

La experiencia en redes. Cohesión espacial ecológica – base para la conservación de la naturaleza

Bas Pedroli

Zonas protegidas y biodiversidad: una imagen diversa

La distribución de las zonas protegidas en los países europeos dista mucho de ser regular (ver Figura 1). La mayoría de las zonas protegidas de los países de Europa central y occidental son reducidas, y unas pocas extensas. Esta situación resulta diferente en España, Noruega y, de forma especial, en Rusia, donde predominan las zonas protegidas de mayor superficie. Esta diversidad de situaciones ilustra la dificultad de desarrollar pautas generales para alcanzar la cohesión espacial desde el punto de vista ecológico. Con todo, y desde una perspectiva científica, desarrollaré en este artículo las líneas de pensamiento relacionadas con tales pautas. Las experiencias de varios países ilustran estos principios.

La progresiva disminución de la diversidad, a pesar de los esfuerzos de conservación realizados en las últimas décadas, está causada por la reducción de la superficie de las áreas protegidas, por la disminución de la calidad de los hábitats, por la fragmentación derivada del desarrollo urbano y de infraestructuras y por la disminución de diversidad de usos del suelo debido al abandono del ámbito rural. La relación existente entre el tamaño del hábitat y la riqueza de especies ha sido demostrada hace tiempo; por ejemplo, por Diamond (1984). La Figura 2 muestra que la probabilidad de extinción de especies de aves aumenta considerablemente con la reducción en la superficie de hábitat, y que además, la tasa de extinción aumenta con la rareza de la especie.

Investigaciones recientes confirman esta evidencia. Tanto para las especies vegetales como para las mariposas, en general, la riqueza de especies muestra una clara relación con el tamaño del hábitat.

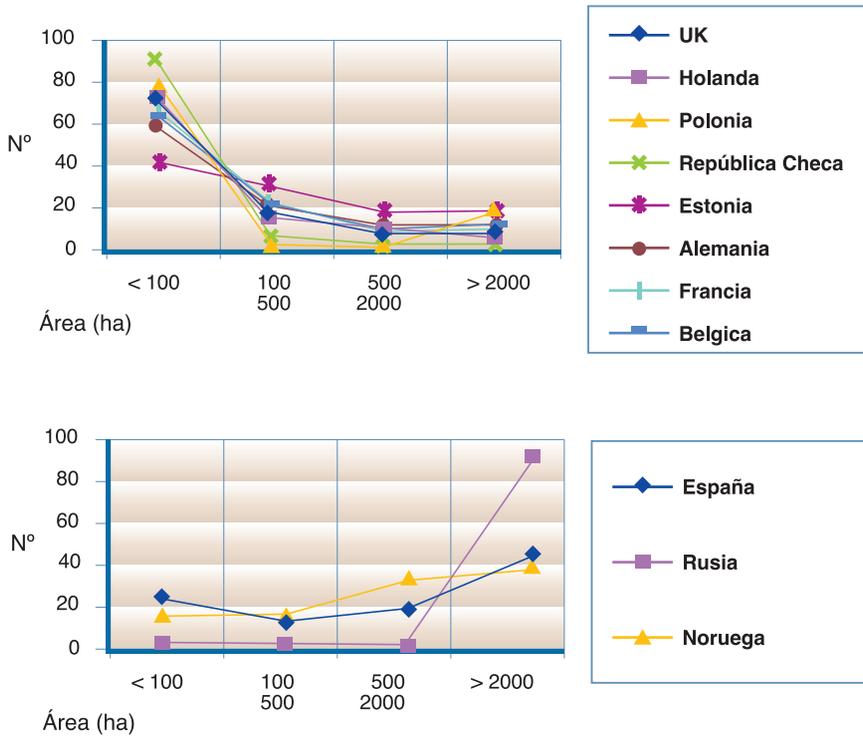


Figura 1. Distribución de tamaños de áreas protegidas en diferentes países europeos (fuente: EEA/NATLAN, 2000)

Sin embargo, difícilmente es posible aumentar el tamaño de las zonas protegidas ya que generalmente sus límites están determinados por la delimitación de unidades abióticas homogéneas o por conflictos en los usos del suelo. La solución a este problema debe buscarse en una aproximación estratégica diferente. El Congreso Mundial de Parques de la UICN (Durban 2003), ha caracterizado esta estrategia mediante su lema: *Beneficios más allá de las Fronteras*. Este lema exige ir más allá de los límites de las zonas protegidas, y es exactamente fuera de estos límites donde podemos encontrar la clave para interrumpir la tendencia de disminución de la biodiversidad: reforzando la cohesión ecológica a través del diseño de redes de áreas protegidas, conectadas por medio de corredores ecológicos. Aunque esta idea no es nueva y ya ha sido puesta en práctica en varios países, las implicaciones de esta estrategia no están siempre claras.

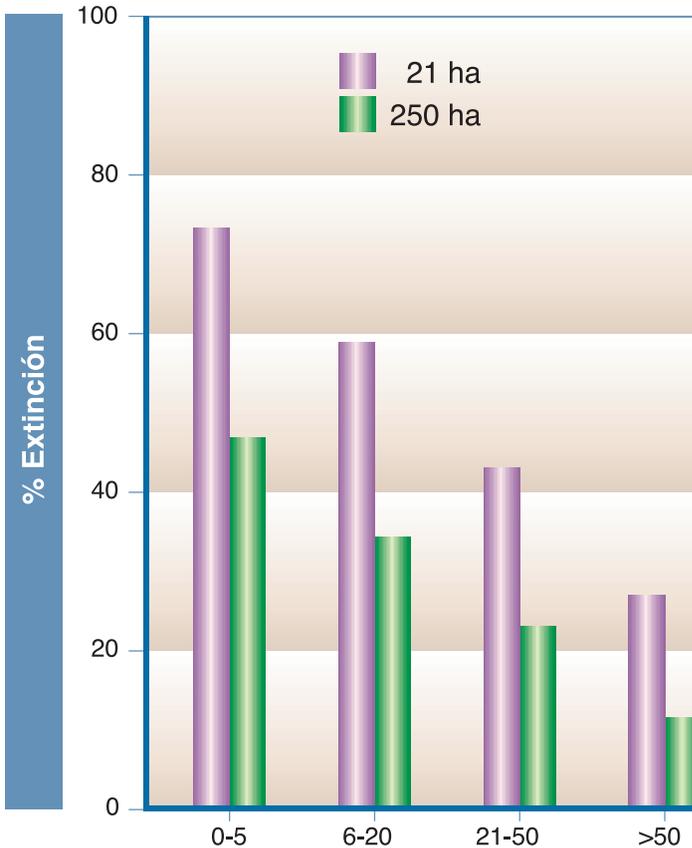


Figura 2. Extinción de especies de aves en dos teselas de la selva brasileña (fuente: Diamond, 1984)

¿Qué es una red ecológica? En mi opinión, una red ecológica funcional es la organización de un conjunto de hábitats separados espacialmente, mediante la cual los individuos de una especie determinada pueden dispersarse a su través. Considerando esta definición, el papel de los corredores resulta crucial.

Existen varios tipos y categorías de corredores, todos ellos dependientes de las especies para las que fueron diseñados y de la escala relevante para esas especies. La Figura 3 ilustra los diferentes tipos de corredores. Numerosas especies de aves, por ejemplo, necesitarán un corredor de puntos de paso mientras que muchas especies de murciélagos preferirán corredores continuos.

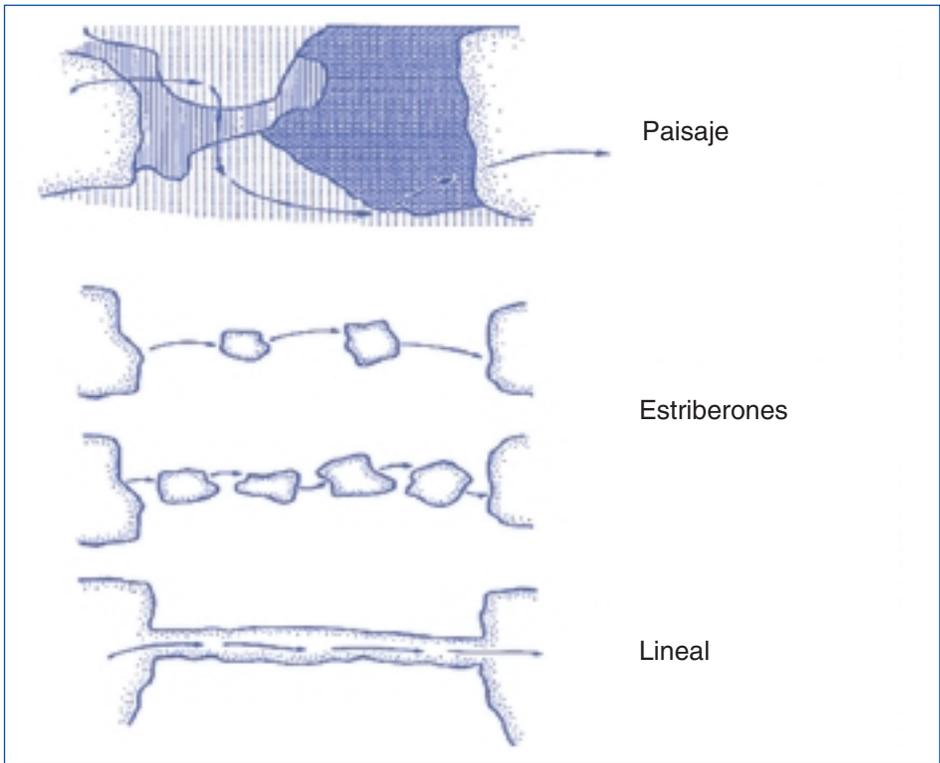


Figura 3. Tipos de corredores

En la consideración de los parámetros de diseño de corredores, las consideraciones funcionales resultan básicas. Las condiciones varían por completo según la función que el corredor deba cumplir para la especie para la cual se diseña. Así, los tejones (*Meles meles*) necesitan corredores paisajísticos para desplazarse desde el dormitorio hasta la zona de alimentación (Figura 4). Las ocas de Brent (*Branta leucopsis*) necesitan puntos de paso como descansaderos durante la migración entre la zona de cría y de invernada (Figura 5), y los sapos (*Bufo bufo*) utilizan principalmente corredores lineales cuando los individuos jóvenes se dispersan hacia hábitats de madurez (Figura 6).

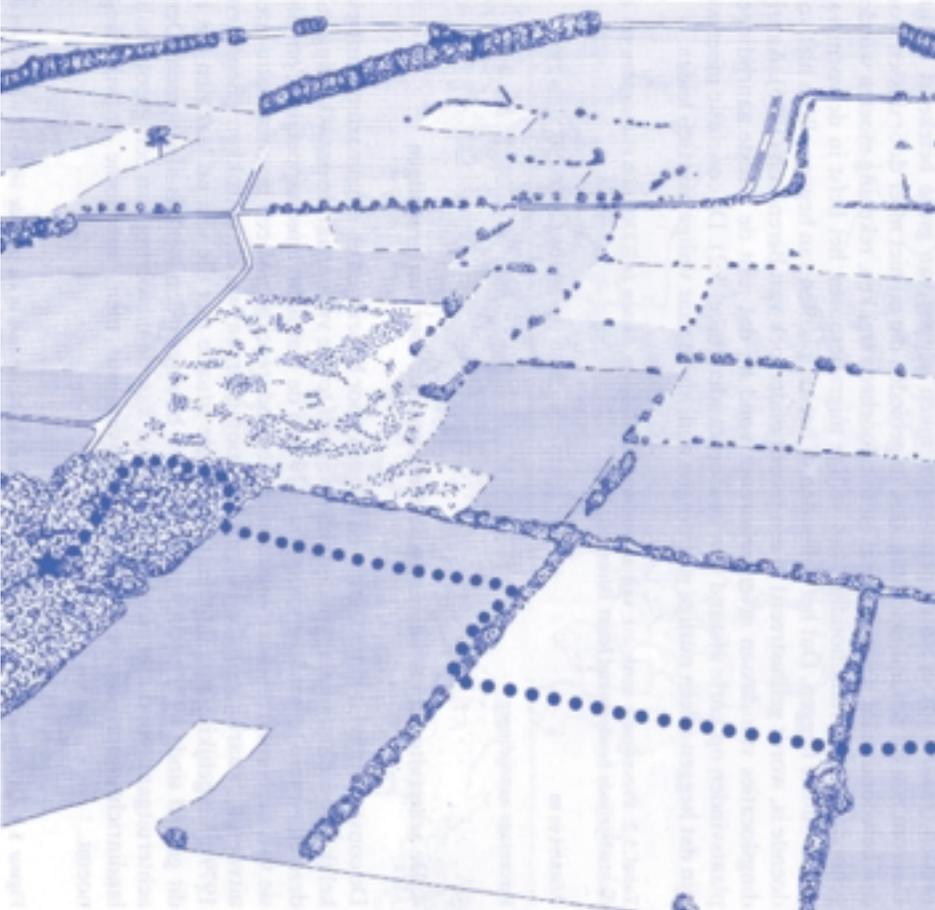


Figura 4. Corredor de desplazamiento los tejones (*Meles meles*) utilizan preferiblemente elementos lineales como los setos para sus movimientos diarios a través de paisajes seminaturales (fuente: Broekhuizen, 1986)



Figura 5. Corredor de migración: ruta de migración y escalas de la oca de Brent (*Branta leucopsis*) (fuente: Ebbinge, 2000)



Figura 6. Corredor de dispersión: rutas del movimiento de individuos juveniles de *Bufo bufo* (sapo) durante su fase de dispersión a través de un paisaje agrícola en Siebengebirge (Alemania). Los sapos prefieren zanjas y setos y evitan las praderas y los campos cultivables (fuente: Müller y Steinwarz 1987).

De una selección de especies *corredores dependientes* extraída de las listas de especies prioritarias europeas (Foppen *et al.*, 2000), parece ser que estas son especialmente importantes en la región mediterránea, localizándose en esta región el 50% de las mismas (Tabla 1).

Tabla 1. Distribución biogeográfica (%) de las especies corredores dependientes seleccionadas*. (*rangos de dispersión superiores a 10 Km; tamaño mínimo del área de reproducción requerida menos de 10 ha) (fuente: Foppen *et al.*, 2000).

ZONA BIOGEOGRÁFICA												
<i>Especies</i>	<i>Mar</i>	<i>Ártica</i>	<i>Mediterránea</i>	<i>Macaronesia</i>	<i>R. Alpina</i>	<i>Atlántica</i>	<i>Continental</i>	<i>Boreal</i>	<i>Póntica</i>	<i>Anatólica</i>	<i>Pannónica</i>	<i>Estépica</i>
Mamíferos (25)	8	24	36	0	28	16	28	32	12	16	8	8
Aves (69)	9	16	51	7	28	29	41	35	20	7	32	36
Peces (12)	50	17	42	17	17	50	58	42	17	8	42	33
TOTAL (106)	13	18	46	7	26	28	40	35	18	9	27	29

Toda esta información deja claro que, aparte de la conservación de los valores actuales dentro y fuera de las zonas protegidas, es necesario un análisis funcional de las relaciones que existen entre los hábitats. En consecuencia, se deben dar los siguientes pasos:

- Definir los ecosistemas de importancia,
- Identificar zonas núcleo y poblaciones locales importantes de las especies seleccionadas,
- Restaurar las redes allí donde sea necesario:
 - Identificar zonas (degradadas) que puedan ser restauradas,
 - Sustituir las zonas que se hayan perdido; estimular la restauración,
 - Mejorar la conectividad del paisaje.

Para poder evaluar estas relaciones funcionales, especialmente en lo que respecta a las posibilidades de dispersión de especies clave, se desarrolló la herramienta de modelización LARCH (Chardon *et al.*, 2000; Van der Sluis y Chardon, 2001). LARCH evalúa la persistencia de poblaciones de especies animales seleccionadas basándose, por una parte, en la información de GIS sobre el patrón de hábitat y, por otra, en los requerimientos de hábitat, las tasas de dispersión y en la dinámica poblacional de la especie. El modelo se basa en la teoría de metapoblaciones, según la cual una metapoblación es una población de una especie formada por varias subpoblaciones conectadas sólo a través de movimientos de dispersión (Hanski y Gilpin, 1997; Verboom *et al.*, 1993, 2001; Vos *et al.*, 2001, 2002).

La Figura 7 indica que la superficie total necesaria de hábitat depende de la estrategia elegida para establecer la cohesión ecológica entre hábitats: hábitats más dispersos implican la necesidad de considerar una superficie total de hábitat mayor.

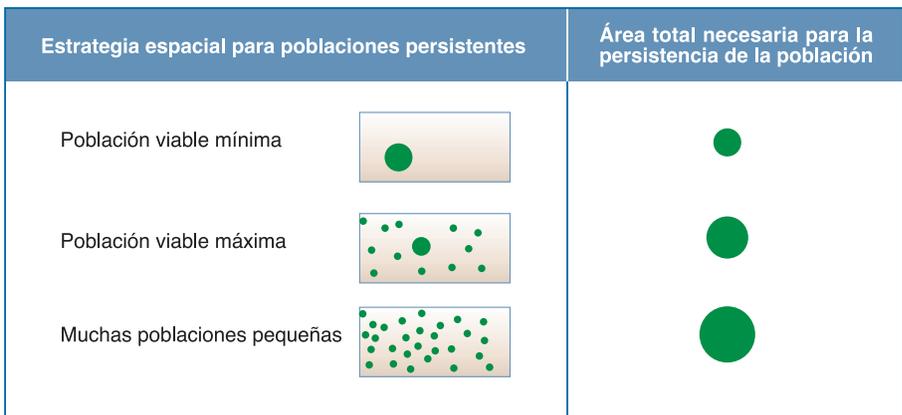


Figura 7. Diferentes estrategias para mejorar la persistencia de poblaciones

En consecuencia, para el diseño de redes ecológicas sólidas basadas en relaciones funcionales según las especies, son de aplicación las siguientes pautas:

- 1 Identificar la *especie indicadora* (o definir grupos de especies) que se diferencien en los requerimientos de hábitat y para las que se disponga de suficiente información actualizada sobre su distribución y dinámica poblacional.
- 2 Buscar/planificar *zonas clave* de hábitat idóneo (diferenciándolas, si fuera necesario en hábitats de alimentación, de cría y de desplazamiento) para los grupos de especies seleccionados.
- 3 Buscar/planificar *bábitats adicionales* para poblaciones persistentes (dentro del rango de dispersión en los ámbitos regional y nacional).

Estos pasos deben realizarse de forma coordinada entre los investigadores y los distintos actores interesados, como garantía de que el análisis aporte datos para el posterior desarrollo de la red ecológica.

Para las especies seleccionadas se necesita la siguiente información:

- Capacidad de carga del hábitat para la especie (grupos), derivado de:
 - Datos de distribución de las especies,
 - Bibliografía y opiniones de expertos.
- Criterios para la persistencia de las poblaciones (tamaño clave poblacional, superficie de hábitat adicional necesario), derivado de:
 - Información sobre la dinámica de poblaciones y opiniones expertas.

Dicha información debería ser debidamente verificada con la ayuda de ecólogos locales, y puede diferir para la misma especie en ambientes diferentes (Verboom *et al.*, 2001).

Se han usado tres ejemplos ilustrativos de este tipo de análisis. En todos los casos es importante recalcar que el análisis cumple objetivos explícitos, definidos por las autoridades competentes.

Primer Ejemplo. Desarrollo de una red ecológica para el ciervo rojo en el Noroeste de Europa

El objetivo se centró en el desarrollo de una red de ecosistemas forestales núcleos para el Noroeste de Europa (Groot Bruinderik *et al.*, en prensa). Como especie paraguas se eligió el ciervo rojo (*Cervus elaphus*). La fuente de datos para este análisis se obtuvo a partir del mapa de cobertura CORINE (250 x 250 m²), y la identificación de barreras se basó en el análisis del Mapa Digital Mundial. El resultado es un mapa que muestra las zonas núcleo y los corredores más importantes para el ciervo rojo (Figura 8). Especialmente en Holanda, la red es insuficiente para sustentar poblaciones grandes de ciervo rojo, pero queda igualmente claro que con pequeñas ampliaciones de la red, especialmente fuera de las tradicionales reservas naturales, esta situación podría mejorar considerablemente.

Segundo Ejemplo. Desarrollo de una red ecológica de zonas de turba en la región de Moscú

El objetivo en este caso era diseñar una estrategia de redes para aves y mariposas basada en las posibilidades de restauración. También en este caso el instrumento utilizado fue el LARCH. El resultado es un mapa que muestra el posible aumento de poblaciones persistentes de las diversas especies seleccionadas cuando se transforman más hábitats de turba fuera de las reservas naturales existentes, haciéndolos idóneos para ellas.

Tercer Ejemplo. Mejora de la cohesión espacial en la red ecológica de Emilia - Romagna (Italia)

La región de Emilia – Romagna y las provincias de Bolonia y Módena han tomado la iniciativa para evaluar las redes ecológicas de sus llanuras agrícolas, dentro del marco del proyecto Life–ECONet (ver Pungetti, este volumen). El modelo LARCH fue utilizado como herramienta para evaluar la red ecológica y la cohesión espacial del paisaje en un entorno GIS sobre la base de un mapa de vegetación o de usos del suelo. Por un lado, esta es una región donde el desarrollo se ha producido rápidamente debido a la implantación de la agricultura intensiva y de pequeñas industrias. Por otro lado, existe una tradición agropecuaria secular que ha evolucionado desde la época romana. En el último

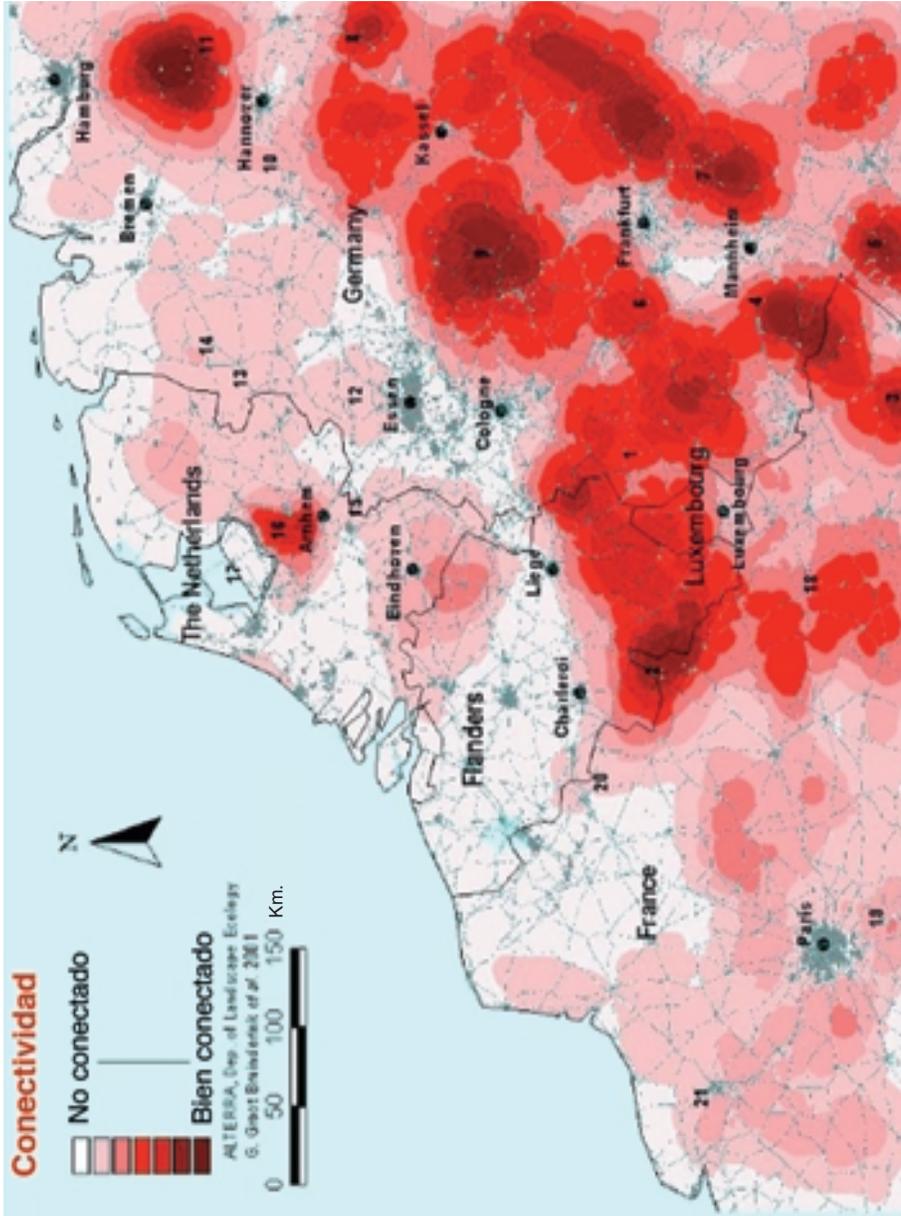


Figura 8. Conectividad para el ciervo rojo en el Noroeste de Europa basada en un análisis de la red (fuente: Groot Bruinderink et al., en prensa)

siglo los hábitats naturales han desaparecido o se ha incrementado considerablemente su fragmentación. Los cauces fluviales, que conectan desde los Apeninos hasta el río Po, forman la columna vertebral de la red ecológica. En las provincias de Bolonia y Módena ya se había realizado un primer diseño de la red ecológica antes del comienzo del proyecto Life–ECONet, en el que se plantearon corredores que conectasen los ríos principales (Simonati y Alessandrini, 2000).

A partir del modelo espacial LARCH, se comparó la situación actual con el diseño de red planteado antes del Life–ECONet, y se evaluó la calidad de la red y la cohesión espacial del paisaje. Utilizando el modelo LARCH para Emilia – Romagna, se seleccionaron tres tipos de ecosistemas prioritarios, para los que se evaluaron ocho especies indicadoras (Tabla 2).

Las especies presentan características diferentes respecto al requerimiento de hábitat, escala espacial y sensibilidad a las barreras (Van der Sluis *et al.*, 2001).

Tabla 2. Especies seleccionadas para el análisis LARCH en Emilia Romagna. En negrita se indican las especies sensibles a las barreras (fuente: Van der Sluis *et al.*, 2001)

<i>Hábitat</i>	<i>Capacidad de dispersión</i>	
	<i>Reducida (0–10 km)</i>	<i>Elevada (10–50 km)</i>
Matorral	<i>Lanius collurio</i>	<i>Putorius putorius</i> <i>Streptopelia turtur</i>
Humedal	<i>Triturus italicus</i> <i>Agrion splendens</i>	<i>Botaurus stellaris</i>
Pastizal	<i>Saxicola rubetra</i>	<i>Motacilla flava</i>

Resultados

La red ecológica propuesta mejorará sustancialmente la continuidad ambiental del área de estudio. Este resultado se basa en la viabilidad de las poblaciones de fauna y flora silvestres y en la evaluación de la cohesión espacial de las redes. El

análisis ha localizado con exactitud los lugares donde deberían considerarse medidas adicionales de rehabilitación (Figura 10). No obstante, a pesar de esta rehabilitación, el tamaño de hábitat disponible seguirá siendo limitante para especies como el avetoro. Tales resultados presentan información esencial sobre las potencialidades de establecimiento y mantenimiento de redes ecológicas cohesivas.

Conclusión: *Las redes ecológicas han de diseñarse sobre una base sólida*

- Los modelos de viabilidad poblacional como el LARCH facilitan rápidamente la comprensión de las posibilidades y los cuellos de botella que afectan a la dispersión de animales, a la restauración de hábitats y a los vínculos entre zonas protegidas. Las barreras ecológicas como las redes de carreteras y de ferrocarriles también deben tenerse en consideración, ya que resultan de especial importancia para las especies que viven en el suelo.
- Tales modelos también resultan explícitamente idóneos para la comparación de situaciones de desarrollo y constituyen una herramienta útil para la planificación y la gestión ecológica del uso del suelo (Pedroli *et al.*, 2002).
- No hay límites para los grupos de especies, en tanto en cuanto se disponga de información ecológica relativa a los requerimientos de hábitat y a la capacidad de dispersión. La escala de implementación abarca de lo provincial a lo internacional.
- Las redes ecológicas son fundamentales para mantener la biodiversidad en las áreas protegidas. Especialmente, en paisajes fragmentados como los mediterráneos (cf. Romano, 1996, 2000; Pungetti y Van der Sluis, 2002).
- Por ello se necesitan medidas para restaurar las redes ecológicas.
- Los parámetros de diseño correspondientes a las redes deben derivarse de los requerimientos – según la escala – de las especies clave seleccionadas. La selección de especies clave y de los parámetros de diseño es una opción política, que, no obstante, ha de basarse en información científica.
- Se dispone de métodos científicamente sólidos para evaluar la conectividad en el paisaje, incluso en condiciones de simulación, haciendo así posible la planificación participativa.

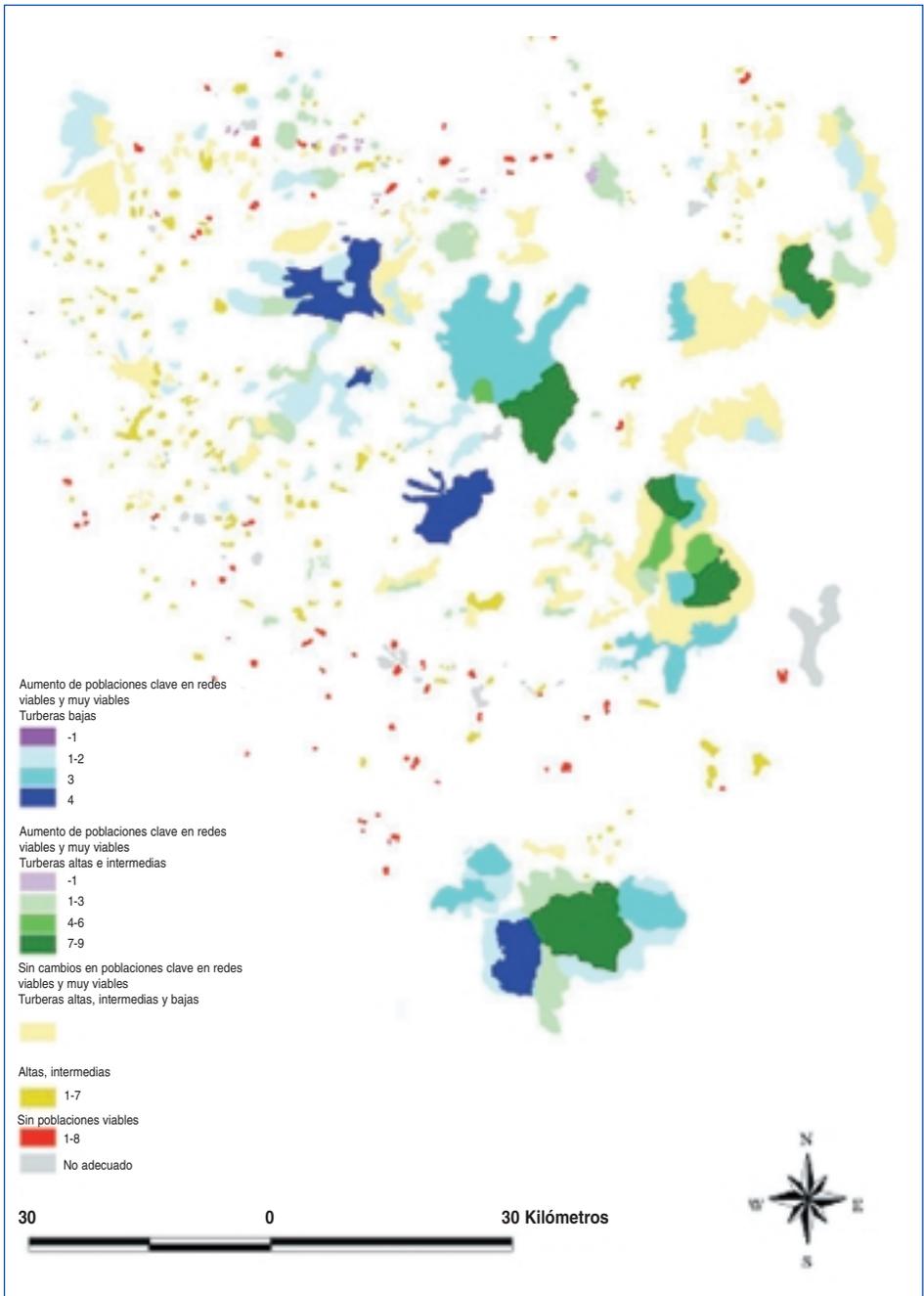


Figura 9. Aumento potencial de poblaciones persistentes de las especies seleccionadas de aves y mariposas en marismas de turba al este de Moscú.

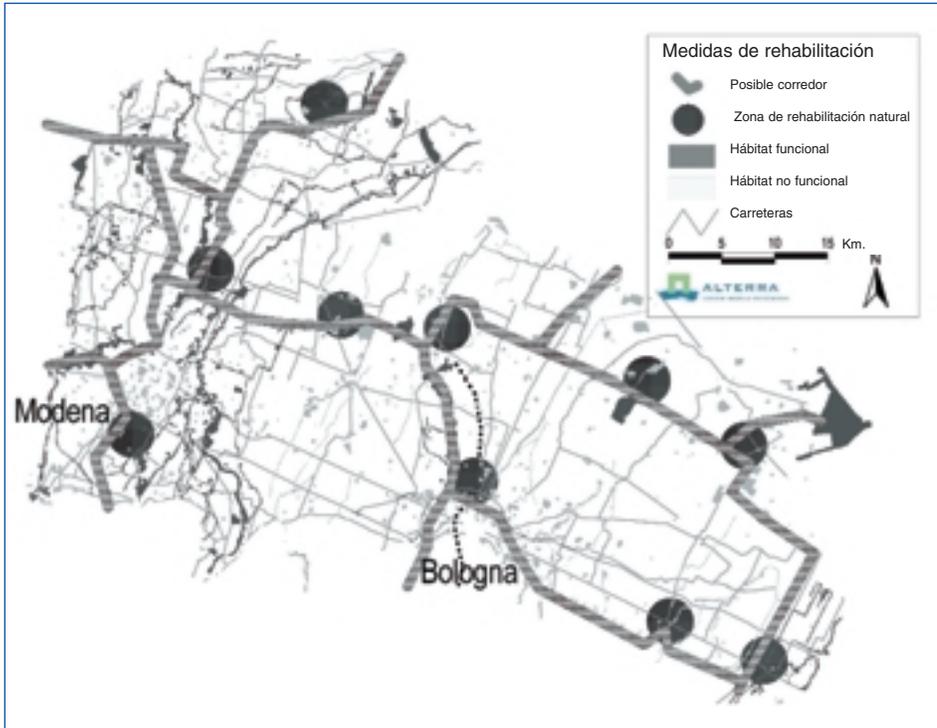


Figura 10. Medidas adicionales de rehabilitación para la red ecológica estudiada en las llanuras de las provincias de Bolonia y Módena (Italia) (fuente: Van der Sluis *et al.*, 2001)

- La planificación integrada del uso del suelo debería lograr el equilibrio entre las necesidades de los usuarios de la tierra y los requerimientos de las redes ecológicas.

Referencias

- Chardon, J.P.; Foppen, R.P.B. y Geilen, N., 2000. *LARCH-RIVER*, a method to assess the functioning of rivers as ecological networks. *European Water Management* 3 (6): 35-43.
- Foppen, R.P.B.; Bouwma I.M.; Kalkhoven J.T.R.; Dirksen, J. y van Opstal, S., 2000. Corridors of the Pan-European Ecological Network: Concepts and examples for terrestrial and freshwater vertebrates, *ECNC Report*, Tilburg.

- Groot Bruinderink, G.W.T.A.; van der Sluis, T.; Lammertsma, D.R. y Opdam, P. En prensa. The design of a tentative, coherent ecological network for large mammals in Northwest Europe. *Conservation Biology*.
- Hanski, I. y Gilpin, M.E. (Eds.), 1997. *Metapopulation biology: ecology, genetics, and evolution*. Academic Press, London, UK.
- Pedroli, B., De Blust, G.; Van Looy, K. y Van Rooij, S., 2002. Setting targets in strategies for river restoration. *Landscape Ecology* 17 (1): 5-18.
- Romano, B., 2000. *Continuità ambientale. Pianificare per il riassetto ecologico del territorio. Environmental continuity. Planning for the ecological re-organisation of territory*. Università d' Aquila. Andromeda editrice, Colledara, Italy.
- Romano, B., 1996. *Oltre i parchi. La rete verde regionale. Una ricerca sulle idoneità territoriali per i corridoi ecologici dell' Appennino centrale*. Tesis doctoral. Universidad de Aquila. Andromeda editrice, Colledara, Italy.
- Simonati, W. y Alessandrini, A., 2000. La biodiversità sarà tutelata da una rete ecologica, *Agricoltura*, 11: 66-68.
- Van der Sluis, T. y Chardon, J.P., 2001. How to define European ecological networks. En: Y. Villacampa; C.A. Brebbia y J.L. Usó (Eds.), *Ecosystems and Sustainable Development ECOSUD III*, Alicante, Spain. Wessex Institute of Technology, Southampton, UK. pp. 119-128.
- Van der Sluis, T.; Pedroli B. y Kuipers, H., 2001. Corridors for LIFE: Ecological Network Analysis, Regione Emilia-Romagna, the plains of the Provinces of Modena and Bologna, *ALTERRA Report 365*, Wageningen.
- Verboom, J.; Metz, J.A.J. y Meelis, E., 1993. Metapopulation models for impact assessment of fragmentation. En: C.C. Vos y P.F.M. Opdam (Eds.), *Landscape ecology of a stressed environment*. London: Chapman and Hall. *IALE studies in Landscape Ecology* 1: 172-191.
- Verboom, J.; Foppen, R.; Chardon, P.; Opdam, P. y Luttikhuisen, P., 2001. Introducing the key patch approach for ecological networks with persistent populations: an example for marshland birds. *Biological conservation* 100 (1): 89-101
- Vos, C. C.; Baveco, H. y Grashof-Bokdam, C. J., 2002. Corridors and species dispersal. En: K.J. Gutzwiller (Ed.), *Concepts and application of landscape ecology in biological conservation.*, Springer Verlag, New York.
- Vos, C.C.; Verboom, J.; Opdam, P.F.M. y Ter Braak, C.J.F., 2001. Towards ecologically scaled landscape indices. *The American Naturalist* 158 (1): 24-41.