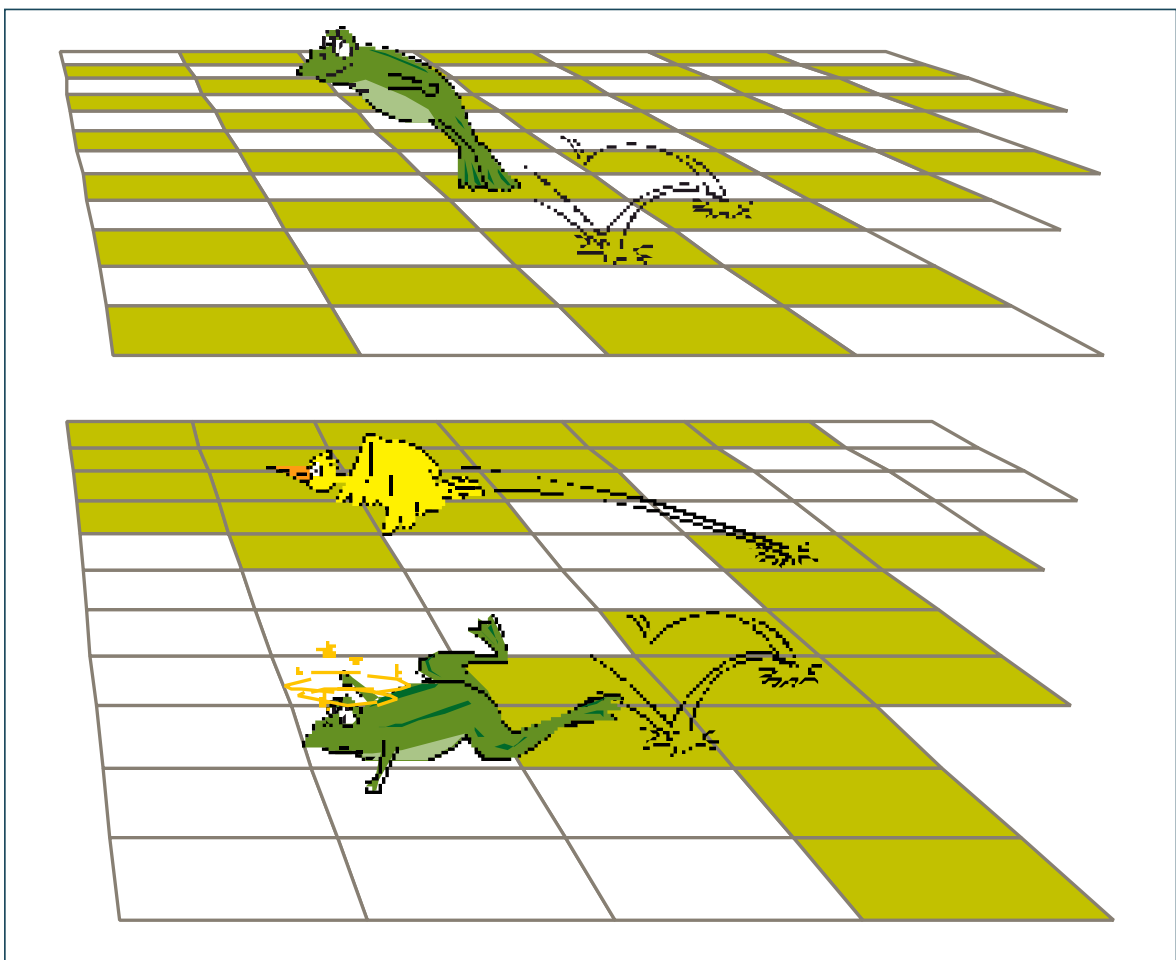


Figura 3.3. Dadas dos especies que habitan el mismo hábitat, una determinada configuración espacial puede considerarse fragmentada para aquella con menor habilidad al cruzar la matriz (anfibio). Para una especie con mejores habilidades para la dispersión (ave), el mismo paisaje no es considerado fragmentado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

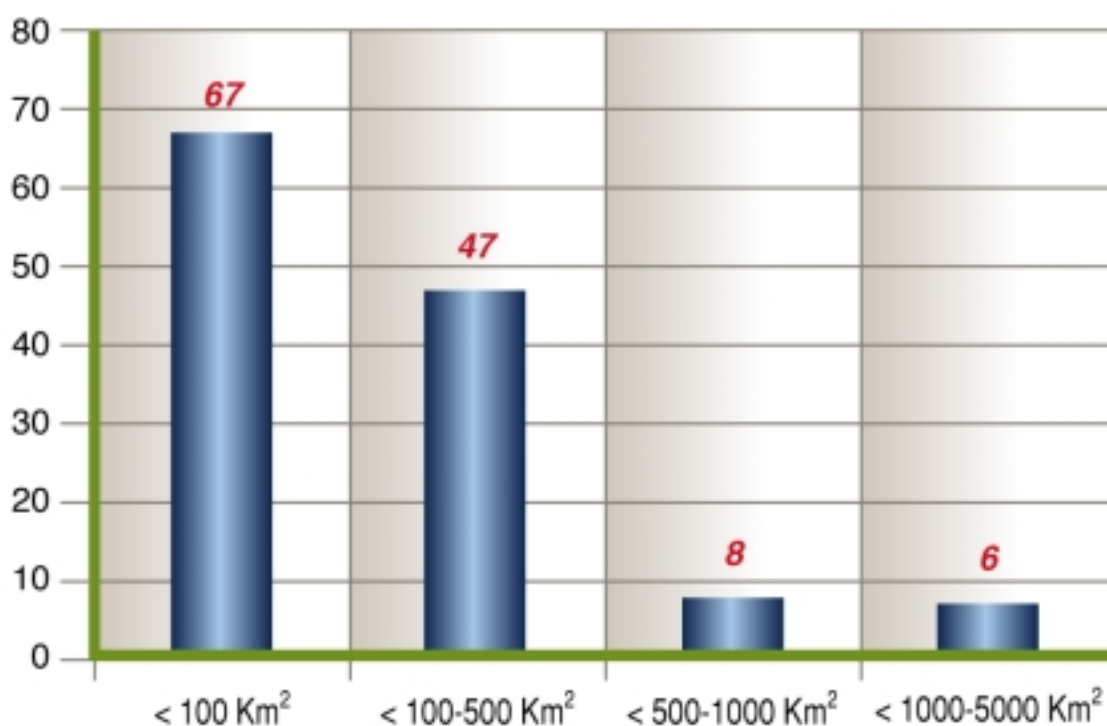


Figura 3.4. Distribución de tamaños de los espacios protegidos españoles bajo la figura de Parque Nacional y Parque Natural. El 52% de los parques españoles tiene un tamaño inferior a 10.000 hectáreas. Fuente: Base de datos de EUROPARC-España, 2001.

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).

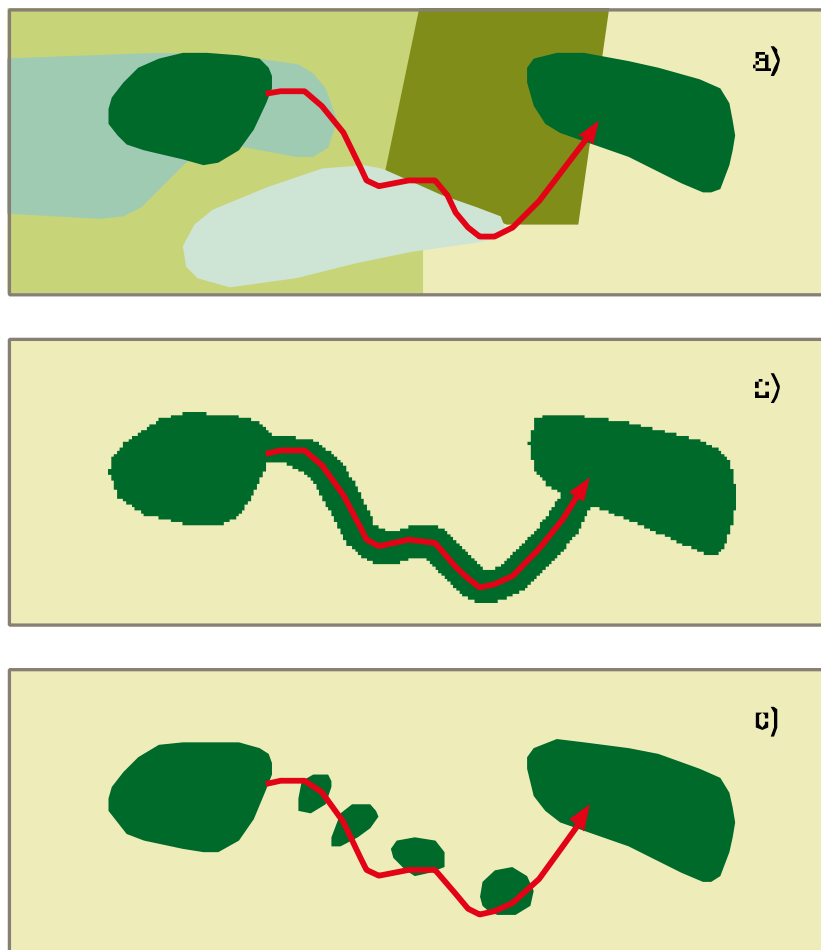


Figura 4.1. La permeabilidad del paisaje puede favorecerse (a) manteniendo la totalidad del mosaico entre dos áreas fuentes o (b, c) manteniendo ciertos elementos del paisaje que permiten la dispersión de ciertas especies. Estos elementos dispersivos pueden ser continuos (b) o discontinuos (c).

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.

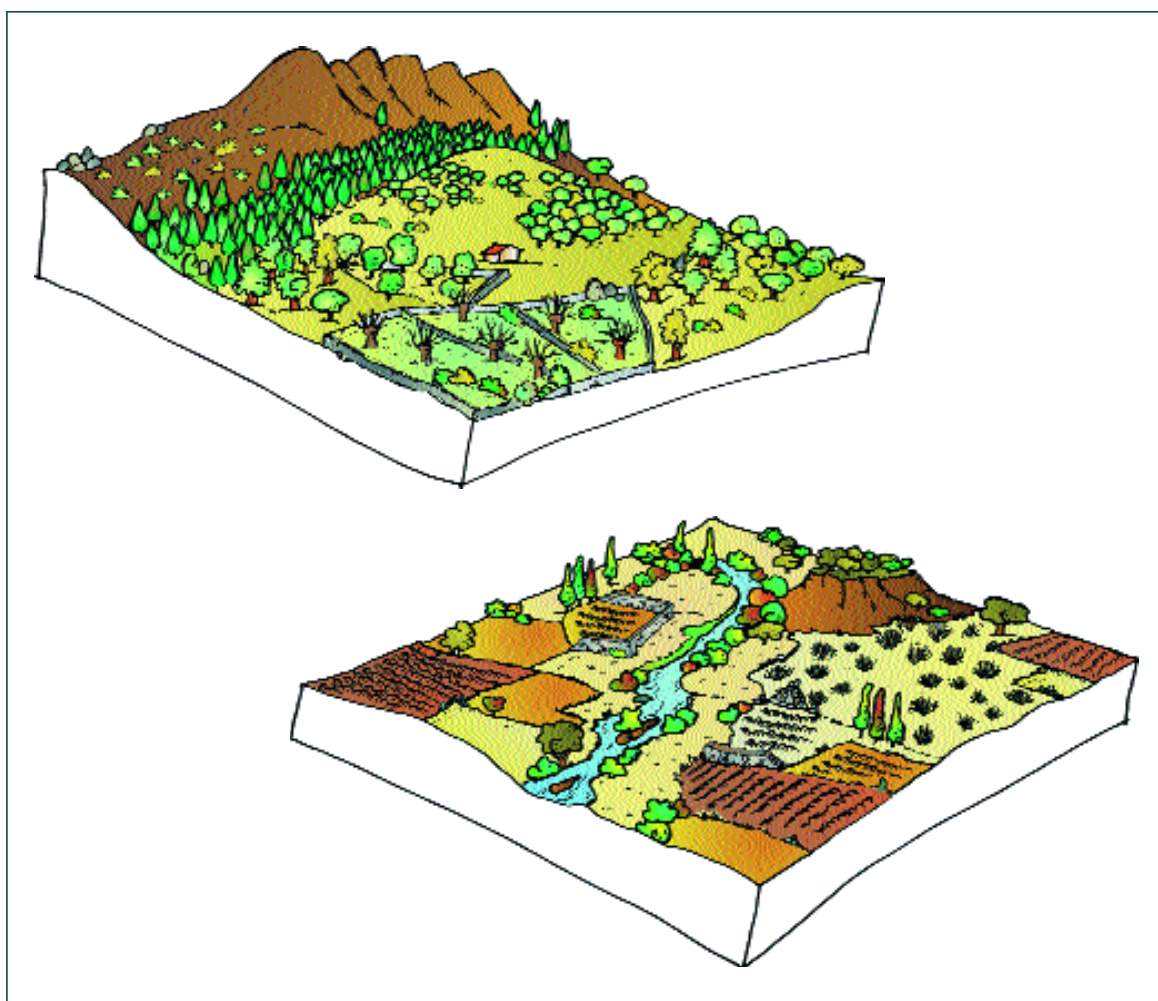


Figura 4.2. Los paisajes más heterogéneos, en los que coexisten un elevado número de tipos de uso del suelo, se encuentran asociados a una mayor riqueza de especies. En los paisajes agrarios dominados por un tipo de uso del suelo, esta heterogeneidad del paisaje se alcanza gracias a la existencia de 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).

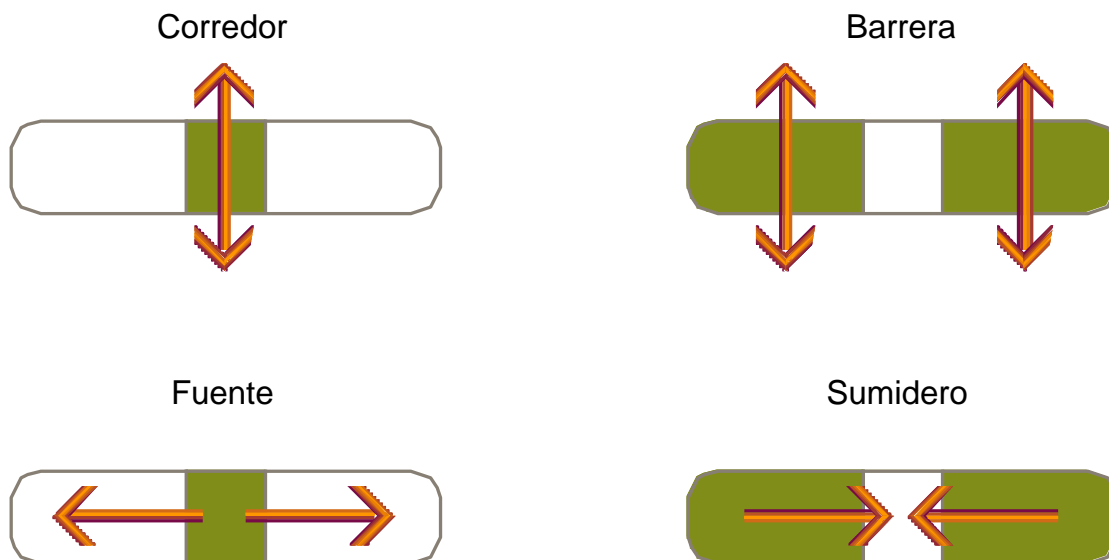


Figura 4.3. Funciones de los corredores ecológicos. La intensidad de los flujos a lo largo del corredor y en las parcelas adyacentes determina las funciones de corredor y de barrera. Los flujos entre el corredor y las zonas adyacentes originan las funciones de fuente y sumidero. Los flujos ecológicos 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).

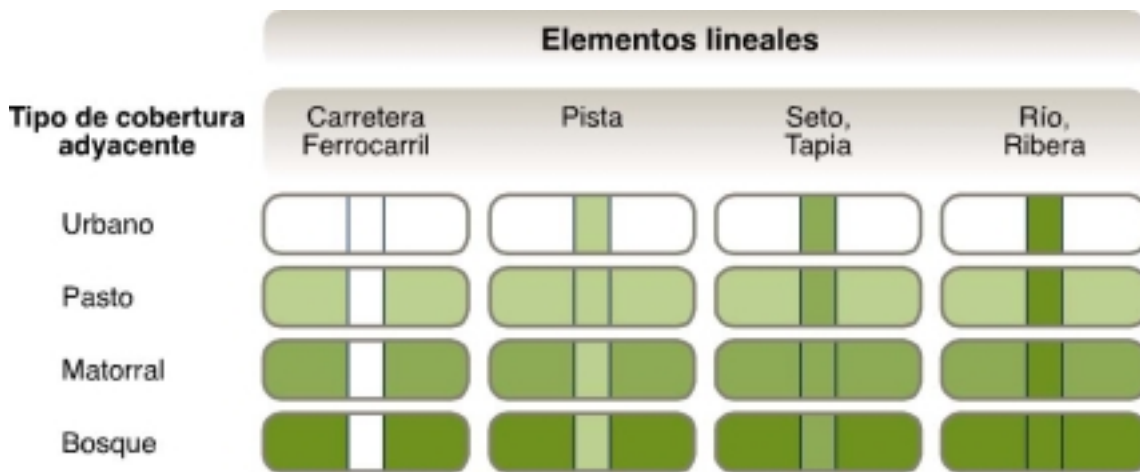


Figura 4.4. Ejemplo de ordenación de los elementos lineales en un modelo corredor-barrera basado en los tipos de cobertura adyacentes. Las estructuras situadas en la parte superior derecha de la figura tienen más potencial como corredores, y las situadas en la parte inferior izquierda tienen más potencial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

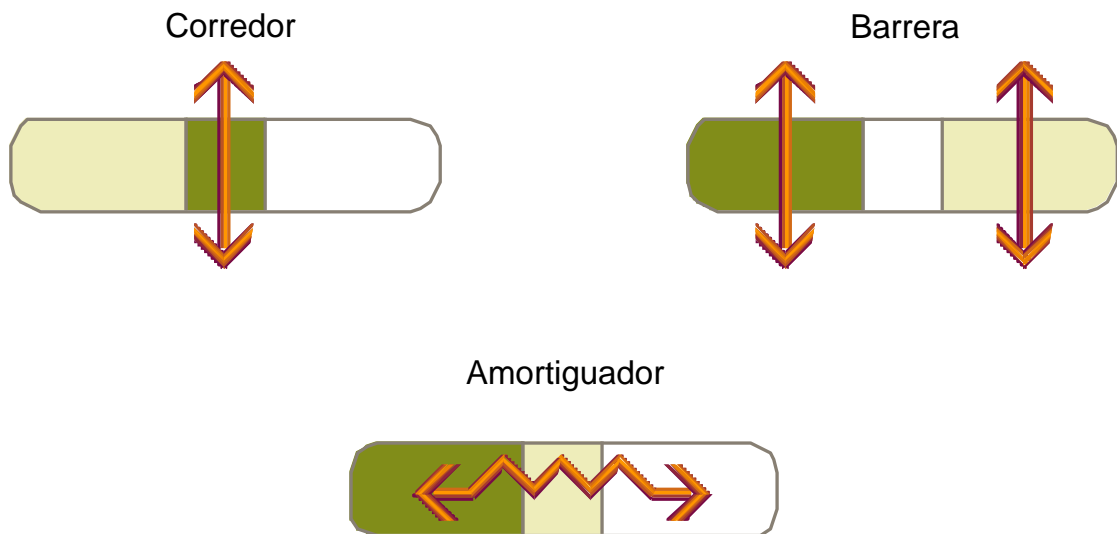


Figura 4.5. Funciones de los elementos lineales del paisaje coincidentes con fronteras del mosaico. La función amortiguadora suaviza la tensión existente entre los lados de la frontera.

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.

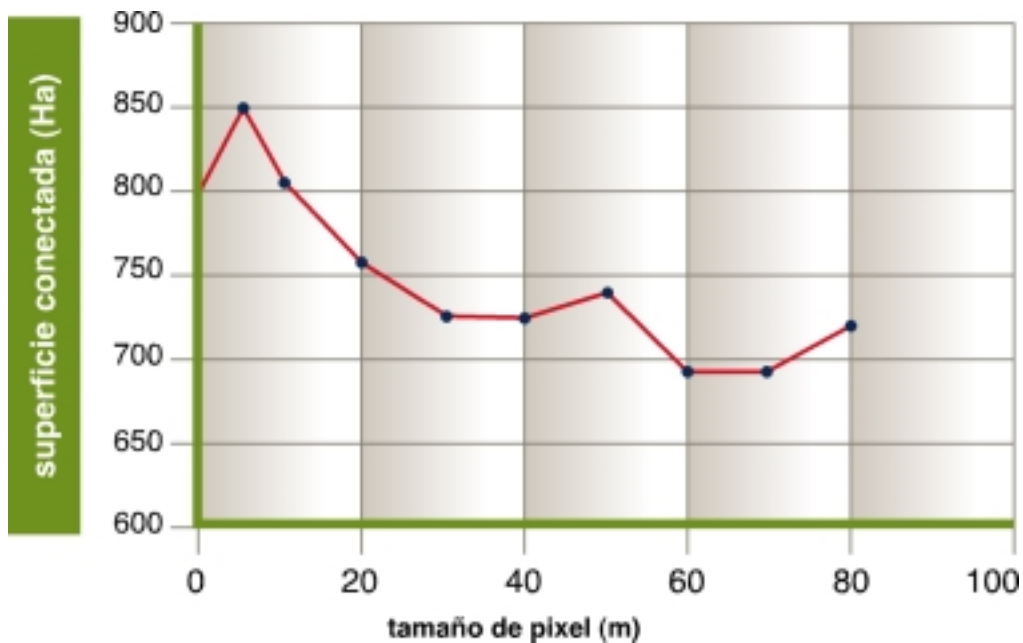


Figura 5.1. Ejemplo del efecto de la resolución en las medidas de la conectividad del paisaje. La conectividad para la ardilla roja (*Sciurus vulgaris*) en la región central de Flandes (Bélgica) es menor al aumentar el tamaño de píxel (la resolución disminuye). En este caso la conectividad se expresa 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 Estatus 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 sostenibles 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/projeckty/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.

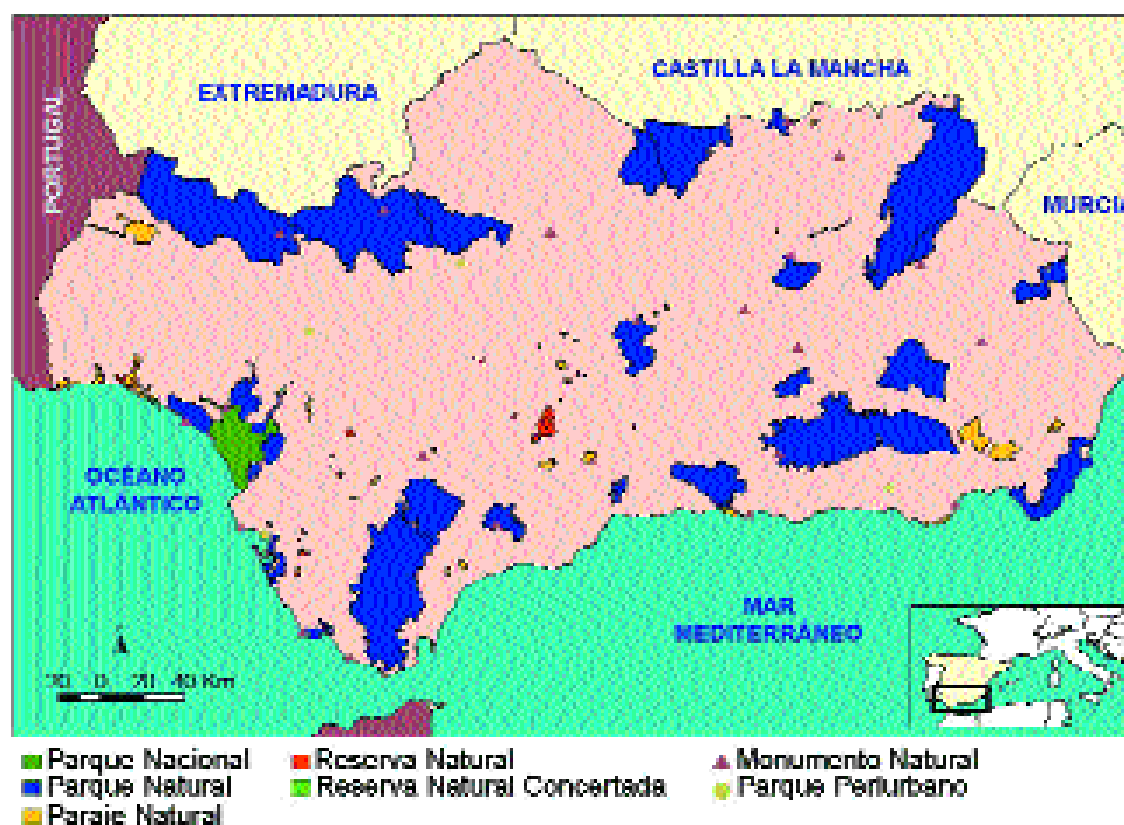


Figura 6.2.1. Espacios naturales incluidos en la RENPA, según las categorías de protección contempladas en la Ley 2/89 de 18 de julio, por la que se aprueba el inventario de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía, y se establecen medidas adicionales para su protección.

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.

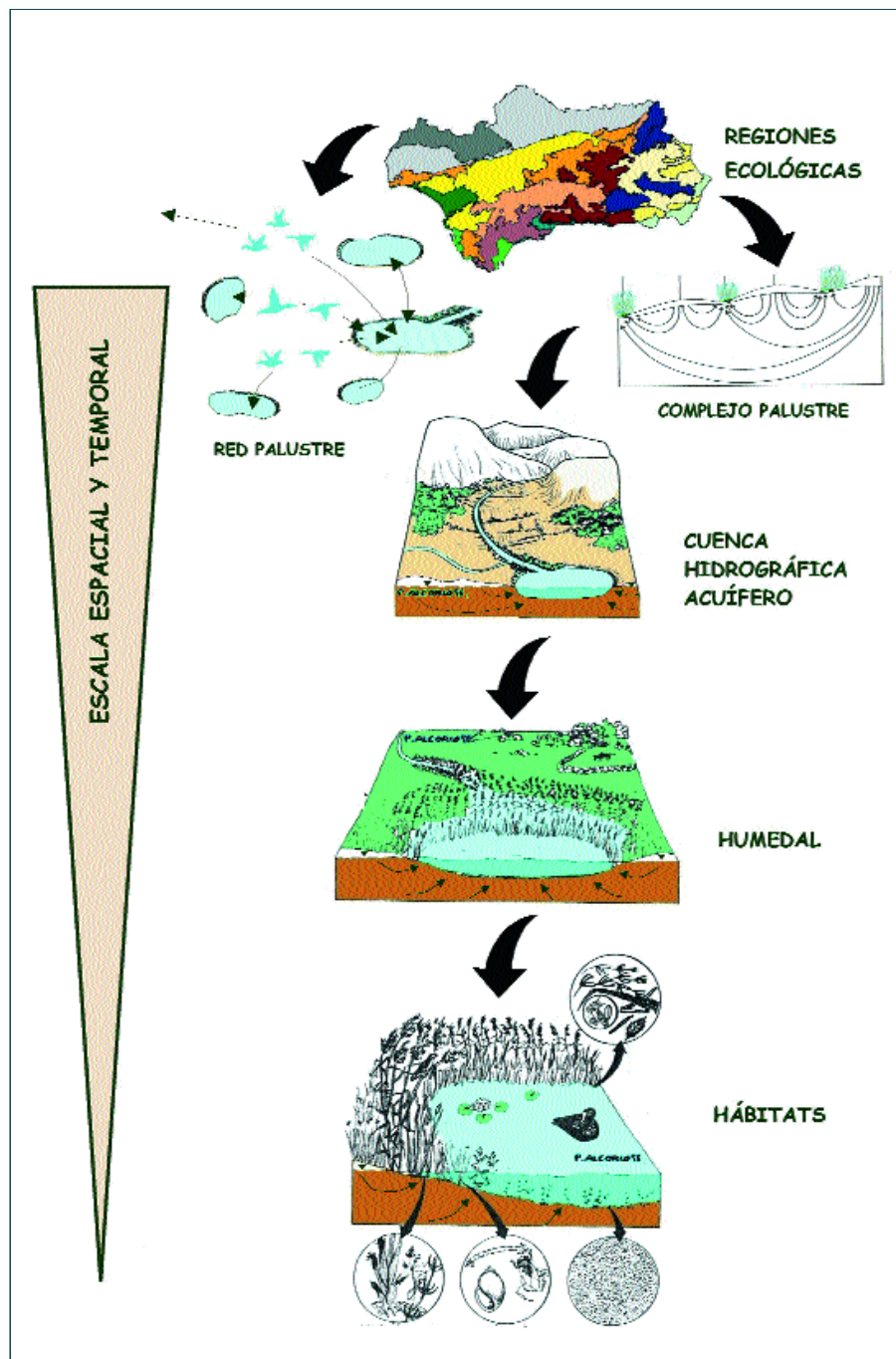


Figura 6.2.2. Jerarquía de las unidades interdependientes de análisis y gestión consideradas en el PAH. Partiendo de una escala amplia relacionada con una determinada unidad biofísica homogénea dentro de la regionalización ecológica de Andalucía se llega hasta la de más detalle, hábitat o microhábitat. 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-